



HAL
open science

**L'éco-pastoralisme un outil adapté pour la gestion
conservatoire des écosystèmes très anthropisés? : le cas
des digues artificielles du canal de dérivation de
Donzère-Mondragon dans la vallée du Rhône
(Vaucluse-Drôme, France)**

Cannelle Moinardeau

► **To cite this version:**

Cannelle Moinardeau. L'éco-pastoralisme un outil adapté pour la gestion conservatoire des écosystèmes très anthropisés? : le cas des digues artificielles du canal de dérivation de Donzère-Mondragon dans la vallée du Rhône (Vaucluse-Drôme, France). Sciences agricoles. Université d'Avignon, 2018. Français. NNT : 2018AVIG0345 . tel-02071589

HAL Id: tel-02071589

<https://theses.hal.science/tel-02071589>

Submitted on 18 Mar 2019

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.



THÈSE

Présentée pour l'obtention du grade de
Docteur d'Avignon Université

Ecole doctorale 536 : « Sciences et Agrosociétés » (ED 536)
Spécialité : Biologie des populations et écologie

L'écopastoralisme, un outil adapté pour la gestion conservatoire des écosystèmes très anthropisés ?

Le cas des digues artificielles du canal de dérivation de Donzère-Mondragon dans la vallée du Rhône (Vaucluse-Drôme, France)

Cannelle MOINARDEAU

Thèse soutenue publiquement le 12 décembre 2018
devant le jury composé de :

Didier ALARD	Professeur, BIOGECO, Université de Bordeaux	Rapporteur
Sylvain PLANTUREUX	Professeur, LAE, Université de Lorraine	Rapporteur
Albin BLASCHKA	Docteur, Agricultural Research and Education Center Raumberg-Gumpenstein, Autriche	Examineur
Elise BUISSON	Maître de Conférences HDR, IMBE, Université d'Avignon	Examinatrice
Romain BRUSSON	Chargé de mission environnement, CNRS	Invité
Bruna ROMANINI	Personnel d'exécution, ONCFS	Invitée
François MESLEARD	Directeur de recherche, Institut de la Tour du Valat Professeur associé, IMBE, Université d'Avignon	Codirecteur
Thierry DUTOIT	Directeur de recherche CNRS IMBE, Université d'Avignon	Directeur



THÈSE

Présentée pour l'obtention du grade de
Docteur d'Avignon Université

Ecole doctorale 536 : « Sciences et Agrosociétés » (ED 536)
Spécialité : Biologie des populations et écologie

L'écopastoralisme, un outil adapté pour la gestion conservatoire des écosystèmes très anthropisés ?

Le cas des digues artificielles du canal de dérivation de Donzère-Mondragon dans la vallée du Rhône (Vaucluse-Drôme, France)

Cannelle MOINARDEAU

Thèse soutenue publiquement le 12 décembre 2018
devant le jury composé de :

Didier ALARD	Professeur, BIOGECO, Université de Bordeaux	Rapporteur
Sylvain PLANTUREUX	Professeur, LAE, Université de Lorraine	Rapporteur
Albin BLASCHKA	Docteur, Agricultural Research and Education Center Raumberg-Gumpenstein, Autriche	Examineur
Elise BUISSON	Maître de Conférences HDR, IMBE, Université d'Avignon	Examinatrice
Romain BRUSSON	Chargé de mission environnement, CNRS	Invité
Bruna ROMANINI	Personnel d'exécution, ONCFS	Invitée
François MESLEARD	Directeur de recherche, Institut de la Tour du Valat Professeur associé, IMBE, Université d'Avignon	Codirecteur
Thierry DUTOIT	Directeur de recherche CNRS IMBE, Université d'Avignon	Directeur

« Ce bien-être que nous cherchons, il nous est donné par la beauté du monde. L'observer, la contempler, c'est un principe de régénération comme l'oxygène. » Jacques Perrin – Interview du 26 janvier 2016

AVANT-PROPOS

Cette thèse a été menée au sein de l'Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE - UMR CNRS 7263 / IRD 127, axe 4, équipe 4.1 « *Ingénierie de la Restauration des Patrimoines Naturels et Culturels* ») dans les locaux de l'IUT d'Avignon. Denis Roux, ancien directeur de la réserve de Donzère-Mondragon, est à l'origine de cette démarche. Lors de la rédaction du plan de gestion 2013-2017, dans le cadre de mon Master 2 « *Ecologie et Biologie des Populations* » de l'université de Poitiers en 2013, il m'avait suggéré d'inclure une étude sur les impacts des différents types d'éco-pastoralisme sur la végétation de la réserve. Le contact pris alors avec l'IMBE (Thierry Dutoit et François Mesléard) a ensuite débouché sur la réalisation d'un Diplôme d'Université de Nice en 2014 et le démarrage de cette thèse en 2015 grâce aux financements de la Compagnie Nationale du Rhône (CNR) et de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (ONCFS) qui ont alors permis mon recrutement pendant plus de trois années comme ingénieure d'études à l'université d'Avignon.

Les travaux de recherches doctorales menés ont donc été clairement cadrés au niveau des objectifs, sites d'études et modèles, par une commande précise de ces deux organismes. Celle-ci visant à livrer à moyen-terme des résultats fiables et opérationnels en matière de mesure des impacts des troupeaux sur la végétation et de préconisations futures de leur gestion pour assurer la pérennité des résultats obtenus sur le site et leur extrapolation à d'autres digues gérées par la CNR.

Après une introduction générale, le manuscrit comprend quatre chapitres sous forme d'articles scientifiques et une discussion générale. Il a été rédigé volontairement selon les critères académiques d'un manuscrit scientifique mais en voulant le rendre également accessible aux responsables actuels et futurs de la gestion des sites concernés. C'est notamment pourquoi les éléments contextuels locaux ont été présentés en toute première partie de l'introduction générale suivis par les cadres théorique et appliqué ainsi que les principales questions et objectifs de recherche de la thèse. Cette première partie permet ainsi de situer la thèse dans une problématique de recherche, après en avoir présenté les éléments locaux, et de comprendre comment s'articulent les différents chapitres.

Les quatre chapitres permettent de traiter les différentes hypothèses qui structurent ce travail. Le premier chapitre constitue un article publié dans une revue indexée (*Environmental Management*, 2016, 58:984-997). Le second chapitre est publié dans la revue indexée *Environmental Conservation* (2018) mais n'est pas encore attribué à un volume. Ces deux chapitres correspondent à la traduction des articles respectifs dans ce document afin de répondre aux demandes des gestionnaires du site et financeurs de la thèse. Le troisième chapitre sera divisé pour être soumis sous forme de deux articles dans les revues indexées *Agriculture, Ecosystems & Environment* et *Rangeland Ecology & Management*. Il fait cependant l'objet d'un seul chapitre dans cette thèse car toutes les expérimentations concernent le même site. Le quatrième chapitre est actuellement en préparation pour la revue indexée *Small Ruminant Research*. Enfin, une discussion générale synthétise et discute les principaux résultats obtenus, et présente les perspectives de cette recherche.

Le format du manuscrit induit certaines redondances inévitables entre chapitres. Pour en faciliter la lecture, des transitions font les liens entre eux et les références ont toutes été reportées à la fin du document.

REMERCIEMENTS

Une thèse ne peut se faire sans l'aide et le soutien de nombreuses personnes tout au long des trois voire quatre années que dure ce périple. L'écriture des remerciements est souvent synonyme de l'aboutissement de ce travail de thèse, je vais néanmoins tâcher de n'oublier personne et veuillez m'en excuser le cas échéant !

En premier lieu, je remercie mes deux directeurs de thèse Thierry Dutoit et François Mesléard. Thierry, merci de m'avoir donné envie de faire une thèse, je pensais que ça n'était pas fait pour moi ou du moins que je n'étais pas faite pour ça. Merci d'avoir cru en moi dès le début ! Merci pour les aides sur les manip's, pour les nombreuses relectures et conseils, pour la gestion des questions administratives, etc. Un grand merci pour m'avoir récemment permis de participer au tournage d'une émission de télévision, c'était inédit pour moi. Bon, je n'arrive toujours pas à vous tutoyer... désolée ! François, je te remercie pour tes conseils avisés, pour tes relectures enrichissantes, toujours réalisées dans les plus brefs délais, pour ton calme, tu as réussi à me rassurer de nombreuses fois (et ça, ce n'était pas gagné !). Merci pour tes commentaires dans mes documents Word, j'en ferai prochainement un recueil. Merci à vous deux de m'avoir donné l'opportunité de participer à (de nombreux) colloques, expériences très enrichissantes tant au niveau personnel que professionnel. Merci pour votre disponibilité et votre accessibilité au quotidien.

Je remercie les membres du jury d'avoir accepté et pris le temps d'évaluer ce travail : Didier Alard, Professeur à l'Université de Bordeaux ; Sylvain Plantureux, Professeur à l'Université de Lorraine ; Albin Blaschka, Docteur, *Agricultural Research and Education Center Raumberg-Gumpenstein* ; Elise Buisson, Maître de Conférences HDR à l'Université d'Avignon. Je remercie également les membres invités, Romain Brusson, Chargé de mission environnement à la CNR ; Bruna Romanini, Personnel d'exécution à l'ONCFS, pour leur présence au jury de thèse.

Je tiens également à remercier les membres de mon comité de pilotage de thèse qui m'ont aidé à cibler et construire mon travail, qui ont répondu à mes questions et m'ont fait part de leurs réflexions : Loïc Willm, Chargé d'études Gestion des zones humides méditerranéennes à la Tour du Valat ; Alain Sandoz, Chargé de Recherche à la Tour du Valat. Une pensée émue en hommage à Bernard Amiaud, Professeur à l'Université de Lorraine, qui nous a quitté prématurément au cours de cette année 2018. Son œil avisé et ses remarques pertinentes durant mes deux comités de thèse m'ont été d'une aide précieuse. Le colloque ECOVEG 13 au Québec durant lequel nous avons longuement échangé restera un agréable souvenir.

Pour m'avoir confiée et pour avoir financé cette mission sous la forme d'une thèse, mes remerciements vont à la Compagnie Nationale du Rhône et à l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage. Plus particulièrement à Denis, aujourd'hui en retraite car tout a débuté en 2013 lors de mon stage de M2 à ses côtés ; Romain que j'ai rencontré également dès le début de cette aventure et avec qui nous avons échangé durant

toute la durée du projet. Merci surtout à toi Bruna, pour ton franc-parler, ton accent inoubliable, ton expérience, ton œil expert sur le terrain, tes nombreux coups de main sur les manip' et les bons souvenirs que j'ai en mémoire depuis le tout début de cette aventure dans le sud de la France. Merci également aux juments dont tu t'occupes si bien pour le bon boulot qu'elles font (ainsi qu'aux vaches et aux chèvres, vedettes de ce travail de thèse).

Je remercie l'école doctorale ED536 Sciences et Agrosociétés, et Avignon Université d'avoir permis cette inscription en doctorat ainsi que le département Génie Biologique de l'IUT d'Avignon pour m'avoir permis une première expérience en enseignement très enrichissante, à ce titre je remercie plus particulièrement Elise Buisson.

Merci aux différents personnels de la Tour du Valat lors de mes séjours en Camargue où j'ai toujours été bien accueillie. Manon, merci pour ton aide sur le terrain au début de ma thèse, bon courage à toi pour la suite ! Merci à Olivier Pineau pour son rhum à la cannelle. Je remercie chaleureusement Loïc et Alain pour avoir travaillé avec moi sur toute la partie SIG. Ce n'était pas une mince affaire mais vos conseils et votre aide m'ont été précieux ! Merci d'avoir répondu à toutes mes sollicitations. Loïc, merci de m'avoir accompagnée à Arras pour le colloque REVER 8. Promis la prochaine fois j'essayerai de t'emmener dans un coin plus exotique !

Je souhaite remercier Laurent Tatin du CEN PACA de m'avoir accompagnée sur le terrain au milieu des juments, ainsi que pour ses conseils concernant les GPS installés sur les animaux, sans lesquels je n'aurais pu faire cette expérimentation. Merci également aux membres du CERPAM, Bénédicte Beylier et Laurent Garde notamment pour leur implication dans les enquêtes pastorales.

Mes remerciements vont également à l'Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale et à son directeur Thierry Taton pour l'accueil au sein de l'équipe de recherche « *Ingénierie de la Restauration des Patrimoines Naturels et Culturels* ». Je tiens à remercier grandement Daniel Pavon pour son aide annuelle sur le terrain durant les relevés botaniques, pour m'avoir fait découvrir la botanique et m'avoir aidée à l'identification d'espèces, et ce toujours dans la bonne humeur !

Je continue avec les différents membres permanents et temporaires de l'équipe IMBE d'Avignon qui ont croisé mon chemin depuis 2014 :

- Arthur : tu n'étais pas mon stagiaire (j'étais stagiaire en même temps que toi), mais ton travail m'a énormément servi par la suite. Ta passion pour le pastoralisme et l'élevage sont visibles dès la lecture de ton rapport. Merci pour ce travail !

- Bastien et Chloé : des stagiaires en or. Bastien, le premier entretien que j'ai fait passer. J'ai senti quelque chose de très positif dès le début et je ne me suis pas trompée. Ton audace de postuler à un stage de M2 alors que tu n'étais qu'en DUT m'a plu, ta passion et ta motivation tant pour tes projets personnels que professionnels ont laissé apparaître une grande maturité. Merci pour ton travail irréprochable ! Chloé (ou Milena j'sais plus trop...),

merci de nous avoir harcelé, ça valait le coup (tant pour nous que pour toi je l'espère !). Ton travail, ta motivation et ta maturité m'ont impressionnée. Merci pour ton aide tant au niveau professionnel que personnel. En effet, grâce à toi j'ai pu partir en Amérique du Nord l'esprit tranquille : Neva était entre de bonnes mains ! Je ne te le dirai jamais assez : MERCI ! Elle me demande souvent quand aura lieu votre prochaine coloc' d'ailleurs.

Bref, j'ai eu deux stagiaires vraiment supers, mes deux premiers encadrements, j'ai eu de la chance ! Je vous souhaite de réussir dans vos projets respectifs.

- Les différents stagiaires du labo IMBE d'Avignon, par date : Kévin, oui ça date, j'espère que tu t'éclates en Nouvelle-Zélande, je te rejoins bientôt ; Sébastien, super moments et discussions avec toi, j'espère que tes nombreux projets verront le jour, tu es quelqu'un d'une grande ambition et ça paye. A très vite en NZ là encore ; Jordan, je te remercie, malgré les circonstances, pour ton aide à deux reprises sur mon terrain.

- Les anciens doctorants du labo IMBE d'Avignon et maintenant docteurs : Renaud, un énorme merci pour toutes tes réponses toujours très rapides à mes questions de stats ; Solène, merci pour les nombreuses soirées chez toi il y a quelques années, on était toujours bien reçus, merci de m'avoir poussée à faire une thèse lorsque j'étais en grande hésitation. Jeff, toujours fidèle au poste, eh non tu n'auras pas réussi à me faire quitter ce bureau c'est même toi qui es parti ! Merci pour m'avoir attendue durant nos sorties footing. Adeline, merci de m'avoir fait comprendre que faire une thèse c'est vraiment une chance. Je garde un bon souvenir de nos nombreuses discussions sur des sujets divers et variés, merci pour ton aide en stats ça m'a servi de base pour tout le reste, merci pour les nombreux conseils. Profite à fond de cette nouvelle vie comblée qui t'attend !

Anne, je ne sais pas dans quelle catégorie te placer, merci pour ton aide sur le terrain à plusieurs reprises et pour les discussions échangées en début de thèse.

- Les doctorants du labo IMBE d'Avignon par ordre d'arrivée : Christel et Julie. Que de souvenirs ! Dans le bureau, à table le midi, en colloques bien évidemment qui resteront inoubliables ! On est synchros toutes les trois : 2015-2018. Merci les filles, pour vos deux personnalités, j'espère que vos projets vont se réaliser. Christel, merci pour ton accent qui apporte et ramène le soleil, merci pour ta bonne humeur quotidienne ! Merci pour ton aide lors de manipulations sur le terrain. Julie, par quoi commencer... merci pour ton aide à de nombreuses reprises en stats, sur des questions « bricolage », tu es la mieux placée ça c'est sûr, sur des questions techniques, sur de nombreuses petites choses. Un grand merci au niveau professionnel mais aussi personnel, comme les fameux barbecue-piscines ou nos vacances à New-York ! Lucie, bon vent pour la suite. Tania, plein de bons moments depuis un an ! Obrigada pour nos nombreuses discussions, pour les conseils, et surtout pour les goûters car je n'aurais pu terminer ma thèse sans, c'est évident ! Bon courage pour la suite de ta thèse, et fais-moi plaisir, détends-toi un peu. Anouk, très contente d'avoir été ta baby-sitter lors de ton arrivée ici. Merci pour nos longues discussions professionnelles et personnelles. Un grand merci pour les relectures de manuscrit. Et à plusieurs reprises, merci sincèrement pour Neva, elle a une tatie au top ! Que tes projets se concrétisent, tu le mérites ! J'espère surtout que tout se passera bien l'année prochaine avec les laveurs de vitres... Et enfin Aure, la dernière arrivée, bon courage pour la suite.

- Merci aux autres membres du labo : Marthe, pour le thé bien entendu, mais aussi pour nos discussions ; Elise, pour ta connaissance, ton expérience, les colloques passés ensemble ; Aline, pour ta sincérité, ton franc-parler ; Olivier, pour ta simplicité, tes conseils avisés et la relecture de l'abstract ; Armin, toujours le petit mot pour prendre des nouvelles ; André et Tiago pour le côté exotique. Un remerciement spécial à Virginie pour ta gestion exemplaire, même quand c'était compliqué ! Merci pour ta gentillesse et ta disponibilité. Et bien entendu un grand merci à Hervé R., le voisin, pour ton immense aide sur le terrain, pour des manip en tout genre, du prêt de matériel, ta disponibilité même en dehors des heures du bureau pour boire du champagne sur une digue... sans toi ce serait compliqué.

- Les autres membres de l'IUT : Fabien, pour le prêt régulier de matériel ainsi que pour le remplacement de mon phare ; Isabelle L., pour les fournitures de bureau ; Hervé H., pour les nombreuses fois où tu nous as dépanné informatiquement, bon rétablissement ; Sébastien, j'espère qu'on ne t'a pas trop embêté avec nos différents soucis électriques ou d'alarme.

Je poursuis mes remerciements avec mes amis, certains depuis de nombreuses années, si nombreuses que l'on ne les compte plus, et d'autres plus récemment rencontrés : Perrine et Roxane, les TBF, Pierre et Flora, Emeline et Jérôme. J'aurais également pu dupliquer ici certains noms précédemment cités !

Je termine mes remerciements par les personnes qui me sont les plus chères :

- Mes parents, pour un nombre de raisons incalculable, pour m'avoir permis et donner l'envie de faire des études. J'ai rapidement compris d'où me venaient cette passion et cet intérêt pour le vivant, la nature, le monde qui nous entoure. Léopold (enfin Léo plutôt), merci, grâce à toi j'ai dû expliquer 342768 fois pourquoi ma clé USB s'appelait « Top Secret ». J'espère que tes projets de cette fin d'année vont se concrétiser.

- Enfin, merci à toi Jacques, pour ce que tu es, pour ce que tu m'as fait devenir, merci d'être là depuis si longtemps. Merci de m'avoir suivie à l'autre bout de la France, on n'est pas si mal ici tu ne trouves pas ? Quelques mots sur cette page ne suffisent pas tu le sais. Merci d'avoir adopté Neva avec moi, ce qu'il y a de plus réconfortant et relaxant à mes yeux pour le moment.

TABLE DES MATIERES

AVANT-PROPOS	1
REMERCIEMENTS	3
TABLE DES FIGURES	11
TABLE DES TABLEAUX	16
TABLE DES PHOTOGRAPHIES	17
TABLE DES ANNEXES	18
INTRODUCTION GENERALE	19
I.1. Contexte local	21
I.1.1. L'aménagement du Rhône.....	21
I.1.1.1. La création des ouvrages de Donzère-Mondragon	22
I.1.1.2. La gestion, l'entretien et la surveillance des ouvrages.....	23
I.1.2. La réserve de chasse et de faune sauvage de Donzère-Mondragon	24
I.1.2.1. Contexte géographique, enjeux et origine de la réserve	24
I.1.2.2. Objectifs de gestion et conservation.....	25
I.1.2.3. Evolution de la gestion appliquée dans la réserve ONCFS de Donzère-Mondragon.....	26
I.1.3. Synthèse des objectifs attendus de la CNR et de l'ONCFS.....	27
I.2. Cadre conceptuel	32
I.2.1. Ecologie des communautés végétales	32
I.2.1.1. Dynamique et successions des communautés végétales sous perturbation	32
I.2.1.2. Stress et/ou perturbations ?	34
I.2.1.3. Résilience des écosystèmes.....	35
I.2.1.4. Théorie des filtres.....	35
I.2.1.5. Processus de coexistence et assemblage des communautés.....	36
I.2.1.6. Systèmes emboîtés.....	38
I.2.1.7. Interactions biotiques.....	38
I.2.1.8. Diversités Alpha et Beta, Gamma	39
I.2.2. Rôles des herbivores sauvages dans les écosystèmes	40
I.2.2.1. Relations plantes-herbivores.....	40
I.2.2.2. Pâturage et perturbation intermédiaire.....	41
I.2.2.3. Les grands herbivores, espèces clés de voûte des écosystèmes (keystone function) ?.....	41
I.2.2.4. Pâturage et création de patterns de végétation	43
I.3. Cadre appliqué	44
I.3.1. Ecosystèmes fluviaux naturels.....	44
I.3.2. Ecosystèmes fluviaux chenalisés	44
I.3.3. Applications du pâturage en biologie de la conservation.....	45
I.3.3.1. Historique de l'utilisation des terres en Europe	45
I.3.3.2. Biologie de la conservation	46
I.3.3.3. Utilisation des grands herbivores pour la gestion conservatoire : facteurs clés et clés de voûte....	47
I.3.3.4. Pâturage et gestion conservatoire en Europe	47
I.3.3.5. Impacts du pâturage sur l'environnement	48
I.3.3.6. Pâturage et objectifs de gestion conservatoire des milieux.....	50
I.3.3.7. Qualité de l'habitat pâturé et gestion	52
I.3.4. Fauchage et débroussaillage de la végétation.....	53
I.3.5. Applications du pâturage aux « nouveaux écosystèmes »	55

I.3.5.1. Les « nouveaux écosystèmes ».....	55
I.3.5.2. Gestion des « nouveaux écosystèmes »	56
I.4. Les différents sites d'étude.....	57
I.4.1. Climat.....	57
I.4.2. Description de la végétation.....	58
I.4.3. Enjeux faunistiques.....	61
I.4.4. Les trois sites d'étude	62
I.4.4.1. Site 1 : les digues du canal d'amenée ou usinier, fauchées ou pâturées par des bovins Galloway .	62
I.4.4.2. Site 2 : le Plateau, sur le canal de fuite, remblai pâturé par des chevaux Konik-Polski	65
I.4.4.3. Site 3 : la Croisière, sur le canal de fuite, digue-remblai débroussaillée et pâturée par des chèvres du Rove.....	68
I.5. Objectifs, Questions et organisation du manuscrit	72
TRANSITION VERS LE CHAPITRE 1.....	75
CHAPITRE 1 : AUGMENTER LA BIODIVERSITE FLORISTIQUE DES DIGUES ET REMBLAIS ARTIFICIELS LE LONG DU RHONE GRACE A DIFFERENTES PRATIQUES PASTORALES.....	77
Résumé du chapitre	79
1.1 Introduction	80
1.2. Matériel & méthodes	83
1.2.1. Site d'étude.....	83
1.2.2. Analyses de la végétation	84
1.2.3. Analyses de sol.....	87
1.2.4. Analyses statistiques.....	87
1.3. Résultats	89
1.3.1. Site 1 : Pâturage à faible densité vs. fauchage	89
1.3.2. Site 2 : pâturage équin à faible densité vs. aucune gestion.....	91
1.3.3. Site 3 : débroussaillage vs. pâturage à faible densité vs. aucune gestion	94
1.4. Discussion.....	97
1.4.1. Dynamique de la végétation sur les trois sites	97
1.4.2. Implications pour la restauration et la gestion de la végétation des digues et remblais	99
TRANSITION VERS LE CHAPITRE 2.....	103
CHAPITRE 2 : EFFETS A COURT TERME DU PATURAGE ET DU FAUCHAGE DE DIGUES ARTIFICIELLES SUR LA DIVERSITE ET LA BIOMASSE DE LA VEGETATION	105
Résumé du chapitre	107
2.1. Introduction	108
2.2. Matériel & méthodes	111
2.2.1. Site d'étude.....	111
2.2.2. Suivi de la végétation	113
2.2.3. Analyses de sol.....	114
2.2.4. Analyses de photographies aériennes	114
2.2.5. Analyses statistiques.....	115
2.3. Résultats	117
2.3.1. Diversité et structure des communautés végétales	117

2.3.2. Caractéristiques du sol.....	121
2.3.3. Indices de végétation.....	122
2.4. Discussion.....	124
2.4.1. Impacts des différents traitements de gestion conservatoire.....	124
2.4.2. Implications pour la restauration et la gestion de la végétation des digues	125
TRANSITION VERS LE CHAPITRE 3.....	127
CHAPITRE 3 : IMPACTS D’UN PATURAGE EXTENSIF EQUIN SUR LA VEGETATION, LA BANQUE DE GRAINES ET LA VALEUR FOURRAGERE D’UNE DIGUE ARTIFICIELLE DES BORDS DU RHONE	129
Résumé du chapitre	131
3.1. Introduction	132
3.2. Matériel & méthodes	137
3.2.1. Site d’étude.....	137
3.2.2. Relevés de végétation.....	138
3.2.3. Banque de graines du sol.....	140
3.2.4. Valeur fourragère du site.....	141
3.2.5. Analyse des images aériennes	142
3.2.6. Utilisation de l’espace par les équins.....	143
3.2.7. Analyses statistiques.....	144
3.2.7.1. Relevés de végétation	144
3.2.7.2. Banque de graines du sol	144
3.2.7.3. Valeur fourragère du site	145
3.2.7.4. Analyses images aériennes.....	145
3.2.7.5. Utilisation de l’espace par les équins	146
3.3. Résultats	147
3.3.1. Relevés de végétation.....	147
3.3.2. Banque de graines	153
3.3.2.1. Analyse par types de communautés végétales	154
3.3.2.2. Similarité de composition entre la végétation exprimée et la banque de graines.....	157
3.3.3. Valeur fourragère	157
3.3.3.1. Evolution des valeurs fourragères des quatre faciès entre les quatre saisons	157
3.3.3.2. Corrélations entre les éléments dosés et la végétation exprimée	159
3.3.4. Analyse des images aériennes	160
3.3.5. Utilisation spatiale du site par les équins	164
3.3.5.1. Fréquentation des différents parcs	164
3.3.5.2. Différence de fréquentation nyctémérale	164
3.3.5.3. Fréquentation du site par les équins et recouvrement de la végétation ligneuse	167
3.3.5.4. Fréquentation du site et NDVI.....	167
3.4. Discussion.....	168
3.4.1. Impacts du pâturage extensif équin sur la végétation exprimée et la banque de graines du sol	168
3.4.2. Organisation du pâturage extensif équin et valeur fourragère	169
3.4.3. Implications pour la gestion de la végétation de la digue	173
TRANSITION VERS LE CHAPITRE 4.....	175
CHAPITRE 4 : UTILISER LE DEBROUSSAILLAGE MECANIQUE ET LE PATURAGE CAPRIN POUR RESTAURER LA DIVERSITE VEGETALE HERBACEE SOUS LE COUVERT FORESTIER D’UNE DIGUE DANS LA VALLEE DU RHONE ...	177
Résumé du chapitre	179

4.1. Introduction	180
4.2. Matériel & méthodes	185
4.2.1. Site d'étude.....	185
4.2.2. Relevés de végétation.....	186
4.2.3. Estimation du prélèvement caprin sur la ronce.....	187
4.2.4. Analyses statistiques.....	188
4.3. Résultats	190
4.3.1. Relevés de végétation.....	190
4.3.2. Estimation du prélèvement caprin sur la ronce.....	192
4.4. Discussion.....	195
4.4.1. Impacts des deux types de gestion conservatoire sur la végétation	195
4.4.2. Impacts des deux types de gestion sur la ronce (<i>Rubus ulmifolius</i>)	195
4.4.3. Implications pour la gestion de la végétation des digues	196
DISCUSSION GENERALE	199
D.1. Apports globaux de la thèse.....	201
D.1.1. Les « nouveaux écosystèmes »	201
D.1.2. Impacts des systèmes pastoraux de la réserve de Donzère-Mondragon sur la végétation.....	201
D.1.3. L'importance des échelles d'étude.....	205
D.2. Gestion conservatoire et « nouveaux écosystèmes »	205
D.2.1. Vers une gestion adaptative des « nouveaux écosystèmes »	205
D.2.2. Compatibilité entre gestion conservatoire et contraintes sécuritaires.....	207
D.2.3. La gestion pastorale multi-acteurs	208
D.3. Perspectives	209
D.3.1. Perspectives de recherche	209
D.3.1.1. Expérimentation complémentaire	209
D.3.1.2. Gestion conservatoire et « nouveaux écosystèmes ».....	211
D.3.2. Perspectives pour la gestion	211
D.3.2.1. Ajustement des systèmes pastoraux	211
D.3.2.2. Mise en place d'un pâturage mixte.....	212
D.4. Conclusion	213
BIBLIOGRAPHIE	215
GLOSSAIRE	237
ANNEXES	239
PRODUCTIONS SCIENTIFIQUES	263
ABSTRACT	265
RESUME	266

TABLE DES FIGURES

Figure I.1. Localisation de la réserve de Donzère-Mondragon. Moinardeau et al. 2016.....	27
Figure I.2. Schéma théorique d'un aménagement type CNR (© CNR).....	27
Figure I.3. Images aériennes de la plaine du Tricastin. En haut en 1947, avant le creusement du canal de dérivation de Donzère-Mondragon, échelle 1 :23000 ^{ème} . En dessous, image actuelle, échelle 1 :18000 ^{ème} . Le repère rouge indique l'emplacement de l'usine hydro-électrique. (© www.geoportail.fr). Modifié d'après Moinardeau & Roux 2013	31
Figure I.4. Les principaux processus et filtres responsables de l'assemblage d'une communauté végétale, modifié (Lortie et al., 2004) © R. Jaunatre	36
Figure I.5. Dynamique d'une communauté végétale herbacée de la colonisation du milieu d'un stade pionnier à un stade d'équilibre. Les formes géométriques représentent l'amplitude des niches de différentes espèces. Modifié d'après Chabrierie (2002) ; Alard et Poudevigne (2002)	37
Figure I.6. Graphiques ombrothermiques du site de Donzère-Mondragon pour les 5 années de suivi (2014-2018). Seul le 1er semestre a été pris en compte pour l'année 2018. La température moyenne mensuelle (°C) est représentée sous forme de courbe et les précipitations totales mensuelles (mm) sous forme d'histogramme. Les données mensuelles sont résumées dans le tableau situé sous le graphique. Emplacement de la station : Latitude 44.133, Longitude 4.833, Hauteur 55m. Données : www.freemeteo.fr	59
Figure I.7. Superficie (en ha) occupée par la végétation ligneuse sur un des parcs (16 ha) pâturé par les bovins Galloway, depuis la construction des ouvrages de Donzère-Mondragon. Résultats obtenus sous Système d'Information Géographique à partir de photographies aériennes raster issues de l'outil « Remonter le temps » du site Internet de l'IGN ©. Les groupements de végétation ligneuse ont été recensés manuellement dans un fichier de type vecteur (.shp), par année, au 1:1000. L'outil calcul de surface du logiciel Arcgis © a ensuite été utilisé pour calculer la surface par année	64
Figure I.8. Localisation des parcs pâturés par les bovins, du parc de 16 ha pâturé et étudié et de la zone débroussaillée étudiée, le long du canal usinier de Donzère-Mondragon. Carte réalisée sous Système d'Information Géographique (ArcGis 10.2). BD Ortho 2013 © IGN.....	64
Figure I.9. Superficie (en ha) occupée par la végétation ligneuse sur le site du Plateau (27 ha), depuis la construction des ouvrages de Donzère-Mondragon. Résultats obtenus sous Système d'Information Géographique à partir de photographies aériennes raster issues de l'outil « Remonter le temps » du site Internet de l'IGN ©. Les groupements de végétation ligneuse ont été recensés manuellement dans un fichier de type vecteur (.shp), par année, au 1:1000. L'outil calcul de surface du logiciel Arcgis © a ensuite été utilisé pour calculer la surface par année.....	66
Figure I.10. Emplacement des trois parcs sur le site du Plateau. Le parc de 7 ha est représenté en linéaire rouge, le parc de 5 ha en bleu et le plus grande de 19 ha en vert. Carte réalisée sous Système d'Information Géographique (ArcGis 10.2). BD Ortho 2015 © IGN	67
Figure I.11. Superficie (en ha) occupée par la végétation ligneuse sur le site de la Croisière, 50 ha au total, depuis la construction des ouvrages de Donzère-Mondragon. Résultats obtenus sous Système d'Information Géographique à partir de photographies raster issues de l'outil « Remonter le temps » du site Internet de l'IGN ©. Les groupements de végétation ligneuse ont été recensés manuellement dans un fichier de type vecteur (.shp), par année, au 1:1000. L'outil calcul de surface du logiciel Arcgis © a ensuite été utilisé pour calculer la surface par année	69
Figure I.12. Résumé graphique de l'organisation générale de la thèse	74
Figure T.1. Localisation du Chapitre 1 dans l'organisation générale de la thèse	75
Figure 1.1. Localisation du site d'étude de Donzère-Mondragon dans le Sud-Est de la France et dans la basse vallée du Rhône. Le barrage, la centrale hydro-électrique (hydro-electric power station), le canal d'amenée (power canal) et de fuite (tailrace), et les sites d'étude sont indiqués: (1 GG) pâturage bovin, (1 MG) coupe mécanique, (2) pâturage équin et (3) débroussaillage mécanique forestier et pâturage caprin	85
Figure 1.2. Ordination NMDS (NMDS stress = 0,21) basée sur 20 quadrats de relevés de végétation, 10 dans la prairie fauchée (MG) et 10 dans la prairie pâturée (GG) (site 1, N = 20) situés sur les digues du canal d'amenée	

de Donzère-Mondragon (SE France). La figure A représenté les relevés de 2015 regroupés par traitement (polygones). Pour simplifier la lecture, seules les plantes les plus corrélées aux deux premiers axes sont inscrites. Le B montre la dynamique de la végétation pour chaque traitement, en fonction de la position de leur barycentre pendant les deux années de suivis de végétation (2014-2015).....	90
Figure 1.3. Moyenne et erreur standard de l'indice de Bray-Curtis pour le site pâturé par les bovins (GG) et le site débroussaillé (MG) au niveau des digues du canal d'amenée de Donzère-Mondragon (SE France), (W = 11 pour $p < 0,01$ en 2014 et 2015). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey.....	90
Figure 1.4. Analyse en Composante Principale (ACP) basée sur 10 échantillons et 14 variables de sol, analyses pour le site pâturé par les bovins (GG) et le site fauché (MG) dans le sol des digues du canal d'amenée de Donzère-Mondragon. Les flèches représentent les variables de sol : contenu physico-chimique (K, P2O5, CaCO3, pH, C organique, N total, C/N, CEC Metson) et taille des particules (argile (<0,002 mm), limon fin (0,002–0,02 mm), limon grossier (0,2–2 mm), sable fin (0,05–0,2 mm) et sable grossier (0,2–2 mm)).....	91
Figure 1.5. Ordination NMDS (NMDS stress = 0,15) basée sur les quadrats de relevés de végétation dans différents stades de succession végétale localisés sur le site pâturé par les juments (site 2, N = 30) au niveau d'un remblai du canal de fuite de Donzère-Mondragon. La figure A représente les échantillons 2015 groupés par traitements (polygones): pelouse écorchée avec sol nu (OG), pelouse ouverte (SG), pelouse fermée (TG), pelouse fermée piquetée de ligneux (TGS), fourrés arbustifs (ST) et témoin non pâturé (C). Pour simplifier, seules les espèces les plus corrélées aux deux premiers axes sont inscrites. La figure B montre la dynamique de la végétation pour chaque traitement, selon la position de leur barycentre pour les deux années de suivi de végétation (2014-2015).....	92
Figure 1.6. Moyenne et erreur standard de l'indice de Bray-Curtis en 2014 et 2015 sur le site pâturé par les juments, au niveau du remblai du canal de fuite de Donzère-Mondragon : pelouse écorchée avec sol nu (OG), pelouse ouverte (SG), pelouse fermée (TG), pelouse fermée piquetée de ligneux (TGS), fourrés arbustifs (ST) et témoin non pâturé (C). (F = 7,163 pour $p < 0,001$ en 2014 et F = 8,996 pour $p < 0,001$ en 2015). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey.....	93
Figure 1.7. Analyse en Composante Principale (ACP) basée sur 30 échantillons et 14 variables de sol sur le site pâturé par les juments: pelouse écorchée avec sol nu (OG), pelouse ouverte (SG), pelouse fermée (TG), pelouse fermée piquetée de ligneux (TGS), fourrés arbustifs (ST) et témoin non pâturé (C) du remblai du canal de fuite de Donzère-Mondragon. Les flèches représentent les variables de sol : contenu physico-chimique (K, P2O5, CaCO3, pH, C organique, N total, C/N, CEC Metson) et taille des particules (argile (<0,002 mm), limon fin (0,002–0,02 mm), limon grossier (0,2–2 mm), sable fin (0,05–0,2 mm) et sable grossier (0,2–2 mm)).....	94
Figure 1.8. Ordination NMDS (NMDS stress = 0.14) basée sur les quadrats de relevés de végétation sur le site pâturé par les chèvres (site 3, N = 20) du canal de fuite de Donzère-Mondragon (SE France). La figure A représente les échantillons de 2015 groupés par traitement (polygones): débroussaillé et pâturé par les chèvres (CG), débroussaillé et mis en exclos (CF), non débroussaillé et pâturé (G) et non débroussaillé non pâturé (C). Pour simplifier, seules les espèces de plantes les plus corrélées aux deux premiers axes sont inscrites. La figure B montre la dynamique de la végétation pour chaque traitement, selon la position de leur barycentre pendant les deux années de suivi de végétation (2014-2015).....	95
Figure 1.9. Moyenne et erreur standard de la richesse en espèces dans les quadrats de 25m² en 2014 et 2015 sur le site pâturé par les chèvres du canal de fuite de Donzère-Mondragon (SE France): débroussaillé et pâturé par les chèvres (CG), débroussaillé et mis en exclos (CF), non débroussaillé et pâturé par les chèvres (G), non débroussaillé et non pâturé (C) (W=0,9307 pour $p < 0,05$ en 2014 et F = 4,802 pour $p < 0,05$ en 2015). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey.....	96
Figure 1.10. Moyenne et erreur standard de l'indice de Bray-Curtis en 2014 et 2015 sur le site pâturé par les chèvres du canal de fuite de Donzère-Mondragon (SE France): débroussaillé et pâturé par les chèvres (CG), débroussaillé et mis en exclos (CF), non débroussaillé et pâturé par les chèvres (G), non débroussaillé et non pâturé (C), (F = 8,437 pour $p < 0,01$ en 2014 et F = 4,802 pour $p < 0,05$ en 2015). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey.....	96
Figure T.2. Localisation du Chapitre 2 dans l'organisation générale de la thèse	103

Figure 2.1. Localisation du site d'étude de Donzère-Mondragon dans le Sud-Est de la France et dans la basse vallée du Rhône. Localisation des sites d'études (en pointillés), prairie pâturée (GG), prairie fauchée (MG) et prairie sans gestion (NG), limites de la réserve (linéaire noir), usine hydro-électrique (point gris clair), canal (linéaire gris foncé), le Rhône (linéaire gris clair).....	111
Figure 2.2. Ordination NMDS (NMDS stress = 0,13) basée sur 25 quadrats de relevés de végétation, 10 dans la prairie pâturée (GG), 10 dans la prairie fauchée (MG), 5 dans le contrôle sans gestion (NG) réalisés en mai 2016 sur les digues du canal de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, dans le Sud-Est de la France. Les polygones représentent les traitements, seules les espèces de plantes les plus corrélées aux deux premiers axes sont indiqués.....	117
Figure 2.3. Moyennes et erreurs standard de: (A) la richesse en espèces, (B) la hauteur moyenne de la végétation (cm), (C) l'indice de Bray-Curtis, (D) la fréquence en espèces annuelles, (E) Brachypodium phoenicoides, en 2014 (gauche), 2015 (milieu) et 2016 (droite) pour le plot pâturé (GG), le plot fauché (MG), et le témoin (NG) sur les digues du canal de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, dans le SE de la France. Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon les tests post-hoc. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001	119
Figure 2.4. Ordination ACP basée sur 15 échantillons de sol analyses dans la prairie pâturée par les bovins en blanc (GG), la prairie fauchée en gris clair (MG), le témoin en gris foncé (NG) dans le sol des digues du canal de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, SE de la France. Les flèches représentent les variables de sol : contenu physico-chimique (K, P2O5, CaCO3, pH, C organique, N total, C/N, CEC Metson) et taille des particules (argile (<0,002 mm), limon fin (0,002–0,02 mm), limon grossier (0,2–2 mm), sable fin (0,05–0,2 mm) et sable grossier (0,2–2 mm))	121
Figure 2.5. Modèles de régression des valeurs de l'indice NDVI de la prairie pâturée (GG), à gauche, et de la prairie fauchée (MG), à droite, en fonction du poids de la biomasse herbacée sèche (g) échantillonnés en 2016, le long du canal de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, SE de la France. Les quadrats de biomasse sont représentés par des points, la droite de régression est en gris. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001	122
Figure 2.6. Modèles de régression entre les valeurs de l'indice NDVI, pour la prairie pâturée (GG) et la richesse en espèces, le long du canal of Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, SE de la France. Les quadrats de végétation sont représentés par des points (N=10), la droite de régression est en gris. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001	123
Figure 2.7. Moyenne et erreur standard de la distribution des valeurs de NDVI entre la prairie pâturée (GG) par les bovins et la prairie fauchée (MG) des digues de la réserve de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, SE de la France. L'équipartition a été calculée en utilisant la formule de l'équitabilité. Les histogrammes n'ont pas la même lettre et sont donc significativement différents selon leur traitement (tests post-hoc). P value: *<0,05	124

Figure T.3. Localisation du Chapitre 3 dans l'organisation générale de la thèse	127
--	-----

Figure 3.1. Localisation du site d'étude de Donzère-Mondragon dans le Sud-Est de la France et dans la basse vallée du Rhône. Localisation du site d'étude (en pointillés), limites de la réserve (linéaire noir), usine hydro-électrique (point gris clair), canal (linéaire gris foncé), le Rhône (linéaire gris clair). «Le Plateau » est le nom local attribué au remblai où ont été introduits les chevaux en 2008	137
Figure 3.2. Ordination NMDS (NMDS stress = 0,17) basée sur les relevés de végétation (30 quadrats x 141 espèces) effectués dans différents faciès de végétation du site du Plateau pâturé par les juments au niveau du canal de fuite de la réserve de Donzère-Mondragon. La figure A représente les échantillons 2018 groupés par traitements (polygones): pelouse écorchée avec sol nu, pelouse ouverte, pelouse fermée, pelouse fermée piquetée de ligneux, fourrés arbustifs et témoin non pâturé. Pour simplifier, seules les espèces les plus corrélées aux deux premiers axes sont inscrites. La figure B montre la dynamique de la végétation pour chaque traitement, selon la position de leur barycentre pour les cinq années de suivi de végétation (2014-2018).....	147
Figure 3.3. Moyenne et erreur standard de la richesse en espèces de chaque faciès de végétation pour chaque année étudiée (2014-2018) sur le site du Plateau pâturé par les juments : pelouse écorchée avec sol nu, pelouse ouverte, pelouse fermée, pelouse fermée piquetée de ligneux, fourrés arbustifs et témoin non pâturé (N=5 pour chacun des faciès, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de	

différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$	148
Figure 3.4. Moyenne et erreur standard de la hauteur moyenne de la végétation herbacée des trois types de pelouses présents sur le site (pelouses écorchées, ouvertes et fermées) pour chaque année de suivi (2014-2018) du site du Plateau pâturé par les juments, (N=5 pour chacun des faciès, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$	149
Figure 3.5. Moyenne et erreur standard de la richesse en espèces des pelouses fermées des trois parcs et du témoin pour les trois ans de suivi (2016-2018) du site du Plateau pâturé par les juments, (N=5 pour chaque parc, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$	150
Figure 3.6. Moyenne et erreur standard de la hauteur moyenne de la végétation des pelouses fermées des trois parcs et du témoin pour les trois ans de suivi (2016-2018) du site du Plateau pâturé par les juments, (N=5 pour chaque parc, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$	150
Figure 3.7. Moyenne et erreur standard de la richesse en espèces des pelouses étudiées (pelouses écorchées, ouvertes, fermées) pour chaque année étudiée (2014-2018) et pour chaque parc (7, 5 et 19 ha) sur le site du Plateau pâturé par les juments, (N=5 pour chaque pelouse de chaque parc, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$	152
Figure 3.8. Moyenne et erreur standard de la hauteur moyenne (cm) des pelouses étudiées (pelouses écorchées, ouvertes, fermées) pour chaque année étudiée (2014-2018) et pour chaque parc (7, 5 et 19 ha) sur le site du Plateau pâturé par les juments, (N=5 pour chaque pelouse de chaque parc, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$	152
Figure 3.9. Moyenne et erreur standard de l'abondance en espèces annuelles des trois types de pelouses étudiés (pelouses écorchées, ouvertes, fermées) pour chaque année de suivi sur le site du Plateau pâturé par les juments, (N=15 pour chaque pelouse, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$	153
Figure 3.10. Moyenne et erreur standard de l'abondance en <i>Brachypodium phoenicoides</i> des trois types de pelouses étudiés (pelouses écorchées, ouvertes, fermées) pour chaque année de suivi sur le site du Plateau pâturé par les juments, (N=15 pour chaque pelouse, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$	153
Figure 3.11. Ordination NMDS réalisée sur les données banques de graines (N=36, 92 espèces) récoltées sur le site du Plateau pâturé par les juments. Les faciès de végétations étudiés sont représentés par des polygones (pelouses écorchées, ouvertes, fermées et témoin non pâturé). Pour simplifier la lecture, seules les plantes les plus corrélées aux deux premiers axes sont inscrites	155
Figure 3.12. Moyenne et erreur standard de la densité en graines germées pour chaque faciès de végétation étudié (N=9 pour chaque faciès) sur le site du Plateau pâturé par les juments. Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements, selon le test post-hoc de Tukey. P value: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$	156
Figure 3.13. Moyenne et erreur standard de l'indice de Bray-Curtis calculé pour chaque faciès de végétation étudié (N=9 pour chaque faciès) sur le site du Plateau pâturé par les juments. Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements, selon le test post-hoc de Wilcoxon. P value: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$	156
Figure 3.14. Proportion de <i>Brachypodium phoenicoides</i> dans la banque de graines du sol en fonction de chaque faciès de végétation étudié sur le site du Plateau pâturé par les juments. Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements, selon le test post-hoc de Wilcoxon (N=36). P value: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$	156

Figure 3.15. Analyse en Composante Principale (ACP) basée sur 30 échantillons et 6 variables de valeurs minérales, pour le site du Plateau pâturé par les juments, pour chaque saison étudiée en 2016-2017. A : Printemps, B : Été, C : Automne, D : Hiver	159
Figure 3.16. Matrice des corrélations entre les valeurs mesurées et la richesse en espèces, la présence de brachypode de Phénicie et d'espèces annuelles dans les relevés de végétations réalisés au printemps 2017. Les coefficients de corrélation positifs sont situés dans les cases bleues, les négatifs dans les cases rouges. Les corrélations non significatives sont barrées d'une croix.....	160
Figure 3.17. Régression linéaire entre la biomasse herbacée (g) prélevée sur le terrain en 2017 et l'indice de végétation (NDVI) de l'année 2017 sur le site du Plateau, pâturé par les juments (N= 50). P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001.....	161
Figure 3.18. Cartographie représentant l'indice de végétation (NDVI) pour chaque année d'études (2014, 2015, 2016 et 2017). Une faible valeur de NDVI (couleur claire) signifie une faible activité photosynthétique, une faible biomasse et donc une intensité de pâturage élevée, une forte valeur de NDVI (couleur foncée) signifie alors une forte production de biomasse et une plus faible intensité pastorale (Flynn, 2006). Les flèches noires indiquent les différents déplacements des troupeaux sur le site au fil des années. Les croix noires indiquent les trois points d'entrée sur le site © BD Ortho 50 cm 2015 IGN.....	162
Figure 3.19. Régressions linéaires entre la richesse en espèces végétales issue des relevés de végétation du site du Plateau pâturé par les juments et l'indice de végétation (NDVI) pour chaque année de suivi (2014, 2015, 2016, 2017). N=30 pour chaque année. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001	163
Figure 3.20. Fréquentation des juments sur chacun des parcs étudiés. La charge pastorale ainsi que la période de présence des juments dans les parcs sont présentées. L'emplacement des abreuvoirs, des deux points d'entrée du site sont représentés. La végétation ligneuse est également représentée par des hachures marron. © BD Ortho 50 cm 2015 IGN.....	165
Figure 3.21. Densité diurne (gauche) et nocturne (droite) des juments sur chacun des parcs étudiés. La charge pastorale ainsi que la période de présence des juments dans les parcs sont présentées. L'emplacement des abreuvoirs, des deux points d'entrée du site sont représentés. © BD Ortho 50 cm 2015 IGN	166
Figure 3.22. Différence de fréquentation moyenne du site par les juments entre la végétation ligneuse et les milieux ouverts. Les histogrammes ne possédant pas de lettres communes, une différence significative est détectée, selon le test Wilcoxon. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001.....	167
Figure 3.23. Graphique en secteur représentant la distribution de points GPS enregistrés en fonction des différentes valeurs de NDVI du site pâturé par les juments. Le NDVI a été divisé en 10 catégories, la classe 1 est synonyme des plus faibles valeurs de NDVI, la classe 10 des plus élevées.....	167
Figure T.4. Localisation du Chapitre 4 dans l'organisation générale de la thèse	175
Figure 4.1. Localisation du site d'étude « La Croisière » au niveau de l'ouvrage hydro-électrique de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône (Sud-Est de la France). Localisation des sites d'études (en pointillés), limites de la réserve (linéaire noir), usine hydro-électrique (point gris clair), canal (linéaire gris foncé), le Rhône (linéaire gris clair).....	186
Figure 4.2. Ordination NMDS (NMDS stress = 0,13) basée sur 20 quadrats de relevés de végétation x 67 espèces situés sur une digue du canal de fuite de Donzère-Mondragon (SE France). La figure A représente les relevés de la dernière année de suivi (2016) regroupés par traitement (polygones) : débroussaillé et pâturé par les chèvres (CG), débroussaillé et mis en exclos (CF), non débroussaillé et pâturé (G) et non débroussaillé non pâturé (C). Pour simplifier la lecture, seules les plantes les plus corrélées aux deux premiers axes sont figurées. Le B montre la dynamique de la végétation pour chaque traitement, en fonction de la position de leur barycentre pendant les trois années de suivis de végétation (2014-2016)	191
Figure 4.3. Moyennes et erreurs standards de la hauteur moyenne (A), la richesse spécifique (B) et l'indice de Bray-Curtis dans les quadrats de 25 m² en 2014, 2015 et 2016 sur le site pâturé par les chèvres et/ou débroussaillé (site de la Croisière, Donzère-Mondragon): débroussaillé et pâturé par les chèvres (CG), débroussaillé et mis en exclos (CF), non débroussaillé et pâturé par les chèvres (G), non débroussaillé et non pâturé (C). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey	192
Figure 4.4. Cartographie de l'estimation de la consommation en ronce des chèvres du Rove sur le site de la Croisière (Donzère-Mondragon) à la fin des saisons de pâturage de 2015, 2016 et 2017 (de gauche à droite). Le	

pourcentage de prélèvement de la ronce apparaît en dégradé de rouge. L'emplacement des parcs de contention est représenté par un symbole noir. © BD Ortho 50 cm 2015 IGN 194

Figure D.1. Principaux résultats de thèse replacés dans le résumé graphique de l'organisation générale de la thèse 204

Figure D.2. Schéma illustrant la démarche de gestion adaptative adaptée aux « nouveaux écosystèmes ». Modifié d'après (Schreiber et al., 2004; Hulvey et al., 2013) 207

TABLE DES TABLEAUX

Tableau I.1. Nombre de juments et période de présence dans chaque enclos du site du Plateau (code couleur de la Figure I.10), réserve de Donzère-Mondragon 66

Tableau I.2. Coefficients UGB des différents herbivores présents sur la réserve de Donzère-Mondragon. Le calcul de la charge pastorale pour chaque site a été effectué en utilisant les coefficients UGB (Unité Gros Bétail) issues des tables de l'Institut de l'Elevage. Une UGB équivaut à 600 kg/ha/an. Tiré de l'Institut de l'Elevage 2011 et Poirier & Philippot 2012 69

Tableau I.3. Calcul des estimations des chargements annuels des zones pâturées de la réserve de Donzère-Mondragon pour chaque année de suivi (2014-2018) 70

Tableau I.4. Tableau récapitulatif des différents sites d'étude sélectionnés dans la réserve de Donzère-Mondragon, leur localisation, superficie, et modalités de gestion appliquée 70

Tableau 1.1. Traitement, abréviations et nombres de quadrats échantillonnés dans les trois sites d'étude de la réserve de Donzère-Mondragon 86

Tableau 2.1. Température moyenne (°C) et précipitations totales (mm) du site d'étude pour les périodes 2013-2014, 2014-2015, 2015-2016, sur les 30 dernières années, et durant les printemps 2014, 2015 et 2016 112

Tableau 2.2. Résultats des analyses de végétation dans la prairie pâturée par les bovins (GG), la prairie fauchée (MG) et le témoin (NG) sur les digues du canal de Donzère-Mondragon, pour la période 2014-2016. Les valeurs des tests statistiques, la p value, la moyenne des paramètres mesurés par traitement et leur erreur standard sont indiquées. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001. Deux valeurs dans la même ligne possédant une lettre différente sont significativement différentes selon les tests post-hocs de Tukey ou Mann-Whitney-Wilcoxon 120

Tableau 2.3. Résultats des analyses de sol dans la prairie pâturée par les bovins (GG), la prairie fauchée (MG) et le témoin (NG) sur les digues du canal de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, SE de la France, en 2014. Les valeurs des tests statistiques, la p value, la moyenne des paramètres mesurés par traitement et leur erreur standard sont indiquées. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001. Deux valeurs dans la même ligne possédant une lettre différente sont significativement différentes selon les tests post-hocs de Tukey ou Mann-Whitney-Wilcoxon 122

Tableau 3.1. Données météorologiques du site d'étude durant la période de suivi. Emplacement de la station : Latitude 44.133, Longitude 4.833, Hauteur 55m. Données : www.freemeteo.fr 138

Tableau 3.2. Espèces de la banque de graines recensées par faciès de végétation prélevé. Le nombre de germination est indiqué, ainsi que la correspondance avec les relevés de végétation 154

Tableau 3.3. Comparaison de la composition en espèces entre la banque de graines du sol et la végétation herbacée recensée lors des relevés de végétation. Le nombre d'espèces présentes dans la banque de graines (Banque), dans la végétation exprimée (Végétation), espèces communes (Commun) sont indiquées. L'indice de similarité de Sørensen (Sørensen) a été calculé et exprimé en % 157

Tableau 4.1. Indice de consommation de la ronce (Garde et al., 2013, modifié) 187

Tableau 4.2. Grille d'évaluation de la consommation en ligneux adaptée pour l'espèce cible du site : la ronce. D'après Garde et al. 2013, modifié 188

Tableau 4.3. Résultats des Modèles Linéaires testant les effets des traitements appliqués (pâturage et/ou débroussaillage), les années de suivi (2014-2016) et leurs interactions sur quatre situations gérées de manière différente sur le site de la Croisière dans la basse vallée du Rhône : $p < 0,05^*$, $p < 0,01^{}$, $p < 0,001^{***}$, Non significatif NS) 191**

TABLE DES PHOTOGRAPHIES

Planche photographique I.1. Photographies réalisées lors du creusement du canal de Donzère-Mondragon (1948-1952). (© Photothèque CNR)	28
Planche Photographique I.2. De haut en bas, barrage de garde de Donzère ; le canal d'amenée ; la face aval de la centrale hydroélectrique « André Blondel » à Bollène et en arrière-plan, le parc éolien CN'Air (© C. Moinardeau) ; le canal de fuite (© D. Roux/ONCFS)	29
Photographie I.3. Complexe nucléaire du Tricastin situé dans la plaine alluviale du même nom. A gauche, canal de dérivation du Rhône de Donzère-Mondragon (© Conseil Départemental de la Drôme). En rive droite, le secteur de la digue débroussaillée face à l'usine d'enrichissement d'uranium.....	30
Planche photographique I.4. De haut en bas, les trois types d'herbivores étudiés : vaches Galloway (©C. Moinardeau), juments Konik-Polski (©J. Chenot/SCLM-IMBE) et chèvres du Rove (©C. Moinardeau)	71
Photographie T.1. Site du Plateau pâturé par les juments. © C. Moinardeau	76
Photographie T.2. Relevé botanique par la méthode des quadrats. © C. Malik	76
Photographie T.3. Quadrat de relevé botanique, digue pâturée par les bovins. © H. Ramone	104
Photographie T.4. Digue fauchée du Tricastin. © C. Moinardeau.....	104
Photographie 2.1 : Centrale nucléaire située au sein du complexe industriel du Tricastin (Drôme, France). A gauche, les digues de la réserve de Donzère-Mondragon, le long du canal du même nom (Conseil Départemental de la Drôme)	112
Photographie T.5. Quadrat de relevé de végétation, site du Plateau pâturé par les juments. © J. Chenot ...	128
Photographie T.6. Prélèvement de fourrage pour l'analyse de la valeur fourragère du site pâturé par les juments © C. Moinardeau	128
Planche photographique 3.1. Les six faciès de végétation étudiés sur le site du Plateau pâturé par les juments Konik-Polski sur la réserve de Donzère-Mondragon. De gauche à droite, de bas en haut : pelouses écorchées avec présence de sol nu, pelouses ouvertes couvertes entièrement de la végétation herbacée de 10-20 cm de hauteur, pelouses fermées denses et hautes (20-30 cm) dominées par le brachypode de Phénicie, pelouses piquetées de végétation ligneuse, fourrés arbustifs, témoins non pâturés dominés par le brachypode de Phénicie	140
Photographie T.7. Chèvres du Rove pâturant le site de la Croisière © C. Moinardeau	176
Photographie T.8. Débroussaillage en cours sur le site de la Croisière © J. Chenot	176

TABLE DES ANNEXES

Annexe 1. Profils de digues. A- Profil en travers type d'une digue du canal usinier ou d'aménée de Donzère-Mondragon. Schéma simplifié d'après un document original. B- Profil en travers type du canal de fuite de Donzère-Mondragon. Schéma simplifié d'après un document original CNR n°9285 du 15 janvier 1951, réalisé par J. Bonnier.....	241
Annexe 2. Carte des habitats de la réserve de Donzère-Mondragon (Roux et al. 2012).....	242
Annexe 3. Taxa enregistrés dans les trois digues et talus gérés par différents traitements au niveau de la réserve de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, sud-est de la France. Les valeurs correspondent à la fréquence moyenne de chaque taxon pour chaque traitement sur 3 ans (2014-2016, sites 1 et 3) ou 5 ans (2014-2018, site 2). Site 1 : GG = prairies pâturées par les bovins, MG = prairies fauchées ; Site 2 : OG = pelouses écorchées avec la présence de sols nu pâturés par les chevaux, SG = prairies ouvertes pâturées par les chevaux, TG = prairies hautes pâturées par les chevaux, TGS = prairies hautes parsemées d'arbustes, ST = fourrés arbustifs, C = témoins non pâturés ; Site 3 : CG = zones débroussaillées pâturées par les chèvres, CF = zones clôturées, G = zones non débroussaillées uniquement pâturées par les chèvres, C = zones non débroussaillées et non pâturées	243
Annexe 4. Cartes générales représentant les pixels de NDVI dans la prairie fauchée (MG, à gauche) et la prairie pâturée (GG, à droite) pour chaque année d'étude (Chapitre 2). 2014 (en haut à gauche), 2015 (en haut à droite) et 2016 (en bas) pour le site de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, SE de la France. Les valeurs de NDVI sont classées en 10 classes pour une meilleure représentation. Les BD Ortho sont issues du site de l'IGN © (Institut national de l'information géographique et forestière)	251
Annexe 5. Tableau récapitulatif des relevés de végétation effectués chaque année sur différents faciès de végétation du site du Plateau pâturé par les juments (Chapitre 3)	252
Annexe 6. Cartes représentant les emplacements des relevés de végétation réalisés sur le site du Plateau pâturé par les juments, sur tout le site entre 2014-2018 et par parcs entre 2016-2018 (Chapitre 3)	253
Annexe 7. Tableau récapitulatif des tests statistiques effectués sur les données issues des relevés de végétation (Chapitre 3). Les résultats des tests et leur significativité, ainsi que la valeur moyenne plus ou moins son écart type figurent dans le tableau, significativité : $p < 0,05^*$, $p < 0,01^{**}$, $p < 0,001^{***}$. A- Différences de richesse spécifique de chaque faciès de végétation et de hauteur moyenne des pelouses, entre chaque année étudiée. B- Différences de richesse spécifique et de hauteur moyenne des pelouses fermées, entre les parcs et le témoin. C- Différences de richesse spécifique et de hauteur moyenne des pelouses, pour chaque parc, entre 2016 et 2018. D- Différences d'abondance en espèces annuelles et de Brachypode de Phénicie des pelouses entre 2016 et 2018	254
Annexe 8 : Abondances moyennes de chaque espèce végétale identifiée dans la banque de graines prélevée en hiver 2017 dans quatre de faciès de végétation (pelouses écorchées, ouvertes, fermées et témoin), (Chapitre 3). Le nom des espèces est donné dans la première colonne, les valeurs correspondent aux abondances moyennes.....	256
Annexe 9. Tableau récapitulatif des tests effectués par type de végétation prélevée pour chaque valeur minérale analysée (Chapitre 3). Les résultats des tests et leur significativité, ainsi que la valeur moyenne plus ou moins son écart type figurent dans le tableau, pour chaque faciès de végétation prélevé. Pour chaque valeur minérale, deux faciès de végétation partageant des lettres de significativité en commun ne sont pas considéré comme statistiquement différents, $df = 3$, MS = Matière Sèche, significativité : $p < 0,05^*$, $p < 0,01^{**}$, $p < 0,001^{***}$	258
Annexe 10. Carte de la végétation ligneuse et de la végétation ouverte présente dans les parcs (Chapitre 3). Les polygones ont été représentés manuellement à partir d'une photographie aérienne à haute résolution, au 1 :1000. L'emplacement des abreuvoirs, des points d'entrée du site sont représentés. © BD Ortho 50 cm 2015 IGN	261

INTRODUCTION GENERALE

I.1. Contexte local

Sous l'effet d'une pression anthropique croissante (Harrison et al., 2000) la plupart des écosystèmes sont désormais largement impactés par les activités humaines (Vitousek et al., 1997). Le changement d'usage des terres est ainsi considéré comme l'une des principales menaces pour la biodiversité (Turner, 1987; Lambin et al., 2001; Leakey and Lewin, 1995; Balmford and Bond, 2005). Miller-Rushing et al. (2012) ont estimé que 80% de la superficie des pays européens industrialisés sont impactés par les changements d'usages des sols. Ces changements se manifestent par une intensification des pratiques (intensification agricole, déforestation, urbanisation, etc.) ou au contraire par l'abandon des activités de gestion et des usages (déprise agricole). L'augmentation de la pression anthropique avec comme corolaire la destruction d'habitats et leur fragmentation, mais aussi souvent l'abandon de toute activité agricole, portent à la fois atteinte à la biodiversité mais aussi aux services que les écosystèmes concernés sont susceptibles de procurer (Millenium Ecosystem Assessment, 2005) avec d'importantes conséquences sociales (Meffe and Carroll, 1994). Les activités industrielles et leur développement ont, dans ces changements, un rôle majeur conduisant à des transformations profondes et irréversibles des milieux. Néanmoins, certains de ces milieux fortement anthropisés demeurent des réservoirs potentiels de biodiversité (McKinney, 2006; Kowarik, 2011) et leur maintien ou restauration représente donc un réel challenge pour la conservation de la nature (Kowarik, 2011). Parmi ces activités, la chenalisation des fleuves, a modifié de nombreux écosystèmes fluviaux (Jensen et al., 2006). En France, c'est particulièrement le cas du système fluvial rhodanien dont un de ses aménagements hydro-électrique (ouvrage de Donzère-Mondragon) constitue notre site d'études.

I.1.1. L'aménagement du Rhône

Le Rhône est le fleuve français le plus puissant de par son débit. Son régime hydrologique est tributaire de trois sources d'alimentations : la fonte des glaciers alpestres, la fonte nivale, les précipitations (Bravard and Clémens, 2008). Le Rhône est, dès l'Antiquité, un fleuve important pour le trafic entre la Méditerranée et la mer du Nord. Au début du XX^{ème} siècle, il est encore sujet à de très forts courants, des remous et tourbillons et possède un méandrage ne permettant pas une utilisation sereine. En 1921, (loi du 29 mai 1921) est décidé d'aménager le fleuve de la frontière suisse à la mer, afin de répondre à trois objectifs majeurs : (1) permettre la production d'électricité, (2) permettre la navigation et la promotion du transport fluvial et enfin (3) développer la capacité d'irrigation et de drainage du fleuve. La Compagnie Nationale du Rhône (CNR), obtient en 1934 la concession du Rhône afin de réaliser les travaux et d'appliquer la gestion nécessaire. Cette période correspond donc au

début des travaux de grande ampleur sur le Rhône avec la construction de 19 aménagements-types, basés sur un même modèle, dont celui de Donzère-Mondragon.

Créée en 1933, la CNR est une société anonyme d'intérêt général. Ses principales missions sont la production d'hydroélectricité, l'amélioration de la navigation sur le Rhône et le développement d'usages agricoles, en accord avec la loi de 1921. Depuis 2006, la CNR produit et commercialise l'électricité qu'elle produit. Deuxième producteur français d'électricité la CNR est aujourd'hui le premier producteur national d'énergie renouvelable (hydraulique, éolien, photovoltaïque).

1.1.1.1. La création des ouvrages de Donzère-Mondragon

Édifiés entre 1948 et 1952, les aménagements de Donzère-Mondragon dérivent le Rhône sur 28 km entre les villes de Donzère (Drôme, Rhône-Alpes) et Mondragon (Vaucluse, Provence-Alpes-Côte d'Azur) dans la plaine alluviale du Tricastin (CNR, 2012), (Fig. I.1). En amont, un barrage situé dans le cours naturel du fleuve à Donzère engendre une retenue contenue par des endiguements latéraux et relève le niveau d'eau du Rhône, permettant ainsi une chute de 23 mètres de hauteur au niveau de l'usine hydroélectrique « André Blondel » à Bollène. Ces digues du canal d'amenée, en charge, sont insubmersibles et prévues pour résister au débit estimé d'une crue millénaire du fleuve (CNR, 2016a). Les endiguements canalisent une partie des eaux du Rhône vers la centrale hydro-électrique mais aussi créent un plan d'eau nécessaire à la navigation. Le canal d'amenée de Donzère-Mondragon est caractérisé par une faible profondeur, d'une dizaine de mètres. Il mesure 11 km au total sur la partie drômoise de l'aménagement. L'eau est turbinée au fur et à mesure de son arrivée par les turbines qui captent l'énergie fournie par la chute d'eau et le débit, puis la transmettent à l'alternateur qui la convertit en énergie électrique. Une écluse permet aux bateaux de franchir cette chute. A l'aval de l'usine, les eaux sont restituées au Rhône par un canal de fuite, plus profond, au pied de l'usine un creusement de 32 m a permis les 22 m de chutes nécessaires aux turbines. Les endiguements sont établis sous la forme de remblais et talus plus élargis qu'à l'amont. Ces aménagements correspondent à la partie vauclusienne du site, (Fig. I.2 et Planche photo. I.2).

Le canal de dérivation de Donzère-Mondragon est le plus important réalisé par la CNR sur le Rhône. Plus de 5000 ouvriers ont travaillé sur ce chantier pour creuser le canal dans une plaine agricole cultivée (vigne, asperge et mil) et extraire un total de 50 millions de mètres cubes de marnes, alluvions et rochers (Planche photo. I.1). Au total, ce sont 2000 ha de terre en majorité agricole qui seront terrassés et remaniés, et plus de 100 propriétés agricoles supprimées modifiant drastiquement le paysage (CNR, 2012), (Fig. I.3).

1.1.1.2. La gestion, l'entretien et la surveillance des ouvrages

Au total, la CNR est responsable de l'entretien et de la surveillance de plus de 400 km d'endiguements et enrochements le long du Rhône. Les digues, édifiées en surélévation sur la plaine, ont pour fonction de maintenir l'eau dans le canal afin de limiter les risques d'inondation, ramener le courant vers l'axe du fleuve et faciliter la navigation. Elles sont constituées de limons et d'alluvions prélevés sur le site et sont étanches, tout en permettant une circulation de l'eau entre le canal de dérivation et le contre-canal. La rive des digues du canal d'amenée côté Rhône est le plus souvent bitumée, ne permettant l'installation d'aucune végétation. Côté terre, les digues sont longées de contre-canaux, qui assurent l'équilibre piézométrique des nappes mais collectent aussi les eaux traversant les digues qui sont, par choix technique, perméables (Nicaise, 1996; Vennetier et al., 2015), (Annexe 1).

La sûreté des ouvrages et de leur exploitation est une préoccupation majeure de la CNR, qui conditionne à la fois la sécurité des personnes et du complexe industriel et nucléaire situés à proximité (Photo. I.3). La surveillance des digues, par la CNR, est continue (CNR, 1998). La stabilité des digues est un enjeu capital, un écoulement dans l'ouvrage et consécutivement de l'érosion pouvant aboutir, dans un cas extrême, à la rupture de la digue. La surveillance de ces ouvrages se fait par observation visuelle directe, des prises de mesures, des levées topographiques et des visites régulières d'experts.

La CNR coordonne l'entretien de la végétation des endiguements qui est une obligation réglementaire en matière de sécurité (CNR, 2016b), inscrite dans le cahier des charges de la concession accordée par l'Etat. Les opérations réalisées pour l'entretien des digues doivent respecter le plan de gestion environnemental du domaine qui comporte un diagnostic intégrant les enjeux environnementaux mais aussi les exigences du contexte industriel sensible (sécurité, sûreté, exploitation). Le plan précise les interventions à effectuer, telles que l'abattage d'arbres dont le diamètre est jugé trop important et dont les racines peuvent alors fragiliser les ouvrages ; la fauche sur les secteurs herbacés, afin de faciliter la surveillance visuelle des digues ; le débroussaillage et le broyage qui visent à maîtriser la hauteur des arbustes et enfin le pastoralisme car l'utilisation de produits phytocides est proscrite en bordure de cours d'eau. Afin de minimiser l'impact sur la biodiversité en particulier sur la faune il est tenu compte des périodes de reproduction, nidification et migration des espèces dans la planification des interventions.

L'aménagement de Donzère-Mondragon répond alors à deux cas de figures bien différents. Le canal d'amenée, entouré de digues insubmersibles, doit supporter la puissance de l'eau en amont de son passage dans les turbines de l'usine hydroélectrique. Un niveau particulièrement élevé de sécurité est donc exigé pour ces digues. A l'inverse, les eaux du canal de fuite ont été turbinées, les enjeux de sécurité sont moindres et les endiguements sont davantage élargis qu'en amont.

Sur les digues les plus sensibles, les observations visuelles doivent permettre de détecter immédiatement tout point de fragilité de l'ouvrage afin d'intervenir dans les délais les plus brefs. La visibilité doit donc y être excellente, et ce, en permanence. Cette exigence n'est pas compatible avec le développement d'arbres et d'arbustes, leurs racines pouvant être à l'origine de dégâts importants (fissures, cavités où l'eau peut s'infiltrer), (Vennetier et al., 2015). Les espèces herbacées hautes sont également proscrites. Si la gestion de la végétation par le pastoralisme est envisageable, celui-ci devra alors répondre prioritairement aux objectifs de sûreté via le maintien d'une strate herbacée rase. Les pistes d'exploitation sur ces digues doivent également être entretenues de manière stricte. En revanche, sur les contre-canaux des zones de végétation plus hautes voir arborées sont autorisées. Les digues, talus et remblais du canal de fuite sont gérés et entretenus de manière différente, les contraintes de sécurité étant ici moins prégnantes. Sur les contre-canaux une végétation arbustive voire arborée peut se développer. La gestion à l'aide du pâturage domestique est donc également possible avec moins de contraintes quant à la maîtrise d'une strate herbacée rase et continue.

C'est dans ce contexte opérationnel que s'inscrit ce travail de thèse, la CNR cherchant à mettre en place des gestions répondant aux exigences de sûreté et de sécurité mais également favorables à l'environnement et la biodiversité qui s'est développée spontanément depuis les années 50 sur ces aménagements.

I.1.2. La réserve de chasse et de faune sauvage de Donzère-Mondragon

I.1.2.1. Contexte géographique, enjeux et origine de la réserve

La réserve de chasse et de faune sauvage de Donzère-Mondragon, créée par l'arrêté ministériel n°6338 du 27 décembre 1954 dans le but d'instituer une coopération scientifique et technique (CNR/ONCFS) afin d'assurer la conservation et la gestion de la faune sauvage, est située dans la plaine alluviale du Tricastin entre les villes de Donzère et Mondragon. Elle implique six communes : Donzère, Pierrelatte, La Garde-Adhémar, Saint-Paul-Trois-Châteaux dans la Drôme ; Bollène et Mondragon dans le Vaucluse sur des terrains du Domaine Public Fluvial (DPF) concédés par l'Etat. De forme linéaire, la réserve forme une bande Nord-Sud de 28 km de long (limite Nord : 44°26'47.41"N 4°41'55.60"E et limite Sud : 44°13'2.03"N 4°42'19.66"E) sur environ 300 à 850 mètres de large, les plateaux les plus élevés se situent à 60 m d'altitude. La superficie totale du site est de 1 454 ha, (Fig. I.1).

La réserve de Donzère-Mondragon comprend l'ensemble du canal de dérivation, de ses berges et digues, ainsi que de terrains attenants constitués de buttes et remblais (plates-formes) qui ont évolué plus ou moins librement et plus ou moins rapidement depuis une soixantaine d'années formant aujourd'hui des habitats variés et juxtaposés en mosaïque (Fig. I.12).

Par sa situation au sein d'un important carrefour migratoire Rhin-Rhône, le site représente une escale remarquable pour l'avifaune, avant la traversée de la Méditerranée, et une zone de nidification et d'hivernage pour de nombreuses espèces d'oiseaux. Ainsi, 169 espèces d'oiseaux y ont été recensées (nicheurs, hivernants ou de passage), (Meissimilly and Roux, 2012). L'atlas de la flore réalisée sur la partie vaclusienne de la réserve fait état de 692 espèces recensées, soit un tiers de la flore du Vaucluse pour 25 habitats différents (Roux et al., 2012). Les espèces présentant un fort intérêt patrimonial sont le plus souvent des hydrophytes et des héliophytes. Parmi celles-ci on peut noter six espèces protégées en région Provence-Alpes-Côte d'Azur ; une espèce protégée dans le Vaucluse ; deux espèces inscrites sur le Tome II du Livre Rouge de la flore rare et menacée de France ; sept espèces d'intérêt patrimonial vaclusien ; 59 espèces du catalogue de la flore rare et menacée en région PACA (Meissimilly and Roux, 2012).

La réserve est traversée et bordée par plusieurs voies de communication, routières et ferrées (autoroute A7, plusieurs routes départementales, voie TGV Sud-Méditerranée). Un complexe industriel s'est mis en place progressivement autour de cet aménagement (usine de traitement des déchets, silos à grain, parc éolien en 2009, parcs photovoltaïques en 2011), sans oublier l'aménagement hydroélectrique de Bollène. Un certain nombre de parcelles du domaine concédé hébergent des constructions diverses (zone artisanale, usine de bois énergie...) et l'ensemble du site est traversé par des lignes électriques aériennes. Le site nucléaire du Tricastin (EDF) et l'usine d'enrichissement d'Uranium (AREVA) jouxtent la réserve en rive droite du canal d'amenée (Photo. I.3).

1.1.2.2. Objectifs de gestion et conservation

La gestion de la réserve a été confiée à l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage (Délégation Inter-régionale Alpes-Méditerranée-Corse). L'ONCFS est un établissement public à caractère administratif, créé en 1972, sous la cotutelle des ministères chargés de l'Ecologie et de l'Agriculture. D'une manière générale, trois rôles majeurs sont attribués aux réserves de chasse et de faune sauvage (RCFS) gérées par l'ONCFS : participer à la préservation de la biodiversité ; conduire des études et recherches sur la faune et ses habitats ; valoriser les travaux auprès des professionnels et du grand public. Trois plans de gestion successifs basés sur la méthodologie des plans de gestion des réserves naturelles de France (RNF 1998), planifiant les différentes opérations de gestion ont été jusqu'à ce jour mis en œuvre. Ils concernent les périodes 2001-2007 (Roux et al., 2000), 2008-2012 (Tatin and Roux, 2008) et 2013-2017 (Moinardeau and Roux, 2013).

De par sa situation exceptionnelle, la vocation première de la réserve de chasse et de faune sauvage de Donzère-Mondragon ne concernait à l'origine que l'avifaune. Cependant la lutte contre un « effet réserve » (= refuge) pour le sanglier en raison des menaces pour les nombreuses cultures agricoles

avoisinentes est rapidement devenue également un objectif majeur. En effet, sur les digues élargies du canal de fuite, la ronce prolifère de par sa forte capacité à coloniser les milieux et son recouvrement important. Sur plusieurs talus du canal de fuite, les massifs ronciers impénétrables, sont alors devenus des zones de refuge pour les sangliers se déplaçant préférentiellement dans les zones en réserve pour l'installation de leurs bauges en période de chasse (Tolon and Baubet, 2010). L'utilisation du pastoralisme a donc été envisagée par l'ONCFS pour « casser » cet « effet réserve » en lien avec la prolifération de la ronce et la quiétude des sites concernés pour les oiseaux.

1.1.2.3. Evolution de la gestion appliquée dans la réserve ONCFS de Donzère-Mondragon

Initialement, la végétation des digues artificielles était relativement banale (omniprésence de stades pionniers), (Roux et al., 2012) mais, elle a évolué au fil des années entraînant de fait des modifications concomitantes des interventions sur le développement de la végétation des berges et digues. Jusqu'au début des années 80 et dans un souci permanent de sécurité, la CNR a limité au maximum la végétation spontanée par l'utilisation de produits phytocides ou d'une tonte rase et fréquente. Les pratiques ont par la suite évolué afin de contrôler la végétation des ouvrages de manière plus sélective. Ainsi en 1994, la CNR réalise une Charte d'Environnement du Rhône qui vise à créer un équilibre entre la préservation de la biodiversité et les activités humaines le long du Rhône.

Pour ce faire, divers outils sont utilisés : la gestion mécanique de la végétation qui se traduit par des coupes d'arbres, des fauches de la végétation herbacée, du faucardage et curage des contre-canaux, du débroussaillage ou encore le dessouchage d'arbres de taille trop importante pour la sécurité des digues sensibles. Depuis plusieurs décennies le pâturage est également utilisé comme moyen d'entretien de tels milieux le long du Rhône (Nicaise, 1996).

L'utilisation des herbivores comme outils de gestion des milieux se pratique donc aujourd'hui sur plusieurs aménagements de la CNR. Compte tenu de la végétation rencontrée, de la structuration et du substrat constituant les endiguements, des animaux rustiques ont été préférés pour leurs aptitudes à supporter de grandes amplitudes dans la quantité de nourriture disponible mais aussi ; dans la plupart des cas ; une présence sur place toute l'année (De Montard, 1991; Berbigier, 1988).

En 1999, une gestion pastorale a ainsi été mise en place sur la réserve de Donzère-Mondragon sur des sites répondant à des enjeux et problématiques différents, et ce en utilisant différents herbivores domestiques. Ce sont ces systèmes distincts qui ont fait l'objet des suivis scientifiques de cette thèse. Ils seront présentés dans le détail ultérieurement.

I.1.3. Synthèse des objectifs attendus de la CNR et de l'ONCFS

Dans le contexte des opérations de gestion conservatoire et d'entretien de la végétation des digues par l'éco-pastoralisme, la CNR et l'ONCFS souhaitent connaître leurs impacts sur la végétation et l'entomofaune. Il a ainsi paru nécessaire, via ce travail de thèse, d'assurer un suivi pluriannuel des différentes opérations déjà réalisées, d'évaluer leur pertinence afin de proposer, si nécessaire, de nouvelles modalités de pilotage des différents systèmes et des opérations d'éco-pastoralisme.

Pour les propriétaires et gestionnaires (CNR et ONCFS), la finalité du travail de thèse est de rechercher le meilleur équilibre entre les obligations de sécurité du concessionnaire, la préservation de la biodiversité du site et les moyens à engager pour y parvenir durablement.

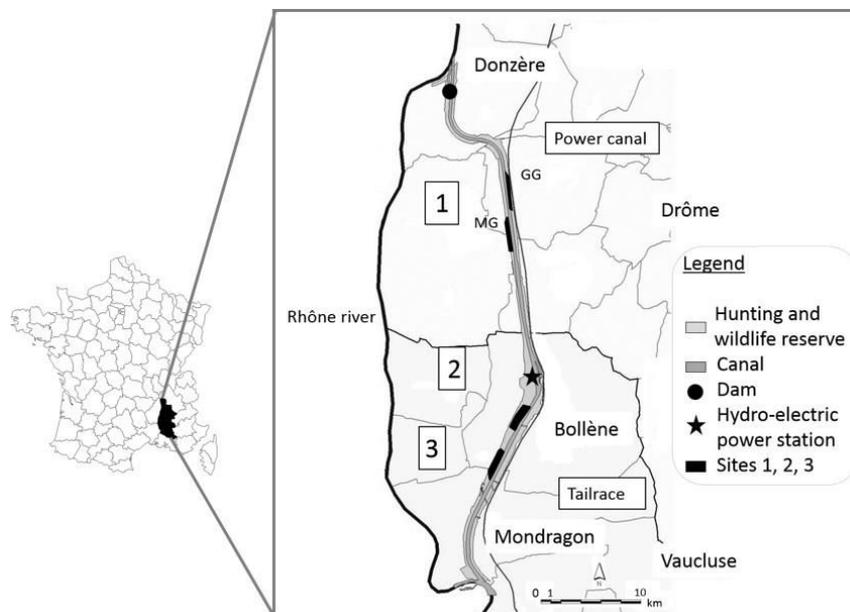


Figure I.1. Localisation de la réserve de Donzère-Mondragon. Moinardeau et al. 2016.



Figure I.2. Schéma théorique d'un aménagement type CNR (© CNR)



Planche photographique I.1. Photographies réalisées lors du creusement du canal de Donzère-Mondragon (1948-1952). (© Photothèque CNR)



Planche Photographique 1.2. De haut en bas, barrage de garde de Donzère ; le canal d'aménée ; la face aval de la centrale hydroélectrique « André Blondel » à Bollène et en arrière-plan, le parc éolien CN'Air (© C. Moinardeau) ; le canal de fuite (© D. Roux/ONCFS).



Photographie I.3. Complexe nucléaire du Tricastin situé dans la plaine alluviale du même nom. A gauche, canal de dérivation du Rhône de Donzère-Mondragon (© Conseil Départemental de la Drôme). En rive droite, le secteur de la digue débroussaillée face à l'usine d'enrichissement d'uranium.

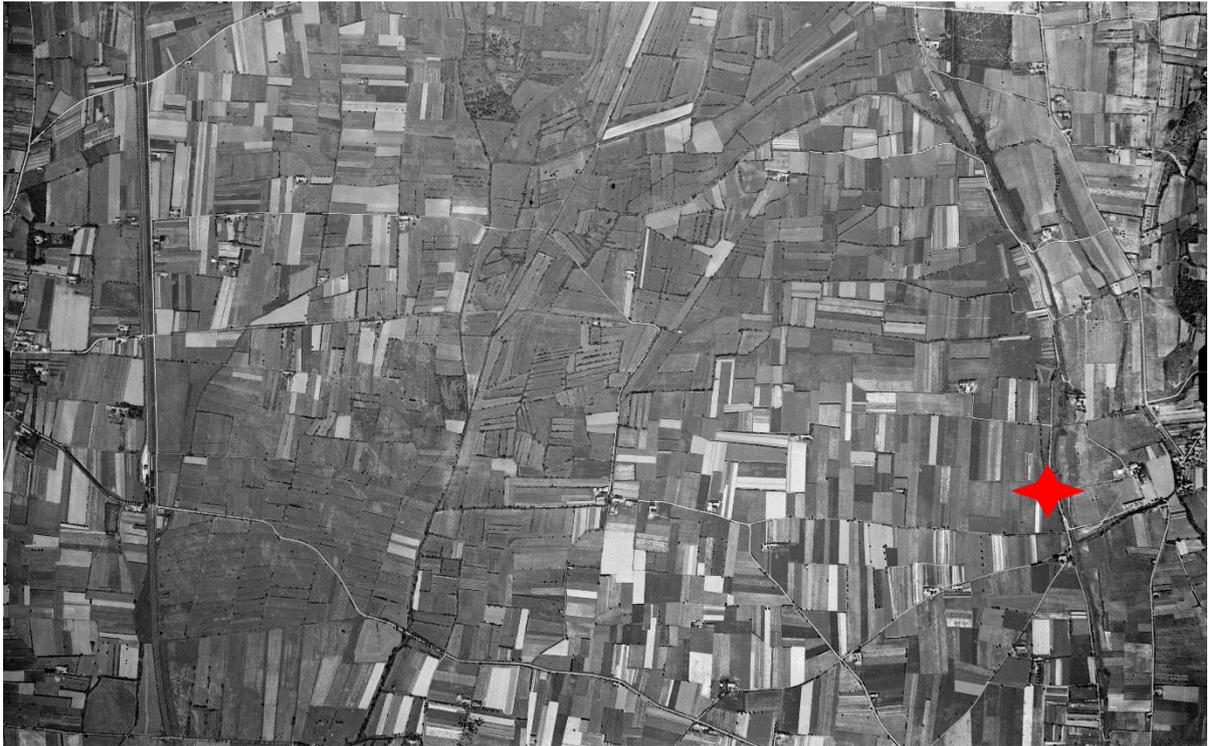


Figure I.3. Images aériennes de la plaine du Tricastin. En haut en 1947, avant le creusement du canal de dérivation de Donzère-Mondragon, échelle 1 :23000^{ème}. En dessous, image actuelle, échelle 1 :18000^{ème}. Le repère rouge indique l'emplacement de l'usine hydro-électrique. (© www.geoportail.fr). Modifié d'après Moinardeau & Roux 2013.

I.2. Cadre conceptuel

Ce travail de thèse répond à une demande des gestionnaires d'un espace protégé. Il se base sur l'écologie des communautés et l'écologie de la conservation. Dans cette partie sont présentés les différents concepts qui ont guidé ces travaux et comment ils pouvaient s'appliquer à notre site d'étude (la réserve de Donzère-Mondragon).

I.2.1. Ecologie des communautés végétales

Une communauté végétale est définie comme un ensemble plus ou moins homogène et structuré de plantes appartenant à une aire et un milieu déterminés (Géhu, 2006) dont l'organisation dépend d'interactions biotiques (facilitation, compétition, prédation) et abiotiques (climat, topographie), mais aussi des régimes de perturbations (incendies, fauches, marées, etc.), (Lortie et al., 2004; Gaudet and Keddy, 1988; Callaway and Walker, 1997). L'écologie des communautés végétales est donc la discipline scientifique qui étudie les mécanismes d'assemblage, de compétition et de coexistence, les processus liés à l'abondance et la diversité des espèces au sein des communautés végétales (Wiens, 1989).

Pour éviter les redondances dans l'appellation des communautés végétales, le terme de faciès de végétation sera également utilisé. Les faciès de végétation sont des zones de végétation de même aspect physiognomique s'étendant généralement sur une surface homogène en termes de relief et humidité créés ici par le pâturage (faciès écorché, faciès ras, faciès bas, faciès haut, faciès dense, etc). A l'échelle intra-communautaire on utilisera le terme « patch » de végétation pour qualifier des faciès différents notamment par la pression sélective du pâturage.

D'un point de vue phytosociologique, les groupements présents sur nos sites d'études sont, pour la végétation herbacée des digues, en majorité des pelouses appartenant à l'ordre du *Brachypodium phoenicoidis* et, pour la végétation arbustive, des fourrés et ronciers appartenant à l'ordre du *Pruno spinosae-Rubion ulmifolii*, (Roux et al., 2012).

I.2.1.1. Dynamique et successions des communautés végétales sous perturbation

La succession végétale correspond à l'établissement d'une communauté végétale sur un sol nu ou le remplacement d'une communauté végétale par une autre, suite à une modification des contraintes biotiques et abiotiques. Cette notion a suscité de nombreux débats opposant la « succession orientée » caractérisée par des communautés végétales bien marquées (Clements, 1916) et un remplacement

continuel et fortuit d'espèces avec une forte stochasticité et sans véritables communautés (Gleason, 1926).

Deux catégories de successions ont été identifiées et diffèrent selon les conditions de mises en place: les successions primaires et les successions secondaires (Clements, 1916). La succession primaire s'effectue sur un milieu nouvellement formé avec un substrat très généralement de faible fertilité (Walker and Del Moral, 2003) dont l'origine peut être naturelle via des cataclysmes (Cutler, 2010) ou anthropique (Walker and Del Moral, 2003). La succession secondaire répond à une perturbation (Vanpeene-Bruhier, 1998). La suppression d'éléments de la végétation et la réduction de biomasse après perturbation se produisent notamment grâce aux réservoirs séminaux : la banque de graines du sol et/ou la pluie de graines. Sous l'action de facteurs abiotiques et biotiques, la végétation évolue par une succession de stades, plus ou moins stables dans le temps définissant la trajectoire (Sutherland, 1974). Cette trajectoire est le plus souvent difficile à prédire parce que la plupart du temps les mécanismes stochastiques prennent une place importante (Turner et al., 1998; Cook et al., 2005; Cary et al., 2006).

Une perturbation peut entraîner une forte restructuration de l'écosystème vers des stades initiaux (Lévêque, 2001). Néanmoins, la majorité des perturbations n'occasionnent pas un retour au stade initial de la succession. Les perturbations telles que le feu, les inondations, le pâturage, peuvent engendrer un retour à un état antérieur, bloquer ou ralentir la dynamique successioneuse (White and Jentsch, 2004; Buisson, 2011). La trajectoire de la succession secondaire n'est pas nécessairement modifiée *in fine*, bien que temporairement déviée elle n'empêchera pas d'atteindre le stade d'avant perturbation si le régime de perturbations le permet. Les stades peuvent connaître un relatif équilibre sur de longues périodes, puis donner lieu à d'autres trajectoires évolutives selon la récurrence et l'intensité des perturbations (Young et al., 2001).

La végétation des digues artificielles de Donzère-Mondragon s'est mise en place depuis une soixantaine d'années. Si de nombreux stades pionniers sont encore présents en liens avec les conditions abiotiques difficiles (granulométrie très grossière des digues, présence d'eau), d'autres groupements évoluent spontanément vers des stades considérés comme plus matures (pré-forestiers). Cette dynamique se caractérise par une augmentation de la biodiversité de certains habitats, sous les effets de pâturages ou de débroussaillages récurrents notamment les pelouses qui feront l'objet de nos recherches.

1.2.1.2. Stress et/ou perturbations ?

La distinction entre ces deux notions dépend de l'échelle d'observation de l'événement (Pickett et al., 1989). Une perturbation est un événement discret entraînant une altération ou une perte de biomasse d'un individu, (Grime, 1977) et conduisant à la destruction totale ou partielle des populations, communautés ou écosystèmes (Pickett and White, 1985). Les perturbations affectent les écosystèmes sur des échelles spatio-temporelles plus ou moins importantes (White and Jentsch, 2004). En modifiant les schémas d'organisation des communautés végétales, en retardant la compétition des espèces dominantes et en fournissant des niches pour la régénération des espèces subordonnées elles sont sources d'hétérogénéité et de diversité (Barradas and Cohen, 1994; Gibson, 2009). Un stress qui correspond à une pression continue sur le milieu (Grime, 1977) limite également le plus souvent la production de biomasse et affecte les communautés et populations.

Un même évènement peut être considéré soit comme un stress soit comme une perturbation. Grime (1977) et Sousa (1984) préconisent, pour un organisme, d'employer le terme de « stress » si la limite de tolérance de cet organisme n'est pas atteinte, et celui de « perturbation » lorsque son seuil de tolérance est dépassé. Une perturbation se caractérise ainsi en fonction de son intensité mais aussi de sa durée et de sa prévisibilité (White and Jentsch, 2004). Les perturbations peuvent être de deux types : endogène et exogène. Le terme « endogène » est utilisé pour une perturbation faisant partie intégrante du système qui a alors dû évoluer en développant des adaptations aux contraintes imposées par cette perturbation (par exemple la chute des arbres en forêt). A l'inverse, une perturbation exogène est externe au fonctionnement ou à la dynamique de l'écosystème (par exemple une tempête). Néanmoins ce type de perturbation exogène peut résulter de modifications de perturbations endogènes (McIntyre et al., 2003). La différenciation entre perturbations naturelle et anthropogénique peut être tenue comme dans le cas des incendies ou du pâturage (troupeaux de grands herbivores sauvages ou domestiqués mais encore itinérant). Cela peut donc être le cas pour l'herbivorie dans la mesure où, l'herbivorie sauvage interfère très généralement avec l'herbivorie domestique sans pouvoir nécessairement être correctement prise en compte.

Dans cette étude, le pâturage et le fauchage mécanique ont été considérés comme des régimes de perturbations tandis que le débroussaillage forestier restera une perturbation exogène mais non majeure car limitée spatialement à certaines parties des espaces forestiers et non répétée annuellement.

1.2.1.3. Résilience des écosystèmes

La résilience écologique définit la capacité des systèmes écologiques à maintenir de façon dynamique leurs structures et leurs propriétés (telle leur organisation face à des bouleversements du milieu), (Holling, 1973; Peterson et al., 1998). Elle est définie comme le niveau maximal de perturbation que l'écosystème peut supporter sans connaître de changements significatifs (Holling, 1973). La résilience écologique dépend ainsi de : (1) l'intensité et la fréquence de la perturbation que le système peut endurer ; (2) la capacité du système à s'auto-organiser ; (3) la capacité du système à présenter des adaptations (Carpenter et al., 2001). La résilience au sens de l'ingénierie (Peterson et al., 1998; Gunderson, 2000) est définie par la vitesse de retour à un état référence après perturbation (Holling, 1973).

1.2.1.4. Théorie des filtres

La théorie des filtres écologiques est couramment utilisée pour décrire les mécanismes intervenant dans l'organisation des communautés (Grime, 1998; Diaz et al., 1998; Krebs, 2001; Lortie et al., 2004), (Fig. 1.4). Les filtres sont définis comme les conditions abiotiques et biotiques de l'environnement sélectionnant les espèces en fonction de traits (capacité de dispersion, installation et développement, compétitivité (Lavorel et al., 1997; Lavorel and Garnier, 2002). Le pool global d'espèces est soumis à un premier filtre : celui de la dispersion qui s'opère au travers des différentes capacités des espèces à coloniser le milieu par la banque de graines (pool interne) ou par dispersion (pool externe). Un second filtre, abiotique, est déterminé par la capacité des espèces pour lesquelles des propagules sont présentes à s'accommoder des conditions environnementales locales (nature du sol, humidité, ...) et sélectionne donc les espèces susceptibles de s'installer et de se développer localement. Le dernier filtre, biotique, est assuré par les interactions positives (facilitation) ou négatives entre espèces (compétition interspécifique), et individus (compétition intraspécifique).

La théorie des filtres a fait l'objet de critiques pour son approche statique. Les écosystèmes et les communautés étant dynamiques (De Leo and Levin, 1997; Fattorini and Halle, 2004), les filtres et leurs effets ne peuvent être fixes (Fattorini and Halle, 2004). Ils sont eux-mêmes dynamiques et varient dans l'espace et le temps (Keddy, 1992).

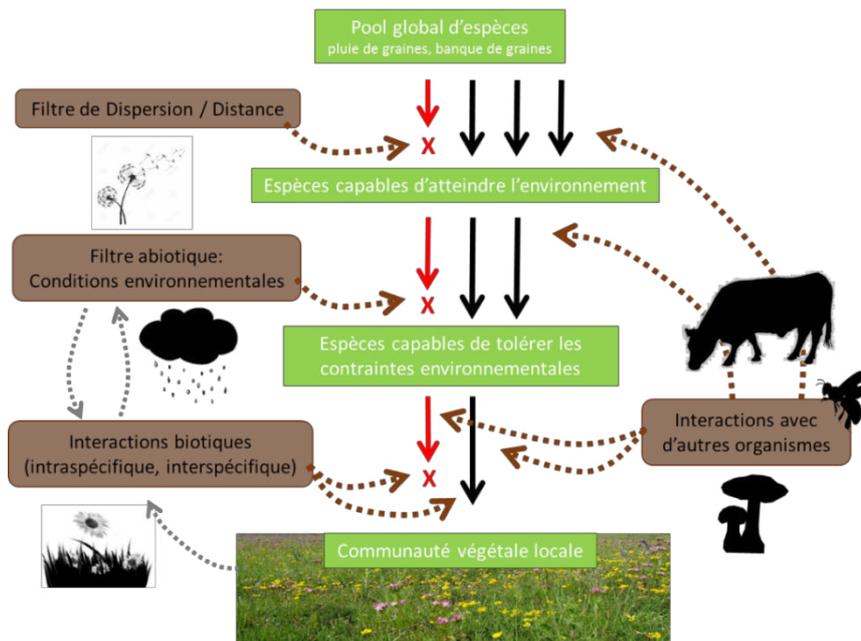


Figure I.4. Les principaux processus et filtres responsables de l'assemblage d'une communauté végétale, modifié (Lortie et al., 2004) © R. Jaunatre

1.2.1.5. Processus de coexistence et assemblage des communautés

L'étude de l'assemblage des communautés est nécessaire pour comprendre les mécanismes de structuration à cette échelle (Belyea and Lancaster, 1999) et pour espérer définir des stratégies de gestion conservatoire adaptées localement (Coiffait-Gombault, 2011). La présence de certaines espèces plutôt que d'autres à un endroit donné et sous des conditions précises, est régie par des règles d'assemblage qui sont largement responsables de la structure/nature des communautés (Temperton et al., 2004).

La coexistence des espèces dépend de plusieurs mécanismes qui gouvernent la structure des communautés (Kuang and Chesson, 2010). Pour les systèmes herbacés, quatre modèles de structuration des communautés ont été différenciés en fonction de la biomasse, la richesse spécifique et l'hétérogénéité (Chasson and Case, 1986; Alard and Poudevigne, 2002), (Fig. I.5). Dans un premier temps, l'écosystème récemment perturbé (stade pionnier) est colonisé par les espèces provenant des réservoirs séminaux (banque de graines, pluie de graines) dont l'installation dépend de leur capacité à s'adapter aux conditions du milieu. Ce stade de « *Non-equilibrium cooccurrence* » présente une faible hétérogénéité, richesse spécifique et biomasse. Le stade correspondant à une « *Non-equilibrium coexistence* » est conditionné par la réponse compétitive des espèces liée aux variations des contraintes dans le temps (Herben et al., 1993). Cet état est caractérisé par un large chevauchement de l'ensemble des niches des espèces, une augmentation de la biomasse, de la richesse spécifique et de l'hétérogénéité. Les deux autres stades sont des phases d'équilibre « *Equilibrium* ». L'« *Equilibrium*

coexistence » est consécutif à des apports de nutriments ou des perturbations mineures. Le premier stade stable est caractérisé par une diminution de l'hétérogénéité, une perte de biodiversité et la dominance marquée de quelques espèces responsables en grande partie de l'augmentation de la biomasse. Le second stade stable, « *Equilibrium cooccurrence* », apparaît lorsque des communautés sont soumises à des perturbations récurrentes. L'installation des espèces est dépendante du régime et de l'intensité des perturbations qui crée de nouveaux micro-habitats favorables à l'installation et au maintien d'espèces (fenêtre d'invasion, Johnstone, 1986). La communauté végétale est alors composée de plusieurs pools d'espèces, créant une hétérogénéité importante et une richesse spécifique élevée.

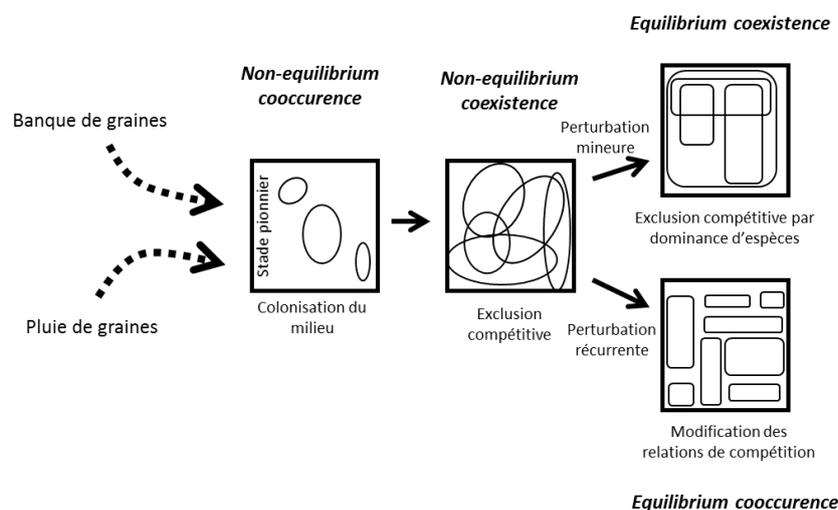


Figure 1.5. Dynamique d'une communauté végétale herbacée de la colonisation du milieu d'un stade pionnier à un stade d'équilibre. Les formes géométriques représentent l'amplitude des niches de différentes espèces. Modifié d'après Chabrierie (2002) ; Alard et Poudevigne (2002).

Sur le site d'étude de Donzère-Mondragon, les communautés végétales étudiées appartiennent en majorité au stade de l'« *Equilibrium coexistence* » caractéristique des communautés soumises à des perturbations récurrentes comme le pâturage ou le fauchage extensif. L'installation des espèces est dépendante du pâturage et du fauchage qui créent de nouveaux micro-habitats favorables au maintien des espèces. Ce stade est généralement décrit avec une hétérogénéité importante à petite échelle et une grande richesse spécifique. Le stade d'« *Equilibrium cooccurrence* » est également présent pour les faciès sous pâturés ou non gérés où certaines espèces dominent alors le recouvrement tant au niveau herbacé (*Brachypodium phoenicoides*) qu'arbustif (*Rubus* sp.).

1.2.1.6. Systèmes emboîtés

Le choix des échelles d'observation est déterminant dans l'étude d'un processus écologique (Dumas, 2006). La théorie de la hiérarchie (Allen and Starr, 1982) repose sur l'existence de corrélations entre les échelles de temps et d'espace et permet d'étudier un phénomène écologique de façon multiscalaire. Chaque événement se produisant à une échelle de temps déterminée, la rapidité des événements permet de les hiérarchiser. Les processus lents sont assimilés à de hauts niveaux d'organisation tandis que les phénomènes rapides à des niveaux inférieurs. Les phénomènes caractérisés par des vitesses de réalisation très différentes interagissent peu entre eux (Burel and Baudry, 1999). Ces systèmes hiérarchisés possèdent deux structures : verticale et horizontale (Wu, 1999). Pour la structure verticale, les niveaux supérieurs jouent un rôle de contrainte et fixent un cadre au déroulement du phénomène, alors que les niveaux inférieurs sont définis comme conditions limitantes. La structure horizontale, quant à elle, est symétrique et se différencie par la force des interactions entre deux entités.

Dans le cadre de cette thèse, plusieurs niveaux d'approche sont utilisés pour mesurer les impacts du pastoralisme sur la végétation herbacée du site. L'analyse des effets à l'échelle du site d'étude par télédétection sera en effet essentielle pour appliquer les résultats obtenus au niveau des communautés végétales via des quadrats permanents.

1.2.1.7. Interactions biotiques

Une communauté évolue en fonction des capacités physiologiques des différentes espèces (Dislich et al., 2010) à s'adapter aux conditions environnementales et aux interactions biotiques elles-mêmes changeantes (Shmida and Ellner, 1984). Les interactions biotiques peuvent intervenir entre espèces au niveau d'une même population (interactions intra-spécifiques), entre espèces de la même communauté (interactions interspécifiques) et entre espèces végétales et/ou animales au sein de l'écosystème. Elles peuvent avoir un impact négatif (compétition ou allélopathie) ou positif (facilitation) sur l'établissement et/ou la croissance des individus (Callaway and Walker, 1997). Ces interactions jouent un rôle primordial dans la structure et la dynamique des communautés (Holzapfel et al., 2006). On parle d'interactions directes ou indirectes selon que l'espèce, par son action sur l'habitat (lumière, sol, humidité, température), influence directement la plante cible (interaction directe) ou si elle agit sur un troisième individu (animal ou végétal) qui modifie ses relations avec l'espèce cible (interaction indirecte).

1.2.1.8. Diversités Alpha et Beta, Gamma

La diversité d'une communauté est estimée à plusieurs niveaux emboîtés, nommés alpha, beta et gamma (Whittaker, 1972). Le « réservoir d'espèces » (*species pool*) correspond à l'ensemble des espèces capables de coexister dans une communauté locale (Zobel, 1997). Le réservoir régional d'espèces (*regional species pool*) correspond aux espèces potentiellement disponibles (Dupré, 2000). La diversité alpha a trait à l'échelle locale et la diversité gamma plutôt à l'échelle régionale (Whittaker, 1972). Le réservoir d'espèces varie en fonction de la nature du paysage et détermine la diversité locale intra-habitat (Laurance et al., 2007), mais également la diversité inter-habitats (ou diversité beta). La diversité beta se mesure via des calculs de similarité ou dissimilarité (indices de Simpson, de Bray-Curtis) entre communautés. Elle s'exprime donc par un taux de variation dans la composition en espèces des communautés (Jamoneau, 2010). La diversité gamma se calcule via la mesure de la richesse et l'équitabilité du nombre de communautés ou de faciès pris en compte à l'échelle de l'ensemble des différents sites et comparés entre eux : c'est l'addition de nouvelles espèces lorsque le même habitat est échantillonné à différents endroits. Une communauté possédant beaucoup d'espèces mais caractérisée par de fortes dominances peut être perçue comme ne présentant pas une diversité plus forte qu'une communauté de moins d'espèces, mais possédant des effectifs proches. La prise en compte de deux composantes de la diversité, la richesse en tant que telle et l'équitabilité (*Evenness*) (Pielou, 1969) est par conséquent nécessaire (Marcon, 2015). La richesse correspond au nombre de classes présentes dans un système étudié, par exemple le nombre d'espèces dans une pelouse pour une superficie donnée dans notre cas. L'équitabilité caractérise la régularité de la distribution des espèces. Une espèce abondante ou représentée par un seul individu n'apporte pas la même contribution à l'écosystème. À nombre d'espèces égal, la présence d'espèces dominantes entraîne la rareté de certaines autres. Le maximum d'équitabilité est atteint quand, pour un nombre donné d'espèces, le nombre d'individus, biomasse ou recouvrement par espèces est équivalent. L'équitabilité est indépendante du nombre d'espèces (richesse). La plupart des indices portant sur la diversité, comme ceux de Simpson ou de Shannon, évaluent à la fois la richesse et l'équitabilité.

En lien direct avec l'approche multi-niveaux mise en place dans cette étude pour révéler les éventuelles propriétés émergentes de l'emboîtement des échelles, trois types de biodiversité ont été pris en compte : (1) la diversité alpha via la mesure de la richesse spécifique et de l'équitabilité locale des différentes communautés végétales et/ou faciès rencontrés, (2) la diversité beta via des mesures de similarité ou dissimilarité (Bray-Curtis) entre les différentes communautés et enfin la diversité gamma, via des mesures de richesse et d'équitabilité du nombre de communautés ou de faciès pris en compte à l'échelle de l'ensemble des différents sites comparés entre eux.

1.2.2. Rôles des herbivores sauvages dans les écosystèmes

Le pâturage est un processus par lequel l'énergie et les nutriments sont transférés du producteur primaire (plantes) aux consommateurs primaire (herbivores). C'est un processus complexe impliquant de nombreux facteurs en interaction tels que la défoliation de la plante (dépendant de l'intensité et la fréquence, la saison de pâturage ainsi que la sélectivité) ; des effets physiques tels que le piétinement (qui impacte les plantes, compacte le sol et couvre les graines) ; le cycle minéral et la redistribution des nutriments, à travers le dépôt de fèces.

1.2.2.1. Relations plantes-herbivores

Les herbivores, en pâturant, sont susceptibles de modifier le nombre, la nature ou l'abondance relative des espèces végétales d'une communauté par différents mécanismes qui peuvent opérer de manière simultanée (Huntly, 1991) : (1) la défoliation qui implique une réduction de biomasse des plantes pâturées qui stimule ou non la croissance notamment par compensation (McNaughton, 1984; Oesterheld, 1992) ; (2) le piétinement qui peut endommager la plante en fonction de sa tolérance à la pression et produire ou non une réduction de biomasse (Cole and Bayfield, 1993); (3) la création de trouées dont la recolonisation peut se faire par des plantules, des propagules d'origine clonale (Collins, 1989; Rogers and Hartnett, 2001) ou des fenêtres d'invasions (Johnstone, 1986); (4) l'apport de nutriments via les fèces et les urines, qui peut stimuler au niveau local la croissance des individus et favoriser certaines espèces (Steinauer and Collins, 2001). La production de graines est sensible aux prélèvements des herbivores, les herbivores qui influencent donc le « timing » de la maturation sexuelle des plantes (Crawley, 1983). L'alimentation sélective des herbivores affecte l'abondance des espèces dans la communauté. En contrôlant la croissance les espèces les plus compétitives, elle maintient voire augmente la contribution des espèces moins compétitives et donc la diversité (Crawley, 1983). Quand l'intensité du pâturage est trop élevée, la diversité peut être réduite par la disparition des espèces les plus appréciées et/ou la compétition par les refus. Le prélèvement de tissus végétaux par l'animal est, d'un point de vue biologique, un acte de prédation qui induit une grande diversité de réponses. Celles-ci correspondent à différents types de stratégies. La stratégie d'évitement permet aux plantes d'échapper à l'herbivorie par une augmentation des difficultés pour l'herbivore à les atteindre. La stratégie de tolérance incite, quant-à-elle, l'herbivore à consommer des organes que la plante peut renouveler sans pénaliser sa survie ou sa reproduction (Herben and Huber-Sannwald, 2002). La stratégie de résistance se traduit par le développement d'adaptations morphologiques (épines, feuilles en lames riches en silice) ou chimiques (tannins et composés répulsifs), (Briske, 1996). Les réactions variables des plantes à l'herbivorie d'une espèce à l'autre sont des facteurs d'hétérogénéité de la végétation favorables à l'augmentation de la diversité végétale. Certaines

défenses mises en place par les plantes conduisent au développement de refus de pâturage qui ajoutent de l'hétérogénéité spatiale au sein des communautés végétales mais peuvent par compétition *in fine* conduire à l'inverse. L'histoire pastorale, la fertilité du milieu, la nature des herbivores, leur race, la densité, la période et la fréquence de présence sont parmi les principaux facteurs influençant la réponse de la végétation au pâturage (Adler et al., 2004; Pakeman, 2004; A. J. Rook et al., 2004; Sebastià et al., 2009).

1.2.2.2. Pâturage et perturbation intermédiaire

Deux variables liées aux perturbations par le pâturage agissent sur la structuration des communautés végétales et plus précisément sur la richesse spécifique : l'intensité et la fréquence. Selon la théorie de la perturbation intermédiaire (Pickett and White, 1985; Hutson, 1994) lorsque la fréquence et l'intensité sont moyennes, la diversité biologique d'un système (de la population locale à l'écosystème) est maximale. Les effets du pâturage sur la diversité végétale dépendront donc de sa pression avec potentiellement des effets positifs sur la végétation si cette pression est maintenue autour d'une « moyenne » à déterminer et elle-même fonction des caractéristiques de chaque site et système. Le pâturage conditionne en effet largement la diversité végétale (Dumont et al., 2007) et agit sur d'autres composantes comme les insectes (Dumont et al., 2009; Kruess and Tschardtke, 2002). Le pâturage extensif à faible densité induit des mécanismes et des réponses de facilitation et d'inhibition, qui accélèrent, retardent ou modifient les successions (Rosenthal et al., 2012).

La réserve de Donzère-Mondragon est notamment gérée par du pâturage extensif depuis la fin du 20^{ème} siècle. Cette gestion pastorale repose sur l'hypothèse qu'une pression pastorale « moyenne » se traduira par un haut niveau de biodiversité (hypothèse de la perturbation intermédiaire) même sur ces écosystèmes très artificiels et récents. En gestion courante, reste cependant à déterminer cette pression et ses évolutions temporelles en fonction des paramètres biotiques et abiotiques, mais aussi, des objectifs de gestion qui peuvent eux-mêmes fluctuer en fonction des résultats obtenus.

1.2.2.3. Les grands herbivores, espèces clés de voûte des écosystèmes (keystone function) ?

Les espèces dont les activités ont un fort impact sur les caractéristiques d'occurrence, la répartition et la densité d'autres espèces sont appelées espèces clés de voûte (*keystone species*), (Paine, 1969; Meffe and Carroll, 1994). Pour une espèce clé, la structure de la communauté est déterminée dans une large mesure par sa présence. A l'inverse, son retrait modifie radicalement la structure de la communauté. Ce concept occupe une place centrale en biologie de la conservation (Wallis De Vries et al., 1998). Une

espèce clé de voûte peut être identifiée en analysant la structure du réseau trophique. Bien que le concept d'espèce clé de voûte ait été initialement adopté pour décrire une structure communautaire contrôlée par les prédateurs, de nombreux écologues estiment qu'il ne doit pas être limité aux seuls prédateurs ; des proies, des plantes et *a fortiori* des grands herbivores (qui comme consommateurs primaires sont donc aussi des prédateurs), peuvent également fonctionner comme des espèces clés (Mills et al., 1993). Le pâturage par les grands herbivores est ainsi reconnu comme un facteur écologique majeur et une force évolutionniste importante (Adler et al., 2004; Noy-Meir et al., 1989; Wallis De Vries et al., 1998). Le concept d'espèce clé s'applique uniquement aux espèces mais une fonction clé (*keystone function*) peut également être attribuée à une guildes d'espèces si les effets sont additifs plutôt que compensatoires (Olf and Ritchie, 1998). Ainsi un assemblage de grands herbivores peut exercer cette fonction clé (Wallis De Vries et al., 1998).

Comme déjà évoqué, le pâturage est un processus qui affecte directement la structure et la composition des communautés végétales par le piétinement et l'excrétion d'urine et fèces des herbivores. A long terme, les processus écologiques tels que la productivité ou la distribution de nutriments peuvent être modifiés. Indirectement, le pâturage peut induire aussi des effets en cascade impliquant la structure entière et la composition d'un écosystème. Les espèces se nourrissant uniquement d'herbacées (passeurs = *grazers*) qui se regroupent en troupeaux, atteignant des concentrations élevées (McNaughton, 1984; Fryxell, 1991) ont potentiellement un impact supérieur sur la structure des communautés et les processus écosystémiques que celles se nourrissant également de ligneux (brouteurs = *browsers*). Certains brouteurs sont aussi considérés comme appartenant aux espèces clés de voûte, comme l'élan et le castor. Les passeurs agissent comme des espèces clés en maintenant une végétation courte et ouverte et en empêchant l'établissement d'une végétation ligneuse fermée. Des passeurs considérés comme espèces clés sont par exemple les mégaherbivores tels que l'éléphant d'Afrique, le rhinocéros blanc, les ongulés comme le bison et le gnou mais aussi de petits herbivores comme le lapin et l'oie.

En addition des herbivores domestiques testés dans notre étude (équins, bovins, caprins), des herbivores sauvages parcourent la réserve de Donzère-Mondragon (chevreuils, lapins, etc.). Ces herbivores sont de type « *grazers* » mais aussi « *browsers* » et auront donc une action complémentaire à celle des herbivores domestiques qui devra être prise en considération lors de l'élaboration des préconisations de pression de pâturage favorables à la biodiversité.

1.2.2.4. Pâturage et création de patterns de végétation

Les grands herbivores, en ne pâturant pas de façon homogène la ressource végétale, sont créateurs d'hétérogénéité dans le temps et dans l'espace (Adler et al., 2001; Parsons and Dumont, 2003). A échelle réduite, le pâturage permet de maintenir ou restaurer des stades successionnels précis. A large échelle il permet d'obtenir une mosaïque d'habitats et favorise des espèces cibles de milieu ou de fin de successions, augmentant la biodiversité à l'échelle du paysage (diversités beta et gamma), (Rosenthal et al., 2012). Des différences dans l'intensité de pâturage d'un site peuvent ainsi être utilisées pour la conservation des milieux car elles entraînent des patrons de structure de la végétation différents. Le pâturage est susceptible de créer une végétation spatialement hétérogène constituée de petits patches de composition différente (Adler et al., 2001). À une échelle spatiale intermédiaire, les patrons de végétation peuvent être induits par des différences dans l'intensité du pâturage local, même sur un substrat plus ou moins homogène (« *macro-pattern* »). La sélectivité du pâturage peut donner lieu à une mosaïque ou « *micro-pattern* » plus ou moins stables d'année en année en interactions avec les autres facteurs environnementaux (Bakker, 1989). Afin de comprendre pourquoi maintenir des « *micro-patterns* » ou non, il est nécessaire de connaître ce qui fait que les animaux qui pâturent retournent sur des patches préalablement délaissés ou sur ceux déjà pâturés. Des changements dans la qualité des fourrages et la structure de la végétation semblent être les réponses les plus probables. Les herbivores ne consomment que la nourriture atteignable, qui est donc liée à la structure de la végétation (Black and Kenney, 1984; Kenney and Black, 1984; Penning, 1986; Drent and Prins, 1987). Pour consommer la ration nécessaire, les animaux doivent parfois passer plus de temps sur les pelouses courtes que sur les pelouses hautes, mais ils bénéficient alors d'une qualité supérieure qui peut donner un apport énergétique quotidien plus élevé (Wilmhurst et al., 1995). Les plantes vivaces herbacées produisent souvent des toxines (à base d'azote) et des moyens de dissuasion qui les rendent désagréables pour les herbivores, notamment les dicotylédones. C'est pourquoi les herbivores préfèrent les Poacées et les arbustes appétents, ce qui retarde alors la succession. L'élimination des arbustes et des arbres pionniers par les herbivores cède la place à des Poacées de hauteur inférieure qui stockent une fraction considérable de leurs ressources dans leurs organes souterrains. Les espèces ayant une repousse rapide sur les sols fertiles allouent également beaucoup plus de carbone à la repousse. De plus, ils emmagasinent les nutriments, ce qui défavorise les espèces à croissance rapide du milieu de la succession.

I.3. Cadre appliqué

I.3.1. Ecosystèmes fluviaux naturels

Le retrait, il y a 12 000 ans, des glaciers présents en Europe a laissé un réseau de fleuves et de cours d'eau ayant joué un rôle majeur dans la distribution des espèces et la formation des paysages actuels (Holmes and Hanbury, 1995). Les fleuves ont d'abord représenté un obstacle quant à l'expansion territoriale des hommes puis sont devenus des moyens de transport facilitant les échanges. Les fleuves et cours d'eau ont ainsi formé un réseau de transport privilégié jusqu'à la fin du 18^{ème} siècle, date à partir de laquelle les premiers canaux artificiels ont été construits pour connecter ces liaisons naturelles entre-elles (Holmes and Hanbury, 1995). Les écosystèmes fluviaux sont la plupart du temps riches en espèces animales comme végétales inféodées aux milieux aquatiques qui les utilisent pour s'alimenter, se reproduire ou se reposer.

Dans notre cas, le Rhône est un fleuve long de 812 km, prenant sa source dans le glacier du Rhône, en Suisse, à une altitude de 2 209 m, dans le massif des Alpes uranaises. Il termine son cours dans le delta de Camargue pour se jeter dans la mer Méditerranée. C'est le fleuve français le plus puissant de par son débit. Son régime hydrologique dépend de trois sources d'alimentations : la fonte des glaciers alpestres, la fonte nivale et les précipitations. Le Rhône est, dès l'Antiquité, un fleuve important pour le trafic entre la Méditerranée et la mer du Nord.

I.3.2. Ecosystèmes fluviaux chenalisés

Les premières traces de construction de barrages et digues remontent au Moyen-Âge (Jensen et al., 2006). Le terme de chenalisation englobe tous les aménagements de rivière visant à accélérer l'écoulement par simplification de la géométrie des lits mineurs et réduction de la rugosité dans le but principal de réduire les inondations (Wasson et al., 1995). D'une façon générale, le choix du type d'aménagement est principalement dicté par les contraintes géographiques et topographiques du fleuve : rétrécissements dans la vallée, importance des affluents. L'urbanisation et l'économie de la vallée contribuent à définir les choix techniques du projet d'aménagement du fleuve. Les impacts environnementaux des barrages peuvent être d'ordre physique, chimique ou biologique (Piégay, 2013). En créant des chutes d'eau artificielles lors de la construction d'un ou de plusieurs ouvrages, la ligne d'eau et la pente naturelle du cours d'eau sont modifiées. Ces modifications hydrogéologiques peuvent conduire à une modification significative des communautés végétales riveraines.

La réserve de Donzère-Mondragon est située le long d'un canal de dérivation du Rhône construit il y a une soixantaine d'années. La chenalisation du fleuve a été décidée car la puissance du fleuve ne permettait pas son utilisation sereine par l'Homme (trafic fluvial pour le commerce, tourisme, etc.). Ces ouvrages ont alors totalement modifié l'environnement initial de la plaine du Tricastin (voir supra).

1.3.3. Applications du pâturage en biologie de la conservation

Le pâturage est défini dans ce manuscrit comme la consommation d'une végétation dominée par des herbacées (sauf mention contraire).

1.3.3.1. Historique de l'utilisation des terres en Europe

En Europe du Nord-Ouest, trois périodes peuvent être distinguées dans l'utilisation des terres (Londo, 1990): la période dite naturelle se caractérise par la présence de communautés, de paysages et de processus sur laquelle l'influence des activités humaines peut être considérée comme négligeable (Londo, 1990) et peut être caractérisée par des assemblages d'espèces indigènes (flore et faune) (Westhoff, 1971, 1983). Lui succède une période dite semi-naturelle où les humains influencent plus largement la composante biotique notamment par la coupe d'arbres et le pâturage du bétail. Les grands herbivores ont déjà pu jouer un rôle clé, notamment dans les écosystèmes tempérés, avant que l'impact des activités humaines devienne un élément déterminant de la structuration des paysages et végétation au cours de la période Atlantique (7 500 – 5 000 avant JC), (Vera, 2000). Précédemment, la végétation déterminée par le bioclimat régional (température et précipitations) aurait été majoritairement forestière sauf sur des substrats particuliers et pour des altitudes élevées (Bond and Keeley, 2005). Pour que se développent des milieux ouverts caractérisés par une végétation herbacée dans les écosystèmes naturellement forestiers, il était alors nécessaire qu'interviennent des herbivores ou que les milieux soient soumis à des perturbations récurrentes (feux, crues, avalanches). A la fin de la période Atlantique (5 000 avant JC), la plupart des grands herbivores indigènes sont progressivement remplacés par des herbivores domestiques : le bétail (Inversen, 1973; Bottema, 1988). Le pastoralisme ou élevage pastoral, est une activité humaine relativement précoce dans l'histoire de l'humanité (-8 000) qui a joué un rôle fondamental dans l'évolution des sociétés mais aussi des milieux naturels (Haudricourt, 1987; Digard, 1990; Blondel, 2006). À l'époque médiévale, la dégradation et la destruction des forêts primitives s'accroissent (Wallis De Vries et al., 1998). Les paysages semi-naturels sont constitués d'une flore et d'une faune originelles mais déjà largement remodelées par les activités humaines et leurs impacts (Westhoff, 1971, 1983; Plantureux et al., 2012). Le passage récent de la période semi-naturelle à la période dite culturelle est notamment causé par l'introduction de fumier

organique et la production de déchets provenant de grandes villes. Aujourd'hui, l'abandon du pâturage extensif, d'une part, et l'intensification des pratiques agricoles, d'autre part, ont conduit à un large déclin des superficies occupées par les espèces caractéristiques des milieux pastoraux et au développement du paysage cultivé, dans lequel la flore et la faune furent fortement influencées par l'homme (Westhoff, 1983). Ces paysages représentent la période dans laquelle nous vivons jusqu'à récemment et que vient supplanter l'Anthropocène (Crutzen, 2006). Le pastoralisme reste une activité majeure pour de nombreuses communautés humaines dans le monde. En Europe, pour lutter contre la fermeture des milieux consécutifs à la désertification des campagnes, celui-ci connaît un nouvel engouement comme activité économique et comme outil de gestion des milieux. Ainsi, en région PACA, quelques 3 500 éleveurs sont recensés correspondant environ à 600 000 moutons, 30 000 vaches allaitantes et laitières, et plus de 20 000 chèvres (Interbev Paca-Corse, 2017). En France, parmi les 6 000 espèces de phanérogames, près de la moitié sont des plantes herbacées de milieux ouverts. Actuellement, la très grande majorité des milieux ouverts ne perdure que parce qu'elle fait l'objet de gestions qui bloquent les dynamiques de succession écologique qui les conduiraient naturellement vers la forêt (Pickett, 1976). En effet, les écosystèmes naturels, c'est-à-dire préservés de toute influence humaine, n'existent qu'à l'état de relique dans le Nord-Ouest L'Europe, et les mégaherbivores sauvages ont disparu (aurochs, bisons, etc.).

1.3.3.2. Biologie de la conservation

Afin de répondre aux défis résultant de la dégradation généralisée des milieux et aux menaces qu'elles font peser pour les espèces, émerge au cours des années 1960 une science multidisciplinaire : la biologie de la conservation. Celle-ci, afin de maintenir la diversité du vivant sur la planète et l'ensemble des ressources, promeut l'association de la science et de la gestion (Soulé, 1986; Holdgate, 1991). Elle repose sur l'analyse des processus de maintien de la biodiversité, à différents niveaux spatio-temporels afin de fournir les éléments indispensables à la mise en place de gestions conservatoires ou soutenables des espèces et des milieux. Cette discipline se décline en trois principaux types d'actions (Gauthier-Clerc et al., 2014) : (1) le maintien des conditions de gestion qui ont conduit l'écosystème à son état actuel si aucune menace spécifique existe ; (2) la mise en place de mesures de conservation et de préservation de l'espèce ou de l'habitat s'ils sont menacés ; et (3) la mise en place de mesures de restauration écologique lorsque l'écosystème a été très fortement dégradé.

1.3.3.3. Utilisation des grands herbivores pour la gestion conservatoire : facteurs clés et clés de voûte

Dans les communautés naturelles pour lesquelles les grands herbivores sont des espèces clés de voûte (voir 1.2), les mesures de conservation doivent viser à maintenir leur présence ou mimer leur impact afin de garantir la pérennité de l'ensemble du système et de son fonctionnement. La présence de grands herbivores est essentielle pour la survie de nombreuses espèces, en particulier celles provenant d'habitats ouverts. Dans les communautés semi-naturelles, les grands herbivores domestiques sont susceptibles de jouer un rôle déterminant dans leur préservation (Wallis De Vries et al., 1998). Les gestionnaires peuvent en effet ajuster la charge (intensité, durée) afin d'obtenir les conditions pour lesquelles ces animaux sont capables de contrôler et diriger la structure de la communauté. Les grands herbivores domestiques sont potentiellement des outils déterminants de la gestion, la conservation et de la restauration sur la structure de la communauté végétale à court terme et de la dynamique du système (Wallis De Vries et al., 1998).

1.3.3.4. Pâturage et gestion conservatoire en Europe

L'argument selon lequel la présence d'herbivores sauvages autour du globe a façonné les milieux naturels depuis des milliers d'années a conduit de nombreux conversationnistes à militer pour l'utilisation du pâturage afin de rouvrir les milieux et favoriser la biodiversité (Brown and McDonald, 1995). Dès 1945, Westhoff développe ainsi l'idée d'utiliser le pâturage comme outil de gestion des paysages semi-naturels. Dans de nombreuses réserves, le système de pâturage devient de plus en plus utilisé et appliqué comme un outil de gestion conservatoire qui peut être ajusté aux différents besoins (Wallis De Vries et al., 1998). Cependant, cette utilisation du pâturage n'est pas toujours reconnue comme pertinente (Wallis De Vries et al., 1998). Ses effets sur les processus écosystémiques et sur la diversité biologique sont discutés (Noss, 1994; Fleischner, 1994; Wuerthner, 1994). Dans les systèmes de pâturage ancestraux et traditionnels comme les prairies alpines calcaires, l'intérêt conservatoire du pâturage concernant les insectes et végétations de milieux ouverts apparaît clairement (Duffey et al., 1974; Bakker, 1989). Mais les bénéfices du pâturage semblent moins probants dans les régions forestières où, même à faible pression, il peut se révéler nocif (Walter, 1979). La gestion des habitats par le pâturage nécessite non seulement la connaissance de ses effets sur la composition et la diversité des espèces mais aussi une compréhension des mécanismes influençant leur fonctionnement (Tóth et al., 2016). Déterminer la bonne charge pastorale est évidemment la clé pour qu'une gestion par le pâturage soit réussie (Wallis De Vries et al., 1998). Dans certains cas de fermeture du milieu par les ligneux, il a été démontré qu'un pâturage présent sur l'ensemble de l'année pouvait répondre aux objectifs assignés (Wallis De Vries et al., 1998). Au printemps et en été, les herbivores se nourrissent

préférentiellement des parties vertes des végétaux, ce n'est que lorsqu'ils demeurent sur le site pendant l'automne et l'hiver qu'ils se nourrissent de parties moins appétentes comme les herbacées plus grossières, les écorces des arbustes et des arbres. Dans d'autres cas, une charge forte pendant une courte période sera préférable pour maintenir la végétation ligneuse (Mesléard et al., 2017). Le choix de la race peut alors être primordial et nécessiter peu de traitements ; ce sont les races rustiques les plus à même de réaliser ces objectifs.

Depuis les années 70s, le pâturage devient ainsi un outil de gestion de plus en plus utilisé en conservation, en particulier en Europe occidentale (Bakker, 1989; Gordon et al., 1990; van Wieren, 1991; Wallis De Vries, 1995; Köhler et al., 2016). Le nombre de réserves pâturées, la diversité des milieux concernés et la variété des régimes de pâturage ont généré une richesse d'expériences sur l'impact et le potentiel du pâturage pour la conservation. Au cours des 30 dernières années, la gestion de la nature a été étendue à la restauration de communautés végétales autrefois riches en espèces qui ont été dégradées par l'abandon ou l'application de produits phytosanitaires. En ce début de 21^{ème} siècle les besoins de démonstrations s'appuyant sur de l'expérimentation et permettant de consolider les décisions pratiques augmentent encore avec l'accroissement de ce mode de gestion (Török et al., 2016).

1.3.3.5. Impacts du pâturage sur l'environnement

1.3.3.5.1. Pâturage et diversité végétale

Parmi les effets les plus fréquemment évoqués du pâturage sur la composition floristique et la diversité (Pavlu et al., 2006) des communautés végétales figurent la création d'hétérogénéité (Alados et al., 2004; Sebastià et al., 2009) et le contrôle des espèces les plus compétitives (Amiaud et al., 2008; Bakker, 1998; Collins et al., 1998). Une trop faible intensité de pâturage diminue la richesse spécifique du couvert en raison des phénomènes de compétition qui favorisent les communautés composées d'un petit nombre de plantes. A l'inverse, un chargement trop élevé entraîne la dominance de quelques espèces tolérantes à un pâturage répété et l'élimination des espèces sensibles au piétinement, ou avec une faible capacité de régénération (Carrère, 2007). Un pâturage chronique peut nuire à la croissance et à la survie des plantes car il provoque une diminution de feuilles nécessaires à la photosynthèse (Caldwell et al., 1981), et donc une diminution du stockage d'énergie. Une trop forte pression de pâturage « surpâturage¹ » peut ainsi être évaluée par l'irréversibilité de son impact comme dans le cas d'une prairie fortement fréquentée par des cervidés où dix années, après la mise en

¹ Le surpâturage est un type de pâturage correspondant à une densité excessive des herbivores, au-delà des possibilités de production de la végétation. Il entraîne une dégradation de la végétation, par excès de broutage, et un risque d'érosion des sols (Géhu, 2006).

protection ont été nécessaires pour que puisse avoir lieu de nouvelles floraisons (Gregg, 2004). Les zones pâturées possèdent le plus souvent des espèces pionnières, des annuelles ou des bisannuelles qui doivent s'établir à partir de plantules et d'espèces de petite taille. Les dicotylédones croissent à partir de méristèmes aériens, et leur croissance est retardée si leur sommet est brouté ou coupé alors que les monocotylédones croissent à partir du méristème basal, la suppression de leur sommet a peu d'effet sur leur croissance (Sutherland and Hill, 1995). L'exclusion du pâturage conduit le plus souvent à la colonisation par des Poacées hautes (Milchunas and Lauenroth, 1993; Saatkamp et al., 2017), l'accumulation de litière et l'installation de ligneux. La dominance de quelques espèces caractérisées par une augmentation de la biomasse est susceptible de limiter la diversité par exclusion compétitive (Grime, 1979). L'effet limitant de la lumière sur la croissance des plantes dépend du contexte ; il est variable dans le temps, dans l'espace et pour chaque système étudié, ce qui rend difficile toute généralisation. Trois effets du pâturage sont attendus : (1) une diminution de la compétition interspécifique entre végétaux qui induit une coexistence plus élevée des plantes ; (2) une moindre sélection par les herbivores au-delà d'une certaine charge qui entraîne une baisse de diversité et une homogénéisation de la couverture végétale (Dumont et al., 2009) ; (3) une redistribution des nutriments dans le sol en raison d'une consommation inégale des végétaux (différences de palatabilité et mécanismes de défense propre à chaque espèce).

I.3.3.5.2. Pâturage et faune

Les grands herbivores affectent la faune de manière directe par piétinement ou indirecte en influençant la structure et la dynamique de la végétation. Chaque stade de succession correspond à une structure de la végétation et une faune inféodée ou utilisatrice (van Wieren, 1991 pour revue). Une relation inverse entre l'intensité du pâturage et la biomasse d'invertébrés a été mise en évidence dans plusieurs études (Rottman and Capinera, 1983). Les grands herbivores ont notamment un effet négatif sur la floraison et la litière. Cependant, certains groupes d'espèces bénéficient du pâturage à faible charge tels les papillons (Thomas et al., 1986). Certains oiseaux utilisent les milieux ouverts créés ou maintenus par le pâturage pour se nourrir ou se reproduire. Concernant l'impact du pâturage sur le milieu pour les mammifères, les études décrivent des relations allant de la facilitation à la compétition (van Wieren, 1991).

Dans notre cas, la faune et plus particulièrement l'entomofaune n'ont pu être prises en considération dans nos suivis. Un diagnostic a cependant été réalisé en 2014 (Dutoit, 2014) pouvant constituer un état initial pour de futures recherches.

1.3.3.5.3. Pâturage et propriétés édaphiques

Le pâturage augmente généralement le cycle des nutriments en termes d'azote (Floate, 1970), de phosphore (Harrison, 1978), de calcium, de magnésium, de manganèse et de potassium (Bülow-Olsen, 1980). Le piétinement provoque également un tassement et une diminution de l'aération du sol (Gifford and Hawkins, 1978). Les dépressions formées peuvent retenir l'eau modifiant alors les conditions de germination. Edwards and Hollis (1982) ont ainsi montré que l'enfouissement des graines change les conditions de germination. Certaines semences pourrissent, d'autres germent plus rapidement. Néanmoins le pâturage ne montre que peu d'impact direct sur les conditions abiotiques que ce soit par cet effet sur le cycle des nutriments ou par le biais du compactage du sol. Les principaux effets indirects concernent la structure de la canopée de la végétation et son corollaire influençant la disponibilité de la lumière (Borer et al., 2014).

1.3.3.5.4. Pâturage et dispersion des diaspores végétales

La dispersion des graines par le pâturage domestique s'effectue principalement par endozoochorie ou épizoochorie (Selvi et al., 2011) ; les animaux peuvent également disperser les graines en secouant les végétaux ou en les déplaçant. Le transport externe contribue au maintien des plantes annuelles. De même, les graines contenues dans les fèces augmentent la diversification spécifique de certains sites (Janzen, 1981). Auffret et al. (2012) ont ainsi montré que des espèces exigeantes en lumière et en azote ou possédant de petites graines persistantes avaient plus de chance que les autres d'être dispersées par endozoochorie.

Dans le cadre de notre étude sur la réserve de Donzère-Mondragon, les impacts de trois types de pâturages sur la végétation sont testés par rapport à du débroussaillage mécanique ou à l'absence de gestion. Les propriétés édaphiques seront également examinées grâce à des analyses physico-chimiques de sol. Enfin, une analyse de la banque de graines sur différents faciès de végétation herbacée du site pâturé par les chevaux sera effectuée (**Chapitre 3**).

1.3.3.6. Pâturage et objectifs de gestion conservatoire des milieux

Le pâturage, en fonction de la pression pastorale exercée, est généralement considéré comme favorisant l'hétérogénéité de la végétation (Harper, 1977). Le pâturage avec un taux de charge relativement faible entraîne, outre un compactage du sol et un dépôt de fèces, un prélèvement hétérogène du matériel végétal dû à la sélectivité des herbivores. Le pâturage extensif crée ainsi, le

plus généralement, une plus grande diversité structurelle par rapport à la fauche. Certains patrons de végétation, en particulier les « *micro-patterns* » ou faciès de végétation, (voir I.2), ne peuvent être établis par la fauche. Le pâturage peut cependant être moins efficace que la fauche notamment lorsqu'il est trop sélectif ou que le piétinement excessif menace des espèces rares et quand l'augmentation d'espèces non appétentes a lieu.

La gestion conservatoire s'intéresse à la façon dont la diversité et la structure des communautés végétales peuvent être maintenues ou restaurées. Le pâturage est considéré à de nombreuses reprises comme un déterminant majeur de la biodiversité (Bakker, 1998; Cingolani et al., 2005; Collins et al., 1998). Ses effets sur la diversité peuvent varier à différentes échelles spatiales et temporelles (Olf and Ritchie, 1998), selon les gradients environnementaux de la fertilité et des précipitations (Milchunas et al., 1988). L'impact des herbivores diffère évidemment entre milieux et entre communautés (Wallis De Vries et al., 1998).

Dans la plupart des cas, la gestion conservatoire par le pâturage se pratique sur des sites présentant un intérêt écologique fort avec des charges annuelles modérées de façon à limiter les conséquences potentiellement négatives d'une charge trop forte mais également afin de limiter les apports d'intrants (traitements phytosanitaires, antiparasitaires, etc.) susceptibles de modifier le milieu et provoquer des effets négatifs sur le fonctionnement des écosystèmes (Lecomte et al., 1995). Néanmoins, la prise en compte de ces aspects ne suffit pas pour que le pâturage réponde aux objectifs de gestion. Les superficies mises à disposition du troupeau doivent offrir une diversité alimentaire. Il est plus généralement souhaitable que les animaux disposent d'un milieu riche et varié. Cette diversité végétale semble en effet augmenter la motivation alimentaire du troupeau et éviter l'apparition éventuelle de carences (Meuret, 2004). Toutefois, une superficie trop vaste peut également être néfaste à la consommation du troupeau alors plus encline alors à prospecter le parcours qu'à se nourrir. Lors de la mise en place d'un pâturage à des fins de gestion, la question du choix de l'espèce à utiliser se pose nécessairement.

Dans le cadre de la réserve de Donzère-Mondragon, les trois types de pâturages mis en place (équin, bovin, caprin) sont de types extensifs. La charge pastorale étant modérée à très faible, car fonction des disponibilités et moyens financiers, on s'attend à trouver, de par les différentes expériences déjà menées en milieu semi-naturel, une richesse spécifique, une diversité et une hétérogénéité élevées mais seulement sur certaines parties de ce site artificiel.

Le succès réel de l'utilisation du pâturage pour répondre aux objectifs de gestion du site dictés par les gestionnaires de la réserve est alors l'interrogation majeure soulevée dans ce travail.

1.3.3.7. Qualité de l'habitat pâturé et gestion

L'arrivée de l'hiver ou de la saison sèche et des stress associés (froid, irradiation solaire réduite, sécheresse) entraînent une chute ou un arrêt de la croissance de l'herbe et une augmentation de la sénescence de la biomasse aérienne. Les herbivores doivent alors composer avec un fourrage dont la qualité diminue ou se tourner vers d'autres ressources. Les organes de stockage souterrains (racines, rhizomes, tubercules et bulbes) étant généralement peu exploités. En fin de saison, les dicotylédones herbacées sont rarement une bonne alternative car elles sèchent plus tôt que les graminées et ne constituent souvent qu'une proportion mineure de la végétation. Les dicotylédones représentent toutefois une part importante de l'alimentation des herbivores se nourrissant de végétation ligneuse (brouter = « *browsers* »), et occasionnellement aussi des herbivores dits intermédiaires et des herbivores se nourrissant d'herbacées essentiellement (passeurs = « *grazers* »), (Van Dyne et al., 1980; Putman, 1986; Campan et al., 1991; Ralphs and Pfister, 1992). En région tempérée, la multitude alimentaire offerte du printemps à l'automne permet la constitution de graisses pouvant atteindre 10-15 % du poids vif chez les herbivores. Cette surcharge pondérale va être mobilisée progressivement au cours de l'hiver. La fonte des réserves corporelles peut entraîner une baisse, sans conséquence majeure, de 40 à 60 kg chez un animal de 400 kg de poids vif qui seront regagnés au cours de la belle saison suivante. Le pelage d'hiver et la fermentation du système digestif permettent également de produire de la chaleur. Le bétail dans les pâturages en hiver perd fréquemment 15 à 25% de son poids corporel maximal et même jusqu'à 30%, qualifié de limite critique (McDowell, 1985; Holechek and Herbel, 1986). Les non-ruminants, tels que les équidés, sont capables de maintenir des durées d'alimentation plus élevées que les ruminants, mais montrent toujours un apport énergétique quotidien réduit en hiver avec une digestibilité décroissante (Weston and Poppi, 1987; Duncan, 1992). L'importance des minéraux dans la nutrition des herbivores a fait l'objet de beaucoup d'attention (ARC, 1980; Gartner et al., 1980; Underwood, 1981; McDowell, 1985). Au moins 22 minéraux indispensables aux herbivores pour qu'ils soient en mesure de satisfaire leurs besoins métaboliques ont ainsi été identifiés (Underwood, 1981).

La question de la qualité de l'habitat d'un des sites étudiés dans ce travail (site pâturé par les équins) a été soulevée (**Chapitre 3**). Des analyses de valeurs alimentaires (valeur fourragère et minérale) ont été effectuées entre les différents faciès de végétations herbacées créés par les chevaux et étudiés dans ce chapitre.

1.3.4. Fauchage et débroussaillage de la végétation

Le pâturage et le débroussaillage mécanique sont les méthodes de gestion les plus utilisées dans les prairies naturelles et semi-naturelles et peuvent fortement augmenter leur valeur conservatoire (Bakker, 1989; Gordon and Duncan, 1988; Olff and Ritchie, 1998; Rosenthal et al., 2012; Tälle et al., 2016). D'autres options de gestion moins courantes existent cependant comme le brûlage de la végétation en dehors de la saison de croissance et le paillage où la végétation coupée est broyée et laissée dans la prairie (Deák et al., 2014; Doležal et al., 2011). Le pâturage est utilisé depuis la période Néolithique tandis que la fauche a été introduite à l'époque romaine. A partir de l'époque médiévale, le fauchage du foin et le pâturage sont devenus des éléments essentiels des systèmes d'exploitation développés en Europe (Poschlod and WallisDeVries, 2002). Traditionnellement, le fauchage est effectué avec une faux, mais à partir de la seconde moitié du 20^{ème} siècle, l'utilisation d'outils mécaniques tels que les barres de fauches mécaniques et les outils de fauche tractés devint de plus en plus courante (Ekstam et al., 1988).

Les communautés végétales diffèrent en fonction des méthodes de gestion utilisées (Catorci et al., 2011) contribuant à la création de différents types de niches pour les espèces. Comme nous l'avons déjà évoqué, le pâturage est plus sélectif que la fauche qui supprime toute la végétation à la fois. Celui-ci, par le piétinement et un remaniement des nutriments se différencie de la fauche (Moretto and Distel, 1999; A.J. Rook et al., 2004). En conséquence, le pâturage crée généralement une végétation spatialement plus hétérogène (Adler et al., 2001), tandis que l'élimination de la végétation par fauchage crée une communauté végétale plus homogène dans l'espace (Lepš, 2014). Ces perturbations sont connues pour modifier les relations compétitives entre individus constituant la couverture végétale en réduisant les capacités compétitives des plantes, en modifiant la croissance des plantes et la structure de la végétation (Parr and Way, 1988; Jantunen et al., 2007; Auestad et al., 2011), et en améliorant la pénétration de la lumière au sol (Tognetti and Chaneton, 2015). Comme régime de perturbation uniforme, le fauchage peut diminuer la compétition inter- et intraspécifique facilitant la coexistence de nombreuses espèces à une échelle réduite, ce qui se reflète par une équitabilité quelquefois plus élevée après la fauche qu'après le pâturage (Tälle et al., 2016). Le fauchage suivi d'un retrait de la biomasse est l'une des méthodes les plus efficaces pour maintenir ou restaurer la biodiversité des communautés végétales semi-naturelles humides et non forestières (Billeter et al., 2007; Wahlman and Milberg, 2002). En effet, la matière organique laissée sur place favorise l'enrichissement des sols. Cependant, le succès de ce type de restauration dépend de la période et la fréquence d'intervention (Tälle et al., 2016). La richesse en espèces végétales, peut ne pas être affectée si la première période de fauche est décalée du printemps à l'été (Chaudron et al., 2016). Le fauchage favorise les espèces végétales à floraison précoce produisant de nombreuses graines pour assurer leur

dispersion. Pour la même raison, le fauchage peut aussi favoriser des espèces capables de repousser et de produire des graines après la gestion (Chaudron et al., 2016).

De nombreuses études sur les avantages et impacts de la gestion par la fauche ou le pâturage ont été publiées depuis plusieurs décennies, leurs résultats sont contradictoires. Une revue récente portant sur 35 études (Tälle et al., 2016) confirme un intérêt généralement supérieur dans une perspective de conservation du pâturage par rapport au débroussaillage (Vickery et al., 2001 ; Dufour et al., 2006 ; Catorci et al., 2011). L'impact positif du fauchage peut augmenter avec le temps, tandis que l'impact positif du pâturage semble davantage important dans les premières années de gestion (Tälle et al., 2016). Les mécanismes à l'origine de ces différences ne sont pas totalement élucidés et peuvent différer (Tälle et al., 2016). Certains traits d'espèces sont favorisés par le pâturage (épines, toxicité) et d'autres par la fauche (feuilles de rosette), (Catorci et al., 2011). Une revue portant sur 29 études et comparant six fréquences de fauche différentes avec un fauchage annuel, a révélé des effets similaires de la plupart des fréquences de fauche sur les valeurs en termes de conservation des prairies (Tälle, 2018). A forte et faible fréquences de fauche, des effets positifs et négatifs sur le milieu peuvent être simultanément observés (Tälle, 2018). Une augmentation de la fréquence de fauche peut conduire à une diminution de la richesse car la floraison et la fructification d'espèces caractéristiques des milieux diminuent à leur tour (Fynn et al., 2004; Poschlod and WallisDeVries, 2002). A faible fréquence, la quantité de litière peut augmenter, ce qui nuit à la germination. Néanmoins, une fauche répétée peut supprimer l'ensemble des graines de certaines espèces menaçant ainsi leur survie à long terme (Poschlod et al., 2011; Loydi et al., 2013). Le fauchage tôt en saison peut avoir des effets négatifs sur les espèces tardives (Poschlod et al., 2011) et, combiné à des fauchages plus fréquents, affecter la capacité des végétaux à redémarrer. Un abandon du pâturage et du fauchage peut provoquer le développement d'espèces colonisatrices, robustes et hautes (Dembek, 2002). Une utilisation simultanée de la fauche ou du débroussaillage et du pâturage peuvent accélérer l'ouverture du milieu. En cas de débroussaillage suivi d'un pâturage caprin ciblant la végétation ligneuse par exemple, le débroussaillage permet d'éliminer la plus grande partie des rameaux principaux, stimulant la croissance des jeunes rameaux à leur tour consommés par les chèvres car ils sont hautement appétents (Ingham, 2008).

Les effets de la fauche et du pâturage diffèrent également selon les espèces animales concernées par les impacts. Les insectes se nourrissant de nectar sont favorisés par des méthodes de gestion moins intenses qui assurent une grande abondance de nectars pendant toute la saison de croissance, comme le pâturage extensif (Milberg et al., 2016). Pour les animaux tels que les oiseaux, les insectes et les petits mammifères, une gestion plus intense comme la fauche peut avoir un effet moins positif que le pâturage, en raison de la perte rapide de la végétation qui héberge ces animaux (Vickery et al., 2001; Wallis De Vries et al., 2007). Les communautés végétales et animales créées et maintenues par

différentes méthodes de gestion peuvent être modifiées par de nouvelles pratiques ou l'arrêt de gestion. Le compromis entre le coût de la gestion et les avantages de la conservation doit également être pris en compte.

Parmi les sites d'étude sélectionnés au sein de la réserve de Donzère-Mondragon, une digue est fauchée pour des raisons sécuritaires qui contraignent les gestionnaires du site à avoir un couvert herbacé ras pour détecter toute fuite d'eau potentielle. Une autre digue a dû être débroussaillée mécaniquement pour permettre une ouverture du milieu favorable au passage d'un troupeau caprin dans le but de réduire les massifs ronciers bénéfiques au développement des populations de sangliers dans le secteur permettant ainsi des comparaisons entre systèmes pâturés ou fauchés.

1.3.5. Applications du pâturage aux « nouveaux écosystèmes »

1.3.5.1. Les « nouveaux écosystèmes »

Les « nouveaux écosystèmes » sont le résultat d'une action humaine délibérée ou involontaire (Hobbs et al., 2006; Mascaro et al., 2013). Capables de s'auto-organiser (Hobbs et al., 2013a) ils sont composés de combinaisons et d'abondances d'espèces sans correspondance toujours évidente avec celles d'écosystèmes historiques (Harris et al., 2006; Hobbs et al., 2006; Murcia et al., 2014; Root and Schneider, 2006).

Les conditions exactes à partir desquelles un écosystème doit être considéré comme « nouveau » ne sont pas universelles. Des impacts chroniques des sociétés humaines sur la plupart des écosystèmes sont observés, et la plupart des écosystèmes en contact avec l'homme ont été régulièrement perturbés et modifiés et pourraient ainsi être considérés comme « nouveaux » (Ellis et al., 2010; Jackson, 1983). La dynamique, la stabilité et résilience de ces « nouveaux écosystèmes » ne sont pas ou peu connues tout comme leur diversité ou fonctionnalité. Il paraît donc crucial d'étudier de façon approfondie les réponses de ces écosystèmes aux changements rapides, et aux perturbations (Seastedt et al., 2008).

Ces sites sont de potentiels réservoirs de biodiversité (McKinney, 2006 ; Eversham et al., 1996, Kowarik, 2011). Néanmoins, leur contribution à la conservation de la biodiversité a été peu étudiée (Lindenmayer et al., 2008; Kennedy et al., 2018).

De nombreux habitats de la réserve de Donzère-Mondragon peuvent être qualifiés de « nouveaux écosystèmes » dans le sens où la construction des différents ouvrages il y a une soixantaine d'années a modifié de façon drastique le paysage, les habitats, les propriétés édaphiques, la faune et la flore initialement en place dans cette plaine du Tricastin. Ils ont ainsi créé ces nouveaux habitats totalement absents avant les aménagements notamment de très importantes surfaces de digues et remblais constitués des sédiments prélevés lors de la construction des canaux de dérivation et des ouvrages hydro-électriques.

1.3.5.2. Gestion des « nouveaux écosystèmes »

L'apparition de ces « nouveaux écosystèmes » questionne la pertinence des concepts utilisés en écologie de la conservation et de la restauration, adaptées aux assemblages existants ou historiques mais qui ne prennent pas en compte les potentialités de ces nouveaux milieux. La définition de gestions adaptées à ces systèmes est le plus souvent difficile en raison des rôles écologiques potentiellement nouveaux des espèces (indigènes et introduites) qui les composent (Gawel et al., 2018). Le manque de connaissances scientifiques sur leur valeurs écologique et sociale semble un obstacle à des propositions de gestion adéquates (Hagerman and Satterfield, 2014). L'intérêt de ces « nouveaux écosystèmes » pour la conservation et les stratégies à mettre en place pour les gérer de façon pertinente suscitent des réponses variées de la part des scientifiques, gestionnaires et du public (Hagerman and Satterfield, 2014). Un des objectifs avancé peut être de maximiser la diversité génétique et fonctionnelle afin d'augmenter la stabilité et les services écosystémiques (Seastedt et al., 2008).

Les méthodes conventionnelles de gestion de la biodiversité, telles que le pâturage ou la fauche, semblent pouvoir être des outils efficaces pour ces « nouveaux écosystèmes », comme c'est le cas pour de nombreux écosystèmes semi-naturels (Carboni et al., 2015). La pertinence d'utiliser ces moyens de gestion est cependant débattue et pour certains « nouveaux écosystèmes » les approches de gestion traditionnelles n'apparaissent pas appropriées (Seastedt et al., 2008). L'enjeu demeure identique, il s'agit d'être en mesure d'ajuster la gestion de façon à ce que les herbivores contrôlent et modifient les communautés vers des structures souhaitées, par analogie avec les écosystèmes naturels. Appréhender le devenir de ces écosystèmes « nouveaux » nécessite en particulier d'évaluer le rôle que les ingénieurs des écosystèmes² (Jones et al., 1994, 1997), tels que les grands herbivores,

² Définis pour la première fois par (Jones et al., 1994, 1997), les ingénieurs de l'écosystème sont « *des organismes qui contrôlent directement ou indirectement la disponibilité des ressources d'autres organismes en causant des changements d'état physique du matériel biotique ou abiotique. De ce fait ils modifient, maintiennent ou créent des habitats* ».

sont susceptibles de jouer dans le maintien ou l'augmentation de la biodiversité et le fonctionnement de divers services écosystémiques (Müller et al., 2017).

La gestion adaptative des écosystèmes (Walters, 1986) offre des outils et des procédures afin de répondre en continu aux modifications de trajectoire devenues indésirables (Seastedt et al., 2008). Mais pour ce type de gestion comme pour la gestion en générale les études manquent pour espérer y trouver des exemples permettant de gérer plus finement les trajectoires des « nouveaux écosystèmes » (Hobbs et al., 2006; Seastedt et al., 2008).

Ce travail de thèse s'inscrit dans le cadre de la mise en place d'un écopastoralisme (équin, bovin, caprin) sur des digues et remblais artificiels le long d'un canal de dérivation du Rhône. Cette mise en place vise à maintenir voire à augmenter la biodiversité spontanée issue de la colonisation naturelle de ces milieux initialement nus après la construction des ouvrages hydrauliques. La restauration écologique *sensus stricto* n'est donc pas envisagée sur ce site totalement remanié par les travaux d'aménagement du canal de dérivation du Rhône. Peu d'études ont été réalisées à ce jour sur ce type de milieux entièrement artificiels.

La caractérisation de l'impact du pastoralisme et du débroussaillage mécanique sur la végétation a été effectuée grâce aux mêmes protocoles que ceux utilisés en milieux naturels ou semi-naturels.

I.4. Les différents sites d'étude

I.4.1. Climat

En France, le climat méditerranéen est caractérisé par des sécheresses estivales, des hivers généralement doux, une température moyenne annuelle aux alentours de 15°C et des précipitations annuelles le plus souvent comprises entre 500 et 700 mm (Gausson et Bagnouls, 1953). La réserve de Donzère-Mondragon est située sur les marges septentrionales de ce type de climat. Les précipitations y sont légèrement plus importantes et les températures moins élevées qu'ailleurs en région méditerranéenne à la même altitude. La sécheresse estivale est donc plus réduite et le nombre de journées de gelées et de nébulosité légèrement supérieur (Roux et al., 2012). L'ensoleillement est important avec une moyenne de 3 000 h/an. Le couloir rhodanien est également pourvu d'un vent de secteur Nord-Ouest à Ouest, le Mistral. Il peut être très froid en hiver et souvent violent (> 100 km/h en rafales). Il possède un rôle important dans l'originalité du climat méditerranéen et sa vitesse moyenne annuelle se situe autour de 30 km/h pour notre site d'étude. Durant les cinq années d'étude (2014-2018), les températures moyennes des mois de juillet et août ont été respectivement de 24,6°C et 23,6°C (Fig. I.6), et les périodes automnale (mi-septembre à mi-décembre) et hivernale (mi-

décembre à mi-mars) de respectivement 14,9 °C et 7,6°C. Peu de différences interannuelles significatives ont été mesurées entre ces années (Fig. I.6). Les variations concernant les précipitations sont plus marquées. Classiquement, les deux périodes de pluie se situent essentiellement l'une autour des mois d'automne et l'autre au printemps. L'année 2017 a été la plus sèche avec moins de 300 mm annuels. L'année 2014 a été la plus pluvieuse avec plus de 800 mm. En 2016 et 2017, la sécheresse estivale a été la plus forte avec respectivement des précipitations de 8 mm en juillet et seulement 2,1 mm en août. Le 1^{er} semestre 2018 a été autant pluvieux que toute l'année 2016 (525,6 mm).

I.4.2. Description de la végétation

La colonisation spontanée par la végétation des canaux, digues et remblais est récente ; elle date de la fin des travaux de creusement du canal de dérivation au début des années 50. Cette végétation est influencée par le niveau de la nappe phréatique et, au niveau climatique, par la localisation de la réserve entre les zones biogéographiques méditerranéenne et médio-européenne (Fruget, 1989). L'influence (méso) méditerranéenne s'observe, sur la végétation des digues et remblais, par une ripisylve caducifoliée à bois tendre (peupliers) dans les parties les plus élevées et sèches de la réserve ainsi que dans les sites proches du canal de fuite. L'influence médio-européenne est caractérisée par la ripisylve à bois dur (aulnes, frênes, chênes) et est présente sur tous les contre-canaux (Roux et al., 2012). La partie drômoise de la réserve qui possède des digues moins larges qu'à l'aval, est caractérisée par des boisements peu développés (Michelot, 2000). Les digues sont couvertes d'une végétation herbacée comportant de nombreuses espèces et ponctuées de fourrés de cornouillers sanguins, aubépines, peupliers noirs, sureaux, etc. (Michelot, 2000). La partie vaclusienne comporte des habitats d'intérêt communautaire dont certains sont remarquables ou déterminants pour les ZNIEFF (Zone naturelle d'intérêt écologique, faunistique et floristique) Provence-Alpes-Côte d'Azur et possède une grande diversité de groupements végétaux en évolution permanente (Roux et al., 2012).

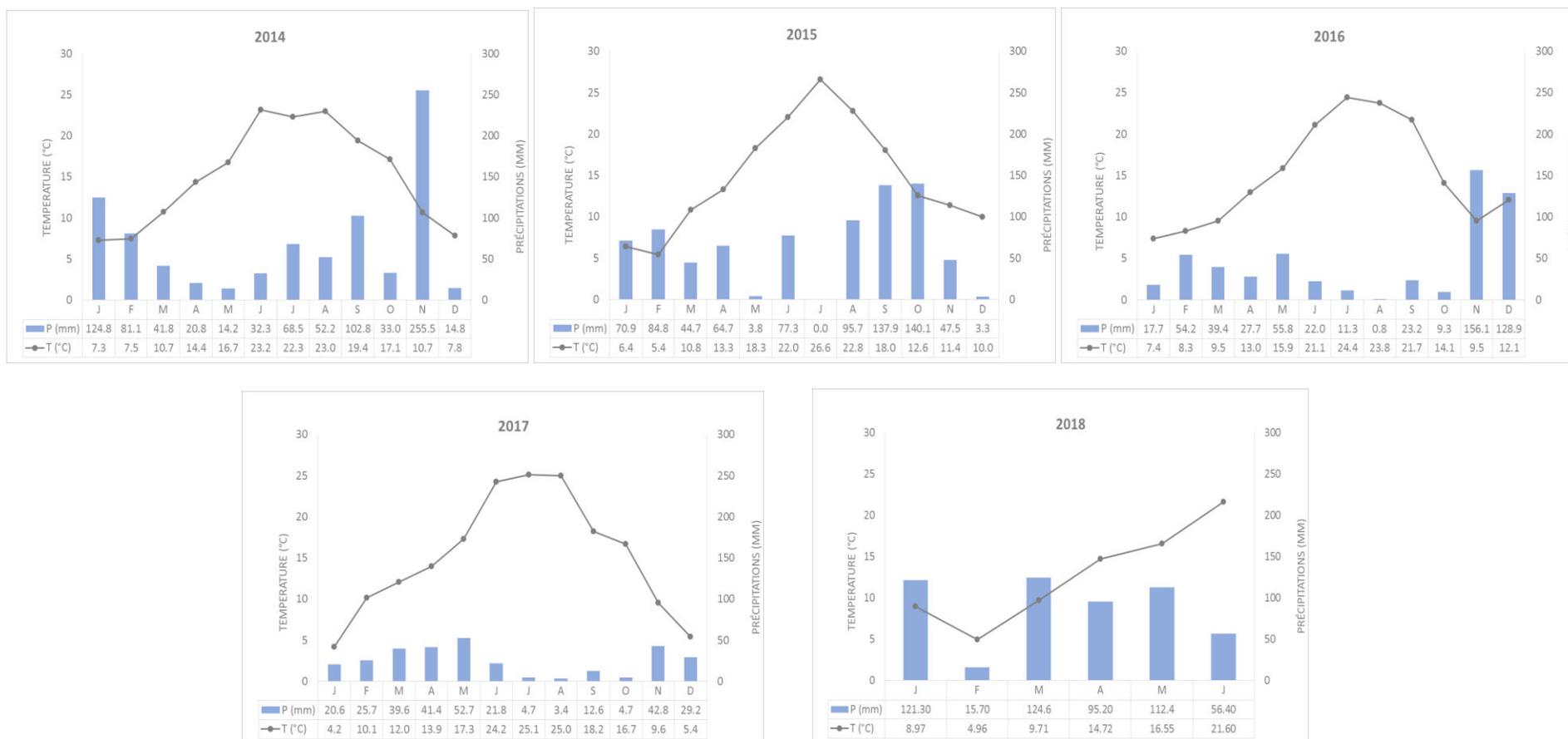


Figure I.6. Graphiques ombrothermiques du site de Donzère-Mondragon pour les 5 années de suivi (2014-2018). Seul le 1^{er} semestre a été pris en compte pour l'année 2018. La température moyenne mensuelle (°C) est représentée sous forme de courbe et les précipitations totales mensuelles (mm) sous forme d'histogramme. Les données mensuelles sont résumées dans le tableau situé sous le graphique. Emplacement de la station : Latitude 44,133, Longitude 4,833, Hauteur 55m. Données : www.freemeteo.fr.

La partie vauclusienne de la réserve comporte 692 espèces floristiques (Roux et al., 2012), la partie drômoise est composée de 498 espèces. Cette biodiversité a pour origine différents facteurs très favorables : une localisation sur une zone de contact biogéographique, un emplacement dans la vallée du Rhône (les grands axes de voies de communication favorables au transport des plantes et des animaux vecteurs), la présence exclusive de milieux jeunes créés il y a seulement une soixantaine d'années et qui continuent donc à intégrer de nouvelles espèces (Roux et al., 2012).

De nombreux stades pionniers sont encore présents mais certains groupements évoluent vers des stades plus matures. Dans les années 1950, lorsque s'achèvent les travaux de creusement du canal de dérivation, le site de l'actuelle réserve est entièrement artificiel. La mise en place de la végétation s'est donc faite sur un sol initialement nu. Une soixantaine d'années plus tard, les groupements pionniers occupent l'essentiel de l'espace de la ripisylve méditerranéenne du *Populion albae* (groupements forestiers, Braun-Blanquet 1931 ex Tchou 1948) aux milieux ouverts du *Brachypodion phoenicoidis* (groupements de pelouses, Braun-Blanquet 1931), (Roux et al., 2012). Cette dynamique se caractérise par une augmentation de la biodiversité de certains habitats, pelouses en particulier qui feront l'objet de nos recherches.

Types de végétation présents sur la réserve (Roux et al., 2012) :

- **La végétation forestière** : les groupements forestiers caducifoliés constituent l'essentiel de la végétation présente sur la réserve. Ils se sont installés sur un substrat plus ou moins déconnecté de la nappe phréatique et ils poursuivent spontanément leur dynamique au détriment des milieux ouverts. Ces groupements sont marqués par la présence d'espèces hygrophiles (aulnes, saules, peupliers, chênes, frênes, ormes, etc.) et constituent un des rares espaces caducifoliés de la région méditerranéenne. Les groupements qui s'y mélangent vont des stades pionniers à peupliers aux forêts de bois dur plus matures (frênes, ormes, etc.). Le groupement à chêne vert (taillis à *Quercus ilex*) est le seul groupement sempervirent de la réserve.

- **La végétation arbustive des lisières forestières** : cette végétation est caractérisée par la présence de ligneux à feuilles caduques, de taille inférieure à 4-5 mètres. Elle correspond à un stade pionnier après des perturbations mécaniques (débroussaillage). Le groupement de fourrés à ronciers (*Pruno spinosae-Rubion ulmifolii*) forme des écrans de buissons denses sur des sols humides et riches en nutriments qui favorisent les plantes à croissance rapide qui sont en compétition avec les ressources du milieu (Annexe 2). La grande capacité de régénération permet à la ronce de résister à diverses pressions anthropiques (débroussaillage, pâturage, feu), (Masson, 2014).

- **La végétation herbacée des milieux ouverts** : les milieux ouverts sont composés essentiellement de vivaces herbacées (hémicryptophytes) ou de ligneux bas (chaméphytes). Mais ce sont des espaces fragiles dont le contrôle est lié à un certain type de gestion. Le groupement des pelouses (*Brachypodium phoenicoidis*) occupe des surfaces très importantes sur les parties les plus élevées de la réserve (Annexe 2). C'est un groupement de pelouses installées sur des sols profonds, et dominées par le brachypode de Phénicie (*Brachypodium phoenicoides*). La biodiversité peut y être très importante dans les faciès les plus ouverts, notamment là où ont été déposés des éléments fins (limons).

- **La végétation des milieux humides** : sur la réserve, les zones humides tiennent une importance significative : canal de dérivation, contre-canaux, mares permanentes, mares temporaires et sont dominées par des herbacées hydrophytes et héliophytes.

Comme le site a été retenu pour devenir une réserve, immédiatement après les travaux de creusement du canal de dérivation ; des plantations ont été effectuées et ce malgré une installation spontanée de la végétation. Ces plantations avaient plusieurs objectifs, dont celui d'assurer la consolidation des digues constituées des matériaux issus des différents travaux de génie civil. L'essence retenue a été le robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*) en raison de fortes capacités à fixer l'azote atmosphérique de son système racinaire.

1.4.3. Enjeux faunistiques

Ces enjeux concernent d'abord l'avifaune. Le blongios nain (*Ixobrychus minutus*), espèce protégée en France, présente sur l'Annexe I de la Directive « Oiseaux », sur l'Annexe II de la Convention de Berne, et sur la Liste Rouge des espèces menacées en PACA et en France ; le guêpier d'Europe (*Merops apiaster*), le martin pêcheur d'Europe (*Alcedo atthis*), le héron cendré (*Ardea cinerea*), le milan noir (*Milvus nigrans*), la perdrix rouge qui, sur le site, constitue la seule population locale de cette espèce, sont les espèces ayant un fort enjeu de conservation sur la réserve. Le castor d'Europe (*Castor fiber*) menacé au niveau mondial (Liste Rouge), protégé au niveau national et européen et six espèces de chiroptères figurant sur l'Annexe II de la Directive « Habitats » sont les mammifères les plus remarquables et ils représentent aussi un enjeu de conservation sur la réserve. Le crapaud commun (*Bufo bufo*) et le pélodyte ponctué (*Pelodytes punctatus*) également présents sont protégés au niveau national. Parmi les 47 espèces d'odonates, sept sont rares et menacées aux niveaux national et européen et représentent des enjeux de conservation évidents, comme le gomphe de Graslin (*Gomphus graslinii*) sur la liste rouge mondiale de l'IUCN.

1.4.4. Les trois sites d'étude

1.4.4.1. Site 1 : les digues du canal d'amenée ou usinier, fauchées ou pâturées par des bovins Galloway

La gestion pastorale de ce site a débuté en 1999, par l'introduction d'un troupeau de bovins rustiques de race Galloway sur une superficie de 130 ha des digues du canal d'amenée, divisés en plusieurs parcs et dont le nombre a régulièrement été modifié (augmentation des surfaces pâturées et diminution du nombre de parcs), (Fig. 1.8). Les animaux sont élevés pour leur viande et appartiennent à la SCEA Galloway. Ils sont parqués à l'aide de clôtures électriques. La saison de pâturage s'étale de mi-novembre à mi-juillet. L'effectif du troupeau est de 105 vaches mères, 30 mâles, 40 veaux/génisses (170 UGB). Les animaux arrivent progressivement dans les parcs, par lot de 15 UGB, (Rocher, 2014). Chaque parc est pâturé par un ou deux lots, deux ou trois fois par an (rarement 4) pour une durée de 3 semaines à 1 mois (Rocher, 2014). Le parc étudié se situe en rive gauche du canal de dérivation. Des ouvriers de la SCEA vérifient deux fois par semaine l'état du troupeau et des clôtures (réparation en cas de besoins), ainsi une présence régulière est maintenue. L'apport en eau est assuré par les contre-canaux. Dans le but d'installer les clôtures, un débroussaillage préalable a eu lieu en 1999 ; il n'y en a pas eu de nouveau depuis l'arrivée du troupeau. Les animaux se déplacent librement dans les parcs, il n'existe pas de trace de fort piétinement, les couchades ne sont pas fixes, le troupeau n'est pas stressé par des dérangements et a donc peu tendance à se regrouper.

La vache Galloway

Originnaire de la région de Galloway au sud-ouest de l'Ecosse (Planche photo. 1.4), elle est de petite taille, mais lourde et musclée : 120 cm pour 450-500 kg chez la femelle et 138 cm pour 750 kg chez le mâle. Sa robe est noire mais comporte des variantes rouge, ceinturée (*belted galloway*) ou blanche. La Galloway est aujourd'hui essentiellement élevée pour la viande, mais elle fut élevée pour son lait et son cuir. Elle est rustique : possède un épiderme peu sensible (peut pénétrer dans les ronciers) et des poils longs et durs sur lesquels la pluie glisse : son fin duvet l'isole du froid. Elle peut vêler seule.

Ce site pâturé est caractérisé par une végétation herbacée dominée par des graminées : brachypode de Phénicie (*Brachypodium phoenicoides*), dactyle (*Dactylis glomerata*) ; des espèces annuelles telles que : l'alysson à calices persistants (*Alyssum alyssoides*), l'alysson champêtre (*Alyssum simplex*), la sabline à feuilles de serpolet (*Arenaria serpyllifolia*) ; parsemées d'arbres : le peuplier (*Populus sp.*), le robinier (*Robinia pseudoacacia*), etc. ; d'arbustes : l'aubépine (*Crataegus monogyna*), le prunellier (*Prunus spinosa*), la ronce (*Rubus sp.*), des repousses de peupliers et robiniers etc.

Sur ce site de 16 ha, choisi pour le suivi des effets du pâturage bovin par les Galloway (Fig. I.7 et I.8), depuis la création des digues et ouvrages jusque dans les années 70, une forte augmentation de la superficie en végétaux ligneux a eu lieu, certainement en lien avec une augmentation du recouvrement et de la colonisation spontanée à partir des nombreuses plantations effectuées. Entre 1975 et 1980 (Fig. I.7), un incident sur la digue ayant nécessité l'installation de drains avec des matériaux graveleux pourrait être à l'origine de la diminution brutale de la superficie recouverte par les ligneux. Dès la mise en place du pâturage bovin en 1999, ont été observées une diminution puis une stagnation de la superficie en ligneux. Il est cependant à noter qu'un débroussaillage par endroit a été réalisé avant l'arrivée des animaux en 1999.

La superficie moyenne des parcs, avec pour effectif la moyenne entre un et deux lots (entre 15 et 30 UGB) et une durée moyenne entre un et deux passages d'un mois ont été utilisées pour le calcul de la charge pastorale. En effet, les effectifs exacts des animaux dans chaque parc n'ont pas pu être renseignés lors de l'enquête pastorale réalisée en 2014, faute d'informations données par l'éleveur en lien avec une grande variabilité interannuelle (Rocher, 2014). Ainsi, la charge moyenne appliquée serait très faible au final, de l'ordre de 0.5 UGB/ha/an (Tab. I.3, I.4). Cette valeur correspond à un pâturage très extensif mais qui potentiellement permet un impact satisfaisant des animaux sur le milieu, notamment le maintien de la strate herbacée (Poirier and Philippon, 2012).

En 2012 (août), sur quatre des 130 ha initialement pâturés par les Galloway, (Fig. I.8), situés près de la centrale nucléaire du Tricastin et en face de l'usine d'enrichissement d'Uranium (rive droite), le pâturage a été remplacé par un système de fauche mécanique annuelle. La pression de pâturage appliquée ne permettait pas d'obtenir la végétation herbacée souhaitée : assez rase pour localiser immédiatement toute fuite d'eau dans une zone où la sécurité est une préoccupation majeure. Aucune végétation arbustive ne doit en effet être présente pour permettre une visibilité totale des postes de garde de l'usine d'enrichissement d'Uranium (officier de sécurité d'AREVA, com. pers.)

La superficie occupée par des ligneux n'a pu être calculée pour chaque année. Le site étant voisin de la centrale nucléaire du Tricastin, l'obtention de photographies aériennes sur le site Internet de l'IGN n'a pas été possible.

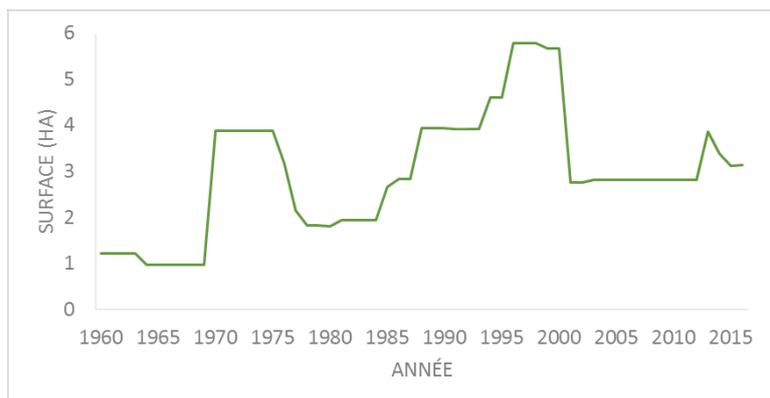


Figure I.7. Superficie (en ha) occupée par la végétation ligneuse sur un des parcs (16 ha) pâturé par les bovins Galloway, depuis la construction des ouvrages de Donzère-Mondragon. Résultats obtenus sous Système d'Information Géographique à partir de photographies aériennes raster issues de l'outil « Remonter le temps » du site Internet de l'IGN ©. Les groupements de végétation ligneuse ont été recensés manuellement dans un fichier de type vecteur (.shp), par année, au 1:1000. L'outil calcul de surface du logiciel Arcgis © a ensuite été utilisé pour calculer la surface par année.

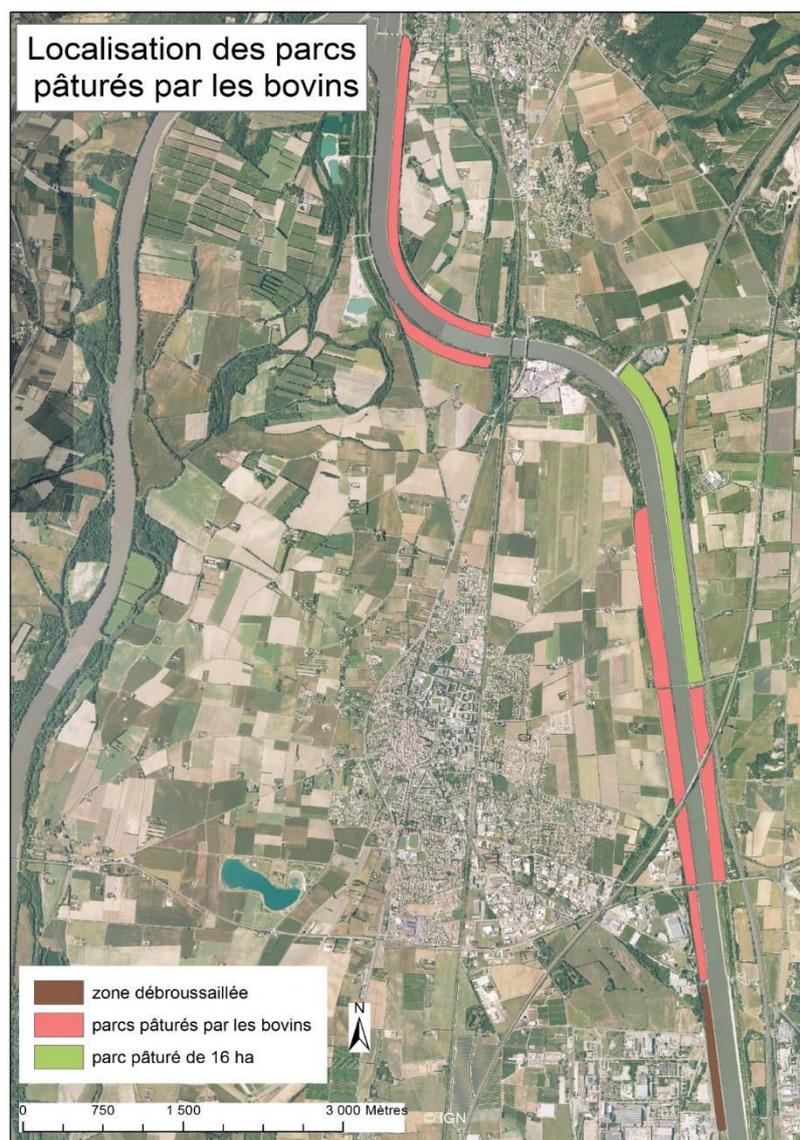


Figure I.8. Localisation des parcs pâturés par les bovins, du parc de 16 ha pâturé et étudié et de la zone débroussaillée étudiée, le long du canal usinier de Donzère-Mondragon. Carte réalisée sous Système d'Information Géographique (ArcGis 10.2). BD Ortho 2013 © IGN.

I.4.4.2. Site 2 : le Plateau, sur le canal de fuite, remblai pâturé par des chevaux Konik-Polski

Ce remblai de 27 ha a été créé à partir des 50 millions de tonnes de sédiments accumulés durant la construction de l'usine et des canaux. Il est situé à 900 mètres au sud de la centrale hydroélectrique en rive droite du canal de fuite. En 2008, un troupeau de chevaux Konik-Polski (4 juments) a été introduit pour contrôler la colonisation des arbustes et maintenir les prairies rases. Les animaux, contraints par des clôtures électriques, demeurent sur le site l'ensemble de l'année. La présence des équins s'est faite de manière continue jusqu'en 2014, année où le site fut mis en repos. Cet arrêt de pâturage correspond à l'arrêt d'utilisation de vermifuge en 2012 entraînant la nécessité d'une rotation pour éviter une surcharge parasitaire provoquée par l'accumulation des fèces. Le pâturage équin résulte plus d'une opportunité de mise en place que d'une réponse à des objectifs précis : échange d'animaux fréquents entre les réserves gérées par l'ONCFS. L'ONCFS, en charge du troupeau, a néanmoins poursuivi l'objectif de favoriser, par le pâturage, la diversité de milieux via l'ouverture des espaces les plus embroussaillés, de sa propre initiative. Les quelques travaux de débroussaillage réalisés sur les parcelles pâturées, ont visé essentiellement à faciliter la circulation du troupeau. Actuellement, seuls des travaux d'entretien de bordures de parcs au roto-fileur sont réalisés deux fois par an.

Le site se caractérise par une mosaïque de végétation : des prairies ouvertes avec de nombreuses espèces annuelles, des fourrés avec des arbustes et des bosquets de peupliers spontanés (*Populus sp.*) et de robiniers plantés (*Robinia pseudoacacia*).

Le cheval Konik-Polski

Le Konik-Polski est un petit cheval rustique, mesurant en moyenne 1.34 m à l'épaule pour un tour de taille de 1.68 m et 400 kg, d'origine polonaise : son nom signifie « cheval polonais », (Planche photo. I.4). Il est connu pour posséder des caractères comportementaux et physiques primitifs, notamment une robe souris et une raie de mulot sur son dos. Proche de son ancêtre sauvage le Tarpan, il était autrefois utilisé pour le trait. Le Konik est aujourd'hui utilisé pour la gestion écologique de nombreux parcs et réserves naturelles en Europe dont la France, notamment sur des réserves ONCFS, en raison de sa rusticité. Bénéficiant d'une bonne faculté d'adaptation aux conditions environnementales, il se distingue par son comportement grégaire, y compris dans les réserves.

Il bénéficie d'un programme d'élevage conservatoire élaboré en Pologne depuis les années 2000.

Avant 2014, quatre juments étaient présentes sur la totalité du site (27 ha), ce qui représente un très faible taux de charge de 0.04 UGB/ha/an (Tab. I.3, I.4). Selon Poirier and Philippot (2012), cette pression pastorale peut être assimilée à une zone en abandon pastoral. Suite à ce constat, trois enclos

ont été mis en place dès 2015 afin de mieux équilibrer et répartir la pression pastorale ce qui était impossible antérieurement en raison de problèmes d'accès à l'eau (Fig. I.10). En 2015, trois juments sont présentes dans un parc de 7 ha, ce qui augmente la charge pastorale à 0.34 UGB/ha/an. Cependant, d'après Poirier and Philippot (2012), cette pression suffit pour obtenir une action significative sur le milieu (mosaïques de patches de végétation, strate herbacée basse, rase, présence de sol nu). A partir de mars 2016, sept juments sont présentes sur le site. Elles sont réparties sur deux parcs : quatre sur un parc de 19 ha (0.12 UGB/ha/an), ce qui correspond à une charge d'entretien classique selon Poirier and Philippot (2012) et trois dans un parc de 5 ha (0.35 UGB/ha/an). Les clôtures sont alors élargies près du canal à l'est du site, la superficie totale atteint 31 ha. En juillet 2017, la clôture séparant les deux parcs a été ouverte permettant aux animaux de pâturer sur 12 ha. La très faible pluviométrie de l'année 2017 et l'action des juments sur les 5 ha ont alors conduit à utiliser le troisième parc disponible sur le site. Ainsi ces trois juments sont parquées dans le parc de 7 ha exclusivement dès le mois de septembre (Tab. I.1).

Période	Nombre de juments	Parcs
2008 – 2012	4	27 ha
Avril 2013 – Décembre 2014	0	27 ha
Décembre 2014 – Mars 2016	3	7 ha
Mars 2016 – Juin 2017	3	5 ha
	4	19 ha
Juillet 2017 – Août 2017	3	12 ha
	4	19 ha
Septembre 2017 - Actuellement	3	7 ha
	4	19 ha

Tableau I.1. Nombre de juments et période de présence dans chaque enclos du site du Plateau (code couleur de la Figure I.10), réserve de Donzère-Mondragon.



Figure I.9. Superficie (en ha) occupée par la végétation ligneuse sur le site du Plateau (27 ha), depuis la construction des ouvrages de Donzère-Mondragon. Résultats obtenus sous Système d'Information Géographique à partir de photographies aériennes raster issues de l'outil « Remonter le temps » du site Internet de l'IGN ©. Les groupements de végétation ligneuse ont été recensés manuellement dans un fichier de type vecteur (.shp), par année, au 1:1000. L'outil calcul de surface du logiciel Arcgis © a ensuite été utilisé pour calculer la surface par année.

La végétation ligneuse (arbustes et arbres) a fortement augmenté sur ce site depuis la mise en place de ce remblai (Fig. I.9). Cependant, depuis l'introduction d'un pâturage équin, le couvert ligneux s'est stabilisé, fluctuant légèrement en fonction de la charge pastorale appliquée. Depuis que sept équidés sont présents sur le site (2015), on observe même une diminution notable de la surface en arbres et arbustes.



Figure I.10. Emplacement des trois parcs sur le site du Plateau. Le parc de 7 ha est représenté en linéaire rouge, le parc de 5 ha en bleu et le plus grande de 19 ha en vert. Carte réalisée sous Système d'Information Géographique (ArcGis 10.2). BD Ortho 2015 © IGN.

1.4.4.3. Site 3 : la Croisière, sur le canal de fuite, digue-remblai débroussaillée et pâturée par des chèvres du Rove

Ce site d'une superficie de 20 ha est situé à 4 km au sud de la centrale hydroélectrique sur un talus du canal de fuite, en rive droite. Une partie de la végétation y a été broyée mécaniquement en 2012 avec des interventions complémentaires en 2014 et 2015 par un système de layons de 4 m de large avec création de clairières aux intersections. Depuis 2013, des chèvres du Rove appartenant à une entreprise d'éco-pâturage, pâturent l'ensemble du site. Ce troupeau est uniquement élevé pour effectuer du débroussaillage avec ici pour objectifs de maintenir ouverts les chemins de débroussaillage réalisés en hiver 2012 et d'éliminer les ronciers servant de refuge aux sangliers. Un chevrier est présent au cours de la période de pâturage. Pendant les périodes de chaume et durant la nuit, les animaux sont parqués dans un parc de contention fixe sur le site ; son emplacement varie chaque année.

La végétation de type pré-bois est fermée sur la totalité de la superficie avant le premier débroussaillage de 2012, avec la présence de robiniers (*Robinia pseudoacacia*), peupliers (*Populus sp.*) qui dominent la strate arborescente, différentes espèces d'arbustes en sous étage : ronce (*Rubus sp.*), aubépine monogyne (*Crataegus monogyna*), cornouiller sanguin (*Cornus sanguinea*), des espèces herbacées annuelles et vivaces dans les zones pâturées ou débroussaillées dominées par le brachypode sylvestre (*Brachypodium sylvaticum*). La végétation de type pré-bois n'a cessé de se développer depuis la création de cette digue-remblai (Fig. I.11). Depuis l'arrivée du troupeau caprin en 2013, une légère diminution de la superficie des végétaux ligneux est observée, leur action restant en majorité concentrée sur la végétation herbacée et arbustive et non sur les houppiers des arbres.

La variabilité du nombre d'animaux, (Tab. I.3), de la présence de brebis et de la période de présence sur le site entre année est pour partie due à des problèmes d'organisation entre les gestionnaires et l'entreprise mais aussi entre l'entrepreneur et le propriétaire du troupeau en 2013. Malgré tout, la charge pastorale est restée relativement constante entre les années, avec une plus faible valeur en 2015 (0.37 UGB/ha/an). Entre 2015 et 2016, le nombre de chèvres et chevreaux étaient quasi égal mais des brebis étaient présentes en 2016 ce qui a fait augmenter la charge jusqu'à 0.52 UGB/ha/an. Ces charges correspondent à des charges de pâturage extensif considérées comme ayant une forte action du troupeau sur le milieu (ouverture du milieu, consommation des ronciers, consommation de la strate herbacée), (Poirier et Philippot, 2012). Une charge supérieure à 0.6 UGB/ha/an est assimilable à du pâturage intensif pour des prairies semi-naturelles et selon Poirier et Philippot (2012) ne doit jamais être atteinte en pâturage extensif si l'objectif est de conserver la diversité spécifique des communautés végétales.

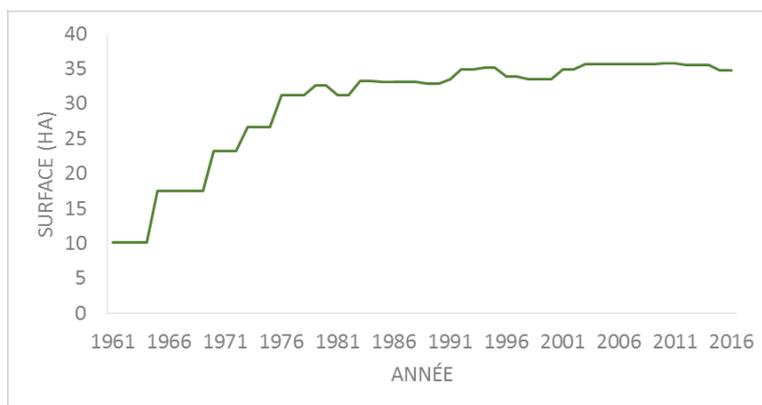


Figure I.11. Superficie (en ha) occupée par la végétation ligneuse sur le site de la Croisière, 50 ha au total, depuis la construction des ouvrages de Donzère-Mondragon. Résultats obtenus sous Système d'Information Géographique à partir de photographies raster issues de l'outil « Remonter le temps » du site Internet de l'IGN ©. Les groupements de végétation ligneuse ont été recensés manuellement dans un fichier de type vecteur (.shp), par année, au 1:1000. L'outil calcul de surface du logiciel Arcgis © a ensuite été utilisé pour calculer la surface par année.

La chèvre du Rove

Elle est originaire des Bouches-du-Rhône, son lait sert à la fabrication de plusieurs fromages AOP, (Planche photo. I.4) et sa viande est également consommée. Il s'agit d'une chèvre rustique, bien adaptée au climat aride de sa région d'origine et capable de valoriser les parcours de végétation rare et pauvre ou embroussaillés. Traditionnellement, quelques-unes de ces chèvres étaient intégrées dans les troupeaux de moutons transhumants vers les estives alpines pour guider le troupeau (menon). Elle avait divers rôles, dont celui d'assurer du lait et de la viande pour les bergers. Elle est aujourd'hui fréquemment utilisée en éco-pâturage pour défricher notamment dans le cas de la défense contre l'incendie.

C'est une chèvre de taille moyenne, la femelle pèse une 50^{aine} de kg et le mâle entre 70 et 90 kg. Elle est reconnaissable à ses cornes de section triangulaires et torsadées. L'espèce bénéficie actuellement d'un programme de sauvegarde.

Espèce / stade de développement	Equivalent UGB
Brebis	0,15
Chèvre	0,17
Chevreau/Chevrette	0,09
Jument Konik-Polski	0,8
Vache Galloway	0,8
Taureau	1
Veau	0,3

Tableau I.2. Coefficients UGB des différents herbivores présents sur la réserve de Donzère-Mondragon. Le calcul de la charge pastorale pour chaque site a été effectué en utilisant les coefficients UGB (Unité Gros Bétail) issues des tables de l'Institut de l'Elevage. Une UGB équivaut à 600 kg/ha/an. Tiré de l'Institut de l'Elevage 2011 et Poirier & Philippot 2012.

Site	Année	Effectif	Animaux	UGB	Surface pâturée (ha)	Durée (mois)	UGB/ha/an
-1- parc (16 ha) du canal usinier	2014	-	Vaches Galloway	22,5	9,3	2,5	0,5
	2015	-		22,5	9,3	2,5	0,5
	2016	-		22,5	9,3	2,5	0,5
	2017	-		22,5	9,3	2,5	0,5
-2- le Plateau, canal de fuite	2008-2013	4	Juments Konik-Polski	3,1	27	12	0,04
	2014	0	-	0	0	0	0
	2015	3	Juments Konik-Polski	2,3	7	12	0,34
		3	Juments Konik-Polski	2,3	7	3	0,08
	3	2,3		5	9	0,35	
	2016	4	Juments Konik-Polski	3,1	19	9	0,12
		3		2,3	5	6	0,23
		3		2,3	12	2	0,03
		3		2,3	7	4	0,11
	2017	4	Juments Konik-Polski	3,1	19	12	0,16
		3		3,1	7	12	0,34
	2018	4	Juments Konik-Polski	2,3	19	12	0,16
-3- la Croisière, canal de fuite	2014	89	Chèvres	17	20	4	0,45
		9	Chevrettes	2,6		4	
		164	Brebis	24,6		1,2	
	2015	95	Chèvres	16,1	20	5,33	0,37
		20	Chevreaux	1,8		0,75	
	2016	94	Chèvres	16	20	6	0,52
		30	Chevreaux	2,7		6	
		40	Brebis	6		2,5	
	2017	280	Chèvres	47,6	20	2	0,40

Tableau I.3. Calcul des estimations des chargements annuels des zones pâturées de la réserve de Donzère-Mondragon pour chaque année de suivi (2014-2018).

Site	-1- les digues du canal usinier		-2- le Plateau, canal de fuite	-3- la Croisière, canal de fuite
Coordonnées GPS	44°23'36,64"N 4°43'41,63"E	44°16'53,26"N 4°43'53,45"E	44°17'52,38"N 4°44'16,23"E	44°16'41,58"N 4°43'22,65"E
Surface	130 ha en divisés en 9 parcs	4 ha	27 ha	50 ha
Végétation	Herbacée et arborée	Herbacée	Mosaïque de végétation	Pré-bois
Système pastoral	Contrat avec un éleveur	-	Régie directe ONCFS	Contrat avec une entreprise d'éco-pâturage
Animaux	Vaches Galloway	-	Juments Konik-Polski	Chèvres du Rove
Charge pastorale	Voir Tableau I.3			
Date de début	1999	2012	2008	2013
Mode de conduite	Parc	Fauchage sans ramassage, en août	Parc	Garde
Objectifs de gestion	Visibilité du tapis herbacé	Tapis herbacé ras	Conserver la mosaïque d'habitats	Entretien des layons de débroussaillage et diminution des ronciers
Débroussaillage mécanique	Non	Annuel	Autour des clôtures électriques	En 2012 + actions complémentaires

Tableau I.4. Tableau récapitulatif des différents sites d'étude sélectionnés dans la réserve de Donzère-Mondragon, leur localisation, superficie, et modalités de gestion appliquée.

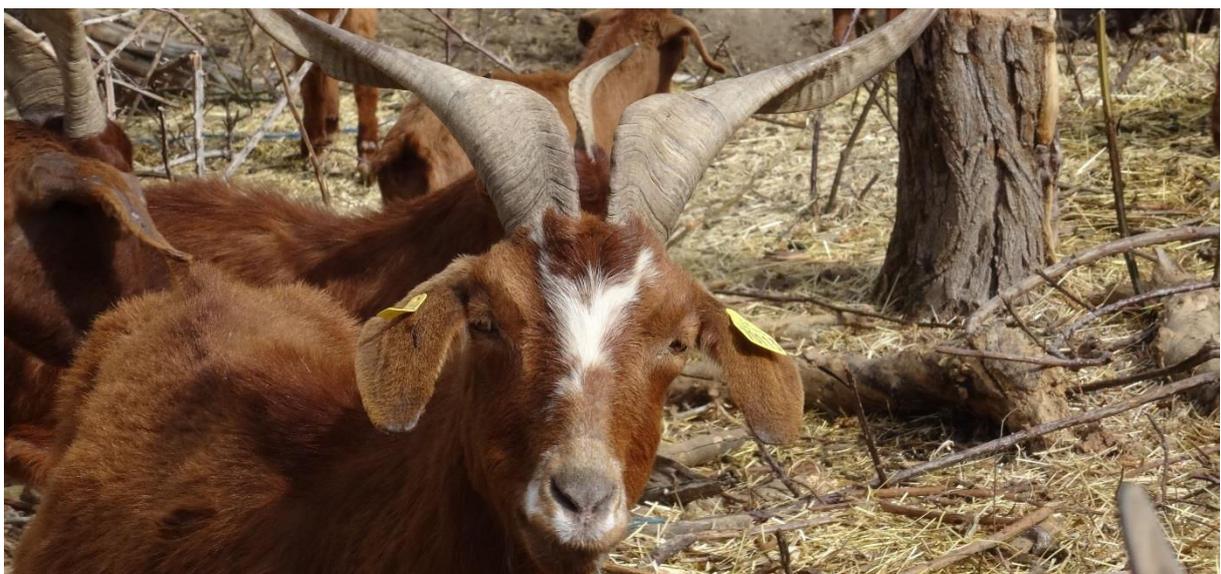


Planche photographique I.4. De haut en bas, les trois types d'herbivores étudiés : vaches Galloway (©C. Moinardeau), juments Konik-Polski (©J. Chenot/SCLM-IMBE) et chèvres du Rove (©C. Moinardeau).

I.5. Objectifs, Questions et organisation du manuscrit

L'objectif de cette thèse, est de fournir des éléments permettant d'optimiser les systèmes pastoraux en place sur les digues artificielles de la réserve de Donzère-Mondragon afin de favoriser la biodiversité des communautés végétales herbacées tout en tenant compte des spécificités « industrielles » et « sécuritaires » des sites étudiés. Ce travail de thèse vise ainsi à caractériser les impacts des différents types de gestion pastorale sur les communautés végétales d'écosystèmes nouveaux fortement anthropisés à différents niveaux d'organisation de la végétation (mesures des diversités alpha, beta, gamma) exprimée et potentielle (banques de graines) ainsi que certains services écosystémiques (valeurs fourragères) pour des échelles spatiales différentes (de quelques m² - quadrat - à quelques dizaines d'hectares - site), et ceci afin de dégager les interrelations entre ces différents niveaux d'organisation et fonctionnalités.

Les questions qui ont été soulevées en amont de ce travail de thèse sont les suivantes :

Avec pour question majeure :

- Les pratiques de gestion écopastorales telles qu'elles ont été classiquement appliquées dans les espaces semi-naturels en contexte agricole ont-elles des impacts similaires dans le cadre de la conservation des « nouveaux écosystèmes » constitués par la végétation de digues et remblais des abords de l'ouvrage hydro-électrique de Donzère-Mondragon sur le Rhône ?

Et pour questions sous-jacentes :

- Le pâturage bovin extensif a-t-il une action plus favorable sur la composition, la richesse spécifique (diversité alpha) et l'hétérogénéité (diversité beta) de la végétation, comparé à une fauche annuelle ou à l'absence de gestion ? ([Chapitre 1](#) et [Chapitre 2](#))

- Le pâturage équin permet-il la création et le maintien de prairies ouvertes riches en espèces et favorise-t-il la banque de graines et la qualité fourragère des communautés végétales pâturées par rapport à l'absence de gestion ? ([Chapitre 1](#) et [Chapitre 3](#))

- Le pâturage caprin peut-il créer et/ou maintenir des communautés herbacées ouvertes riches et diversifiées après débroussaillage mécanique par rapport à l'absence de gestion ou la pratique d'un débroussaillage mécanique ? ([Chapitre 1](#) et [Chapitre 4](#))

Dans le **Chapitre 1** (Fig I.12) un suivi des communautés végétales a été réalisé pendant deux années entre 2014 et 2015 sur l'ensemble des trois sites afin de dégager d'éventuels points communs permettant de conduire des analyses globales pour les trois systèmes mis en place. L'impact des systèmes de pâturage extensifs appliqués sur la réserve de Donzère-Mondragon (bovin, équins, caprins) ont été évalués en comparant les résultats avec ceux en l'absence de pâturage (contrôle négatif) ou lorsqu'une fauche ou un débroussaillage mécanique était appliqué. Des analyses de sol ont également été effectuées pour caractériser les sols remaniés de ce site il y a une soixantaine d'années.

Mis en place dans le but de contrôler la dynamique végétale, pour des raisons de sécurité, et de favoriser la biodiversité floristique, deux types de gestion par la fauche ou le pâturage extensif bovin ont été testés sur le site 1 (Digues du canal usinier) entre 2014 et 2016 dans le **Chapitre 2** (Fig I.12). Le suivi a été effectué à partir de placettes permanentes et d'analyse d'images aériennes par Système d'Information Géographique (SIG). L'indice de végétation (NDVI, Tucker, 1979) obtenu après l'analyse de ces photographies doit permettre de généraliser les résultats obtenus à l'échelle du quadrat à celle du site pâturé ou fauché.

Les équins présentent un pâturage plus ras et sélectif que les bovins ce qui conduit à accroître l'hétérogénéité structurale de la végétation. Dans le **Chapitre 3** (Fig I.12), nos suivis de végétation par quadrats permanents réalisés pendant cinq années (2014-2018) sur le site 2 (Le Plateau) visent à caractériser les impacts de ce type de pâturage sur les communautés végétales. Des analyses de valeur fourragère ont également été réalisées pour déterminer la qualité nutritive des différents faciès de végétation rencontrés sur le site pour les juments au fil des saisons. Un prélèvement de banque de graines du sol vise à tirer des conclusions quant à l'établissement ou non d'une banque de graines permanente dans les sols des différents faciès de végétation herbacée sous l'effet d'un pâturage équin extensif permettant alors une résilience des effets du pâturage obtenus sur la végétation exprimée sur le plus long terme. La pose de GPS sur les animaux a été faite afin de préciser la fréquentation du site par les juments. Des analyses de photographies aériennes réalisées sous SIG ont été effectuées dans le but de caractériser l'impact des juments sur la végétation du site à plusieurs échelles spatiales.

Les impacts d'un débroussaillage mécanique et d'un pâturage caprin extensif sur la végétation ont été testés en comparaison de la non intervention entre les années 2014 et 2016 dans le site 3 (La Croisière) dans le **Chapitre 4** (Fig I.12). Ces modes de gestion ont été instaurés pour ouvrir le milieu et faire diminuer les massifs ronciers importants sur ce site. Le suivi des relevés botaniques de placettes permanentes devrait permettre de déterminer les effets du pâturage caprin sur la richesse en espèces herbacées et l'hétérogénéité en complément d'un débroussaillage préalable. L'analyse par Système d'Information Géographique et d'indices de consommation de la ronce visent également à obtenir une

vision plus précise du volume ingéré par le troupeau et donc d'estimer l'efficacité du « débroussaillage » caprin.

La discussion générale synthétise l'ensemble des travaux effectués durant cette thèse. Pour terminer, des perspectives en écologie fondamentale et en écologie de la conservation plus particulièrement à l'échelle de la réserve de Donzère-Mondragon et des digues des bords du Rhône, sont énoncées.

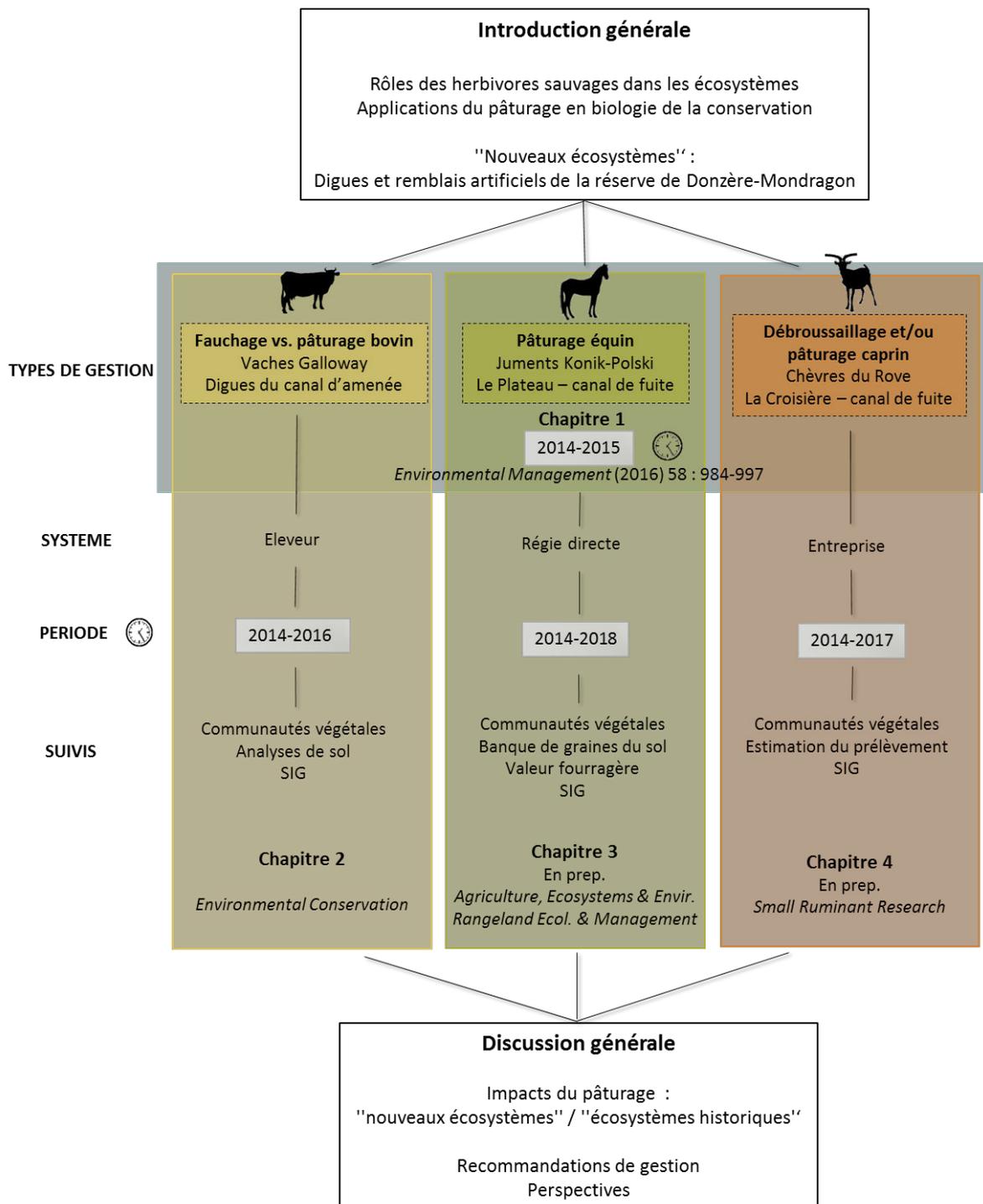


Figure I.12. Résumé graphique de l'organisation générale de la thèse

TRANSITION VERS LE CHAPITRE 1

Grâce à un suivi de deux ans (2014-2015), les travaux présentés dans le **Chapitre 1** ont pour objectifs de dégager des résultats préliminaires sur les éventuels impacts de plusieurs types de gestion conservatoire sur les communautés végétales de « nouveaux écosystèmes » : les digues artificielles et remblais de la réserve ONCFS de Donzère-Mondragon. Ont ainsi été comparés, un fauchage et un pâturage bovin ; un pâturage équin ; et un débroussaillage mécanique suivi ou non d'un pâturage caprin. Chaque type de gestion a été analysé séparément et comparé à l'absence de gestion. Des analyses de sol ont été réalisées pour caractériser de manière préalable ces sols créés il y a plusieurs dizaines d'années seulement. Comme chaque système est très différent dans ses objectifs, contextes et applications, ce chapitre a également pour objectifs d'identifier les éventuels points de convergences qui auraient pu permettre la mise en place d'analyses globales.

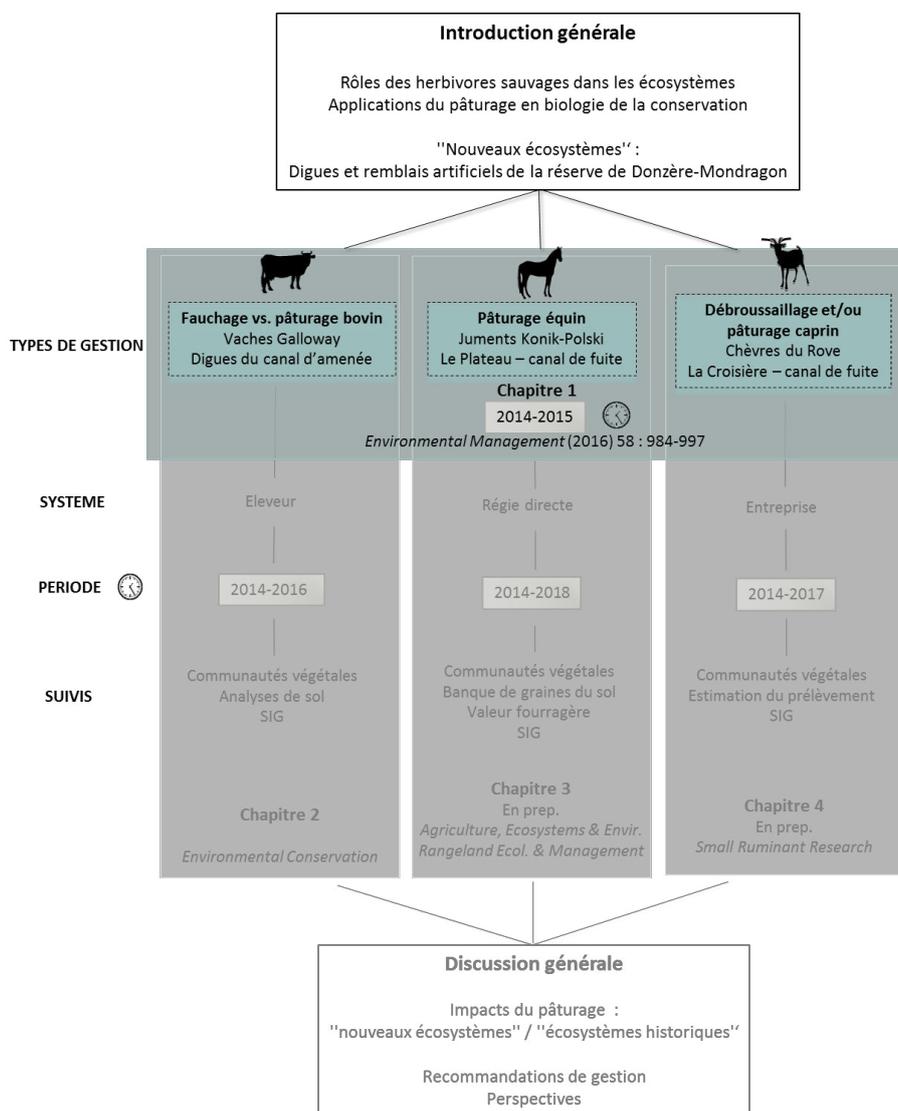


Figure T.1. Localisation du **Chapitre 1** dans l'organisation générale de la thèse



Photographie T.1. Site du Plateau pâturé par les juments. © C. Moinardeau



Photographie T.2. Relevé botanique par la méthode des quadrats. © C. Malik

CHAPITRE 1

Augmenter la biodiversité floristique des digues et remblais artificiels le long du Rhône grâce à différentes pratiques pastorales

Using Different Grazing Practices for Increasing Plant Biodiversity in
the Dykes and Embankments Along the Rhône River
(Southern France)

Environmental Management (2016) 58 : 984–997

Cannelle Moinardeau, François Mesléard, Thierry Dutoit

Résumé du chapitre

Depuis les années 80, le pâturage extensif est une pratique de gestion répandue dans les écosystèmes naturels ou semi naturels de grande valeur patrimoniale, menacés par l'abandon. Cependant, peu d'études de cas portent sur la gestion par le pâturage d'écosystèmes fortement anthropisés, tels que les « nouveaux écosystèmes ». Dans le sud de la France, le creusement d'un canal de dérivation du Rhône pour la navigation et la production d'électricité a nécessité, dans les années 1950, la construction de barrages et de milliers d'hectares de digues qui ont été colonisées naturellement par diverses communautés végétales. L'embroussaillage et le besoin de recourir à la fauche mécanique pour faciliter le contrôle et la maintenance des ouvrages, posent la question de savoir comment maintenir et gérer au mieux ces nouveaux habitats. Depuis 1999, différents systèmes de pâturage extensifs utilisant des races rustiques de bovins, d'équins et de caprins, ont ainsi été testés sur une réserve protégée d'environ 1500 ha située dans la basse vallée du Rhône. Les résultats des premiers suivis des communautés végétales du site, réalisés pendant deux années entre 2014 et 2015, montrent que le pâturage extensif, d'avantage que la fauche ou l'absence de contrôle de la végétation, modifie positivement l'hétérogénéité de la végétation (diversité beta), mais non la richesse (diversité alpha). Les effets bénéfiques du pâturage ne seront maintenus que si la gestion est durablement appliquée et si de nouveaux ajustements à cette gestion sont faits, tels que la mise en place de troupeaux mixtes, et d'un point de vue socio-économique si des contrats pluriannuels sont mis en place avec les éleveurs.

Mots-clés : diversité alpha – diversité beta – écosystèmes anthropisés – gestion adaptative – pâturage extensif

1.1 Introduction

Depuis le début du XIX^{ème} siècle, la biodiversité des vallées fluviales européennes a été fortement modifiée par les activités humaines telles que la construction de barrages et de digues (Jensen et al., 2006). La chenalisation de ces rivières a conduit à une perte importante des caractéristiques des habitats naturels qui possédaient une exceptionnelle grande biodiversité. Dans certains cas, la conservation des vallées alluviales doit davantage se focaliser sur la restauration des habitats riches en espèces précédemment détruits par la construction de digues et remblais artificiels que sur la conservation de parties relictuelles d'écosystèmes qui existaient précédemment (van Diggelen et al., 2006). Cependant, la restauration de la végétation naturelle ou semi-naturelle des digues telles qu'elles étaient à l'origine est impossible, car les conditions actuelles sont très différentes des conditions initiales. D'autre part, le besoin de détecter, pour des raisons de sécurité, toute anomalie comme de possibles infiltrations d'eau, nécessite le plus souvent de maintenir une végétation ouverte notamment par un débroussaillage récurrent. Au contraire, sur les digues où la sécurité n'est pas une préoccupation majeure, la succession spontanée peut aboutir à l'installation d'arbustes. Dans ce cas, l'établissement d'une végétation ouverte nécessite des mesures de gestion appropriées comme le débroussaillage à faible fréquence ou le pâturage à faible charge pastorale. De telles formes de pâturage durable ont largement été testées mais jusqu'à maintenant essentiellement dans des écosystèmes culturels à forte valeur patrimoniale et menacés par l'abandon du pâturage (van Wieren and Bakker, 1998), souvent dans le cadre de mesures agro-environnementales (Rosén and Bakker, 2005). Seules quelques études de cas ont examiné la gestion par le pâturage dans des écosystèmes profondément modifiés telles que les friches récentes issues de zones agricoles (C. W. D. Gibson et al., 1987; Török et al., 2014; Schrautzer et al., 2016), ou dans de « nouveaux écosystèmes » résultant de conversions urbaines ou industrielles.

Le pâturage est un outil clé de gestion pour la conservation de la nature (Weber, 1998). Le pâturage extensif par des herbivores domestiques (Allen et al., 2011) est ainsi une pratique de gestion couramment utilisée dans les aires protégées pour maintenir les habitats ouverts et augmenter la biodiversité (van Wieren and Bakker, 1998; Rambo and Faeth, 1999; Rosenthal et al., 2012). Le pâturage modifie la hiérarchie compétitive au sein des communautés végétales (Dorrough et al., 2007). Il peut freiner ou favoriser l'installation d'individus (Gómez Sal et al., 1999), stopper la succession (Hill et al., 1995) ou induire une hétérogénéité spatiale de la végétation (Lin et al., 2010). Les « pour et contre » de l'utilisation du pâturage extensif ont été énumérés et discutés par de nombreux auteurs (Danell et al., 2006; Plachter and Hampicke, 2010; Rosenthal et al., 2012).

L'impact du pâturage domestique peut varier en fonction de l'herbivore utilisé (Davidson, 1993; Gordon, 2003), de l'intensité et de la période de pâturage (Savory, 1983; Salihi and Norton, 1987; Ralphs et al., 1990; Hart and Ashby, 1998; Fynn and O'Connor, 2000; Dumont et al., 2009). Une période de pâturage courte mais intensive semble ainsi être le moyen le plus efficace pour contrôler le développement d'espèces refusées par les animaux (Savory, 1988; Perevolotsky and Seligman, 1998). Néanmoins, un débat subsiste sur le type de pâturage extensif à appliquer, en particulier dans la gestion conservatoire, en fonction des conditions environnementales (Briske et al., 2008). Les systèmes de pâturage basés sur une faible rotation sont considérés plus favorables à l'homogénéité, tandis que les systèmes de pâturage à faible intensité apparaissent plus adaptés pour générer des mosaïques de stades successionnels (Olff et al., 1999; Wallis De Vries et al., 2002). Le pâturage de faible intensité augmente la richesse en espèces à l'échelle de la parcelle (diversité alpha) et à l'échelle du paysage (diversité gamma), ainsi que l'hétérogénéité entre les parcelles (diversité beta), (Plachter and Hampicke, 2010; Rosenthal et al., 2012). Le pâturage apparaît donc une alternative convaincante à la fauche mécanique, lourde et qui doit être répétée (Bakker, 1989). En raison du comportement des herbivores, le pâturage de faible intensité favorise le développement d'une mosaïque d'habitats (pelouses rases, pelouses hautes, arbustes, etc.) et permet la présence simultanée d'espèces de stades de succession végétale à la fois précoces et tardifs (Plachter and Hampicke, 2010; Rosenthal et al., 2012). Cependant, la pression de pâturage et le comportement de l'herbivore peuvent ne pas être adaptés au contexte et empêcher dans ce cas d'atteindre les objectifs de conservation fixés (Rosenthal et al., 2012). Une faible pression de pâturage ou une application inappropriée de celle-ci, en particulier lorsque la disponibilité fourragère fluctue (Peco et al., 1998), peut mener à des situations irréversibles telles qu'une colonisation totale par des espèces ligneuses non consommées (Mésleard et al., 2011).

En Europe, depuis des décennies, le pâturage extensif est appliqué sous diverses formes dans de nombreuses zones protégées et d'anciennes terres cultivées (van Wieren and Bakker, 1998). Sa pertinence comme alternative à la gestion mécanique fait encore débat (Bakker et al., 2002), notamment dans des contextes de restauration écologique (Kotos and Banaszuk, 2013). Le pâturage est souvent bien accepté socialement car il mime l'utilisation traditionnelle des terres des régions pastorales (Vera, 2000; Bobiec et al., 2011). Cependant, cet argument peut ne pas suffire pour promouvoir son utilisation, dans la mesure où les conséquences d'une gestion inappropriée peuvent menacer la biodiversité et être coûteuses à réparer (colonisation incontrôlée par des ligneux et/ou des espèces invasives non comestibles). Il est donc essentiel d'évaluer l'impact du pâturage sur la dynamique de la végétation locale, en examinant sa capacité à favoriser la diversité à différentes échelles par rapport à d'autres outils de gestion.

Dans cette étude nous avons étudié durant deux années (2014-2015), l'impact de quatre régimes de pâturage de faible intensité (bovins, équins, caprins) et de débroussaillage annuel, sur la végétation spontanée de digues et remblais artificiels situés dans la basse vallée du Rhône. L'utilisation de telles gestions pour augmenter la conservation des habitats est originale dans un contexte de « nouveaux écosystèmes » se développant dans un environnement artificiel et les références sur la dynamique des communautés végétales ainsi que sur l'impact de la gestion à court et à long terme font défaut. L'impact des systèmes de pâturage extensifs appliqués a été évalué en comparant les résultats avec ceux en l'absence de pâturage (contrôle négatif) ou lorsqu'un fauchage mécanique a été appliqué.

Il s'agissait de répondre aux questions suivantes :

- Comment le pâturage bovin extensif (appliqué sur les digues d'un canal d'amenée) modifie-t-il la composition, la richesse spécifique (diversité alpha) et l'hétérogénéité (diversité beta) de la végétation, comparé à la fauche annuelle ?
- Le pâturage équin (appliqué sur un remblai d'un canal de fuite) permet-il la création et le maintien de prairies ouvertes riches en espèces et l'apparition de différents stades de succession végétale ?
- Le pâturage caprin (appliqué sur un talus d'un canal de fuite) peut-il créer et/ou maintenir des communautés herbacées ouvertes après débroussaillage mécanique ?
- Comment ces systèmes de gestion conservatoire durables peuvent être maintenus et améliorés ?

1.2. Matériel & méthodes

1.2.1. Site d'étude

Le Rhône est un des fleuves les plus importants d'Europe (813 km de long), prenant sa source en Suisse, et traversant le lac Genève jusqu'au Sud-Est de la France. Le climat local du site est méditerranéen, avec une température annuelle moyenne de 15°C et des précipitations totales annuelles entre 500 et 700 mm. Le site (coord. Nord 44°18'13.3" Est 4°44'32.9") est constitué des digues et remblais artificiels du barrage et de l'usine hydro-électrique de Donzère-Mondragon localisés à 180 km au Sud de Lyon et 55 km au Nord d'Avignon dans le cours inférieur du fleuve (Fig. 1.1).

Construit entre 1948 et 1952 et géré jusque maintenant par la Compagnie Nationale du Rhône (CNR), le canal de Donzère-Mondragon transporte une part substantielle des eaux du Rhône nécessaires à l'usine hydro-électrique, sur 33 km entre les villes de Donzère et Mondragon dans la plaine alluviale du Tricastin (Fig. 1.1).

Les digues et remblais ont été construits avec les millions de tonnes de sédiments alluviaux (pierres, sables, limons) extraits du creusement du canal, et ont été plantés avec des arbres ornementaux pour des raisons d'esthétique. En février 1954, une réserve de chasse et de faune sauvage a été créée, sur 1454 ha, le long d'une bande de 28 km et de 300 à 850 m de largeur, entre les points kilométriques fluviaux 170 et 200.5. L'objectif était d'augmenter les espèces gibiers et leur nombre ainsi que la diversité (faune et flore) des habitats (Roux et al., 2007). Elle est depuis gérée par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage.

En 2014, trois sites où différentes gestions par pâturage ou débroussaillage mécanique étaient appliquées ont été sélectionnés (Fig. 1.1). Ces sites diffèrent par leur gestion (pâturage bovin, équin, ou caprin, débroussaillage mécanique), leur végétation et leur régime de pâturage entre 2014 et 2015.

Site 1 : la gestion du site a débuté en 1999, avec un troupeau de vaches rustiques de race Galloway (105 vaches, 30 taureaux et 40 veaux) introduits sur une digue de 130 ha du canal d'amenée, entourés de clôtures électriques (Fig. 1.1). La saison de pâturage s'étend de mi-novembre à mi-juillet. Le site est caractérisé par une végétation herbacée dominée par une graminée pérenne (*Brachypodium phoenicoides*) et des espèces annuelles. Des arbres ont également été plantés sur ce site immédiatement après la construction, pour prévenir l'érosion du sol (*Robinia pseudoacacia*) et pour des raisons ornementales (*Platanus* sp., *Populus* sp., *Cupressus* sp., *Pinus* sp., etc.), (Roux et al., 2007). Des arbustes (*Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Rubus* sp.,...) ont colonisé naturellement le milieu.

Sur une partie réduite du site (4 ha), possédant les mêmes conditions initiales et paramètres physico-chimiques du sol que la partie pâturée, (Fig. 1.1), celui-ci a été remplacé en 2012 par un fauchage

annuel estival (août). La pression pastorale précédemment appliquée ne permettait pas d'obtenir une végétation herbacée rase, nécessaire pour pouvoir détecter immédiatement toute fuite d'eau sur ce secteur où la sécurité est une préoccupation majeure en raison de la proximité avec la centrale nucléaire du Tricastin.

Site 2, le Plateau : ce remblai de 27 ha a été créé par l'accumulation de 50 tonnes de sédiments issus de la construction de l'usine et du creusement du canal. Il est situé 900 m au Sud de l'usine hydro-électrique le long du canal de fuite (Fig. 1.1). En 2008, un petit groupe de chevaux Konik-Polski (4 juments) a été introduit pour contrôler la colonisation naturelle des arbustes et maintenir la végétation ouverte. Les animaux pâturent sur le site l'ensemble de l'année.

Site 3, la Croisière : ce site de 20 ha est situé 4km au Sud de l'usine hydro-électrique sur un remblai du canal de fuite (Fig. 1.1). La végétation y a été débroussaillée mécaniquement en 2012 pour restreindre la prolifération du sanglier sauvage. Entre juillet et octobre 2013, 300 chèvres rustiques (chèvres du Rove) étaient présentes, mais plus que 100 durant la même période en 2014 et 2015 par choix de l'éleveur. Un chevrier est présent durant la période de pâturage (mai-octobre). La canopée y est plus dense (95 %) que les sites 1 et 2, et composée d'arbres plantés (*Robinia pseudoacacia*) et d'arbres ayant colonisé naturellement le site depuis les années 50 (*Populus* sp., etc.).

1.2.2. Analyses de la végétation

Les relevés sont réalisés par la méthode des quadrats dont la dimension a été déterminée par le calcul de l'aire minimale (Guinochet, 1973) de chaque communauté végétale rencontrée : 4 m² (2 x 2 m) pour les communautés végétales herbacées des sites 1 et 2, et 25 m² (5 x 5 m) pour les communautés arbustives et arborées du site 3. L'abondance de chaque espèce végétale a été définie par une classe de recouvrement comme suit : 1 = espèce couvrant moins de 5% du quadrat, 2 = espèce couvrant entre 5 et 25 %, 3 = espèce couvrant entre 26 et 50 %, 4 = espèce couvrant entre en 51 et 75 %, 5 = espèce couvrant plus de 75 %, et + = espèce représentée par un seul individu dans le quadrat. Le recouvrement de la végétation (%), le recouvrement de litière (%) et le sol nu (%), la présence de galets (%) ont également été mesurés en 2014 et 2015. Cette période de suivi de deux ans (2014-2015) a été choisie pour séparer les effets attendus à longs termes et les effets récents des différents systèmes pastoraux établis à différentes périodes (1999, 2008, 2012) des variations interannuelles dans la composition des espèces, richesse et diversité qui peuvent se produire dans les prairies méditerranéennes de début de succession alors dominées par des espèces annuelles (Caldeira et al., 2005). Durant l'année précédant les relevés botaniques de mai 2014, la température moyenne annuelle était de 15 °C et les

précipitations moyennes accumulées de 620 mm. Au printemps 2014, la température moyenne mensuelle était de 14 °C et les précipitations mensuelles de 77 mm. L'année précédant les relevés botaniques de 2015, la température moyenne annuelle était de 15 °C également et les précipitations moyennes accumulées de 828 mm. Au printemps 2015, la température moyenne mensuelle était de 14 °C et les précipitations de 113 mm.

La période de mai-juin 2014 et 2015 a néanmoins été retenue car elle permet d'identifier le plus de plantes et correspond à la période de début de pâturage. Bien que le débroussaillage et le pâturage incluent les mois estivaux, il n'est pas possible de reconnaître la plupart des espèces qui sont alors totalement desséchées.

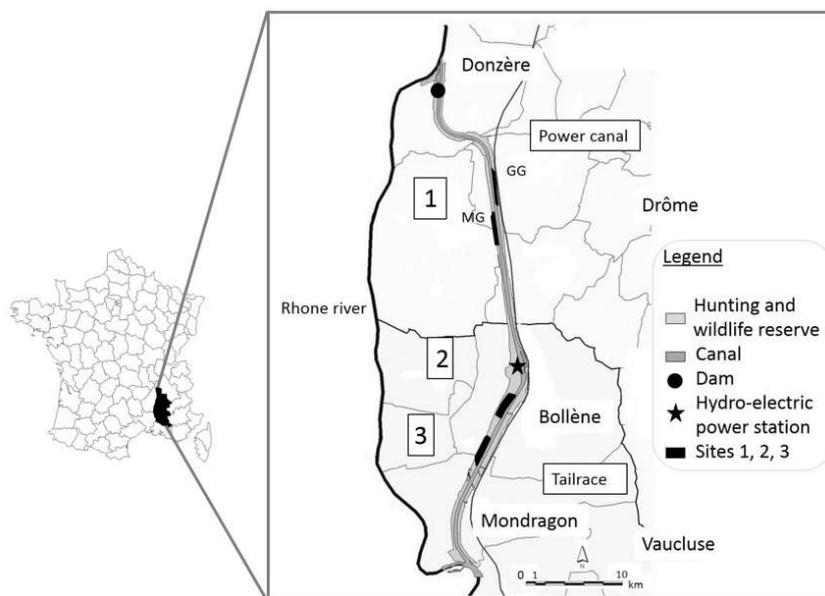


Figure 1.1. Localisation du site d'étude de Donzère-Mondragon dans le Sud-Est de la France et dans la basse vallée du Rhône. Le barrage, la centrale hydro-électrique (hydro-electric power station), le canal d'amenée (power canal) et de fuite (tailrace), et les sites d'étude sont indiqués: (1 GG) pâturage bovin, (1 MG) fauche mécanique, (2) pâturage équin et (3) débroussaillage mécanique forestier et pâturage caprin.

Sur le site 1, la prairie fauchée (MG) et la prairie pâturée (GG) ont été échantillonnées. Pour minimiser les biais des impacts attendus du pâturage bovin ou du fauchage mécanique, 10 quadrats ont été placés à mi-pente de la digue dans une zone de végétation herbacée homogène, en évitant les zones impactées par des véhicules comme les chemins des digues et l'influence des arbres d'ornements plantés (Nicaise, 1996). Les quadrats ont été espacés de plus de 10 m, afin d'éviter une autocorrélation spatiale (Tab. 1.1).

Sur le site 2, le site pâturé par les chevaux, 5 quadrats ont été placés aléatoirement dans chaque faciès de végétation identifié précédemment par photographie aérienne (Tab. 1.1) : pelouses écorchées (OG) caractérisées par la présence de sol nu correspondant à d'anciens dépôts de limons et argiles, pelouses

ouvertes (SG) couvertes entièrement par de la végétation herbacée de 10-20 cm de hauteur, pelouses hautes (TG) dominées par *B. phoenicoides* de 20-30 cm, pelouses piquetées de ligneux (TGS), fourrés arbustifs (ST) et pelouses hautes, en dehors du parc pâturé, servant de contrôle (C).

Sur le site 3, pâturé par les chèvres, cinq quadrats ont été placés aléatoirement dans chacun des traitements utilisés pour ouvrir la végétation forestière du site (Tab. 1.1).

Site	Traitement	Abréviation	Nombre de quadrats
1	Mown Grassland	MG	10
	Grazed Grasslands	GG	10
2	Open Grasslands	OG	5
	Short Grasslands	SG	5
	Tall grasslands	TG	5
	Tall grasslands dotted with Shrubs	TGS	5
	Shrub Thickets	ST	5
	Control plot	C	5
3	Cleared and Grazed	CG	5
	Cleared and Fenced	CF	5
	Grazed	G	5
	Control plot	C	5

Tableau 1.1. Traitement, abréviations et nombres de quadrats échantillonnés dans les trois sites d'étude de la réserve de Donzère-Mondragon.

Les suivis de la végétation ont été réalisés chaque année en mai lorsque la majorité des espèces végétales sont identifiables. La nomenclature des plantes vasculaires suit celle de Tison et al. (2014). Les paramètres de diversité ont été calculés séparément pour chaque site. La diversité alpha (richesse en espèces, nombre moyen d'espèces) et la diversité beta ont été calculées avec la distance de Bray-Curtis. Les moyennes de la distance de Bray-Curtis entre les 10 quadrats (site 1) et les cinq quadrats (sites 2 et 3) ont été calculées pour chaque traitement, la moyenne de la distance variant de 0 à 1 et 0 signifiant une similarité totale entre les traitements.

Une enquête pastorale a été conduite au printemps 2014. Cette enquête avait pour objectifs de compiler un historique complet des activités pastorales depuis 1999 et de caractériser les pratiques actuelles sur les trois sites. Les données ont été collectées auprès des éleveurs et gestionnaires des différents troupeaux et du technicien en charge du fauchage mécanique sur le site 1. Elles ont été complétées par des informations socio-économiques et techniques sur les différents systèmes pastoraux ou de fauche mécanique, avec des entretiens menés sous forme de discussions ouvertes sur les différents sites, avec les troupeaux présents. Une grille thématique a été préalablement construite, listant les points essentiels de discussion (périodes de pâturage, etc.). Chaque point n'ayant pas été

abordé spontanément durant la discussion l'a été de nouveau par le biais d'un questionnaire spécifique (Rocher, 2014).

1.2.3. Analyses de sol

Au total, 40 échantillons ont été analysés, 10 pour le site 1 (cinq réplicats dans la prairie pâturée et cinq dans la prairie fauchée), et 30 pour le site 2 décomposés en cinq réplicats pour chacune des six communautés végétales différentes identifiées sur ce site.

Les échantillons de sol ont été collectés au printemps 2014, afin d'évaluer la composition en nutriments, la granulométrie et la matière organique. Pour chaque traitement des sites 1 et 2, cinq échantillons de 200 g de sol ont été extraits grâce à un carottier sur une profondeur de 0-10 cm. Les échantillons ont été collectés au voisinage immédiat de chaque paire de quadrats du site 1 et près de chaque quadrat pour le site 2. Aucun échantillon n'a été prélevé pour le site 3, la mise en place du débroussaillage était alors trop récente (2012) pour avoir créé un impact significatif sur les paramètres physico-chimiques du sol (Greenwood and McKenzie, 2001). Après séchage et tamisage (mailles de 2 mm) les paramètres physico-chimiques du sol (pH, Ca échangeable, K et P_2O_5) ont été mesurés selon une méthode standardisée : pH dans le ratio sol : eau de 1 :2,5 (Thomas, 1996) ; cations échangeables (CEC) par la méthode de Metson (Metson, 1956) ; phosphore disponible par la méthode d'Olsen (Olsen, 1954 ; Sparks et al., 1996 ; Ciesielski et al., 1997). Les pourcentages d'argile (<2 μm), de limon (2 -50 μm) et de sable (50 μm - 2000 μm) ont été déterminés selon la méthode de Robinson (Baize, 2000) sans décarbonatation. Le carbone organique (Allison, 1965) et le contenu en azote total (Bremner, 1996) ont été quantifiés par combustion sèche, en utilisant un analyseur élémentaire CHN (ISO 10694).

Les analyses ont été effectuées par le laboratoire d'analyse des sols de l'INRA (Institut National de la Recherche Agronomique) à Arras.

1.2.4. Analyses statistiques

Afin de visualiser les changements dans la composition et la distribution de la végétation, ainsi que les espèces les plus corrélées à chaque traitement, les caractéristiques concernant l'abondance des différentes espèces végétales ont été ordonnées en utilisant des NMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling) basées sur l'indice de similarité de Bray-Curtis (Borcard et al., 2011), et ce pour chaque site.

Les caractéristiques du sol des sites 1 et 2 ont été classées en utilisant une Analyse en Composantes Principales (ACP), (Borcard et al., 2011). Pour tester l'effet des différents traitements sur les

paramètres physico-chimiques du sol, la taille des particules du sol (sable fin et grossier, limon fin et grossier, argile) et la teneur en éléments nutritifs (carbone total, azote total, C : N, CEC Metson, K₂O, P₂O₅, CaO, CaCO₃, pH) ont ensuite été comparés par analyses univariées.

Pour comparer la granulométrie, la composition en nutriments, la hauteur de la végétation, la végétation, la litière et la présence de sol nu, la richesse en espèces et la distance de Bray-Curtis, des tests ANOVA ont été utilisés pour les comparaisons multiples quand les données suivaient une loi normale (tests de Shapiro-Wilk ou Lilliefors). Cette première analyse a été suivie par un test post-hoc de Tukey lorsqu'une différence significative détectée entre les traitements était mise en évidence. Des tests t ont été utilisés pour les comparaisons deux à deux. Des tests non-paramétriques de Wilcoxon ou de Kruskal-Wallis ont été réalisés lorsque les données ne suivaient pas une distribution normale ; ils ont été suivis par un test non-paramétrique de Mann-Whitney-Wilcoxon dans lequel la valeur de p était ajustée selon la méthode de Benjamini and Hochberg, (1995). Lorsqu'une différence a été détectée entre les traitements, des tests de Mann-Whitney-Wilcoxon ont été faites pour une comparaison deux à deux.

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec la version de logiciel de R 2.15.3. (R Core team, 2012), en utilisant les packages natifs pour les analyses univariées, les packages supplémentaires ade4 (Chessel et al., 2004 ; Dray and Dufour, 2007) et vegan (Oksanen et al., 2012) pour les analyses multivariées (ACP et NMDS).

1.3. Résultats

Au total, 223 espèces sont recensées sur les 3 sites, 148 sur le site 1, 146 sur le site 2 et 76 sur le site 3. Les espèces les plus communes sont *Dactylis glomerata*, *Clinopodium nepeta*, *Hypericum perforatum*, *Medicago minima* et *Crataegus monogyna*, trouvées dans plus de 50% des 140 quadrats réalisés au cours de la période 2014-2015. L'espèce la plus rare recensée est la fougère *Ophioglossum vulgatum*, avec une seule occurrence, sous un bosquet d'arbustes dans le remblai pâturé par les chevaux (site 2) ; elle est classée comme une espèce protégée pour le Sud-Est de la France (Région « Provence-Alpes-Côte d'Azur »).

1.3.1. Site 1 : Pâturage à faible densité vs. fauchage

L'enquête pastorale révèle que les prairies sélectionnées (un parc de 16 ha sur 130 ha au total) sont pâturées chaque année depuis 1999 entre juillet et novembre. Cela correspond à un taux de 0,5 UGB (1 UGB = 600 kg ha⁻¹a⁻¹). A partir de 2012, la prairie de 4 ha est fauchée chaque année en août, afin de veiller à ce que la végétation soit coupée après la dispersion des graines et ainsi limiter l'impact potentiel sur la faune. Après la coupe, la biomasse herbacée coupée reste sur le site.

L'analyse NMDS (stress NMDS = 0,21) réalisée sur la végétation (20 quadrats x 148 espèces) met en évidence l'existence de deux communautés herbacées différentes en 2014 et 2015 (Fig. 1.2 A et B) : la prairie pâturée par les bovins est dominée par des espèces annuelles rases comme *Alyssum simplex*, *Veronica arvensis*, *Campanula erinus*, *Petrorhagia prolifera*, *Rostraria cristata*. La prairie fauchée est essentiellement dominée par des espèces vivaces hautes telles que *Brachypodium phoenicoides*, *Dactylis glomerata*, *Reichardia picroides*, mais aussi quelques annuelles rases comme *Euphorbia exigua*, *Lysimachia linum stellatum*, *Valantia muralis*.

Pour 2014 et 2015, aucune différence significative entre l'impact de la fauche et du pâturage bovin sur la richesse en espèces, la hauteur moyenne de la végétation, le recouvrement de sol nu et de litière n'est mise en évidence. Néanmoins, le recouvrement végétal est significativement plus élevé en 2015 dans la prairie fauchée (89,4% ± 2,15) que dans la prairie pâturée par les bovins (60,5% ± 4,39), ($t = 2,93$, $df = 14,36$, $p < 0,05$ en 2015). En 2014 et 2015, les indices de dissimilarité de Bray-Curtis (Fig. 1.3) sont significativement plus élevés pour la prairie pâturée ($W = 11$, $p < 0,01$ en 2014 et 2015), indiquant une plus grande hétérogénéité de la végétation dans cette prairie (0,65 ± 0,01 en 2015) que dans la prairie fauchée (0,51 ± 0,04 en 2015). Le recouvrement de *B. phoenicoides* nettement plus élevé en

2015 ($W = 99, p < 0,001$) dans la prairie fauchée (82 %) que dans la prairie pâturée (17 %) peut expliquer cette différence.

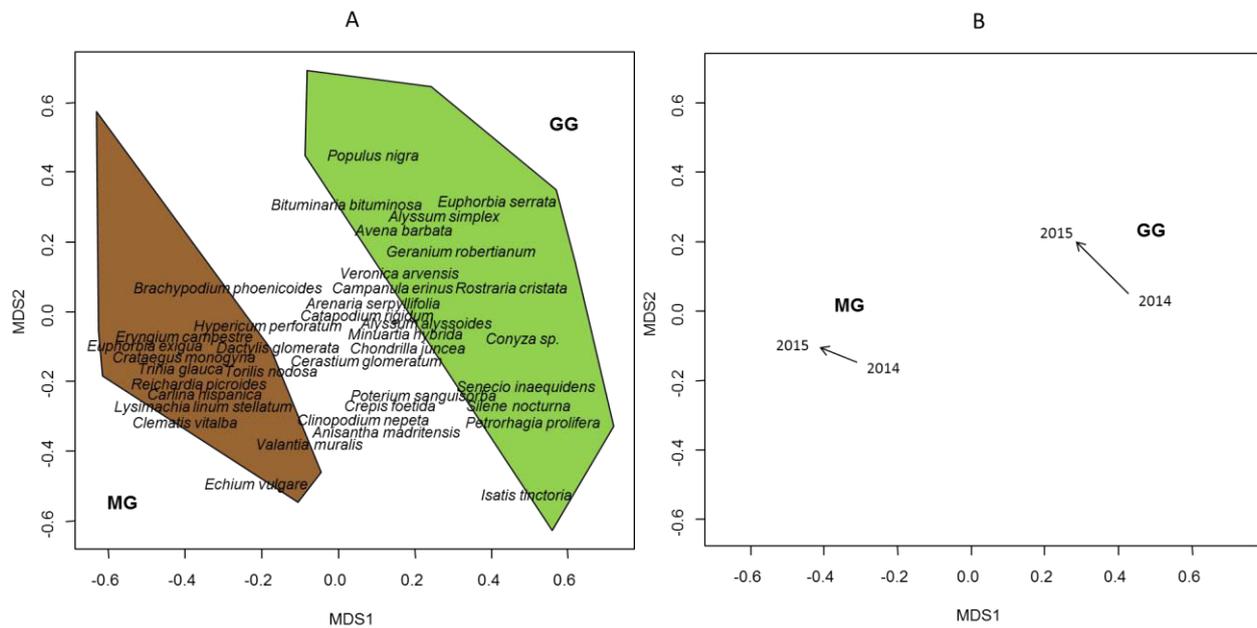


Figure 1.2. Ordination NMDS (NMDS stress = 0,21) basée sur 20 quadrats de relevés de végétation, 10 dans la prairie fauchée (MG) et 10 dans la prairie pâturée (GG) situés sur les digues du canal d’amenée de Donzère-Mondragon (SE France). La figure A représente les relevés de 2015 regroupés par traitement (polygones). Pour simplifier la lecture, seules les plantes les plus corrélées aux deux premiers axes sont inscrites. Le B montre la dynamique de la végétation pour chaque traitement, en fonction de la position de leur barycentre pendant les deux années de suivis de végétation (2014-2015).

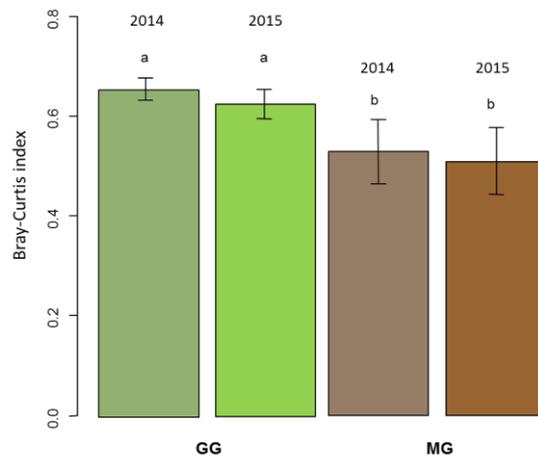


Figure 1.3. Moyenne et erreur standard de l’indice de Bray-Curtis pour le site pâturé par les bovins (GG) et le site débroussaillé (MG) au niveau des digues du canal d’amenée de Donzère-Mondragon (SE France), ($W = 11$ pour $p < 0,01$ en 2014 et 2015). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey.

En ce qui concerne les sols du site 1, l'axe 1 de l'ACP (51,2%) oppose la prairie fauchée (MG) à la prairie pâturée (GG), par les teneurs respectives en particules les plus fines (Fig. 1.4). Les analyses univariées confirment cette tendance et montrent que les proportions d'argile ($179,75 \pm 14,98$ g / kg), de limon fin ($122,75 \pm 12,02$ g / kg) et de limon grossier ($65 \pm 5,04$ g / kg) sont significativement plus élevées dans les quadrats fauchés que dans les quadrats pâturés par les bovins (respectivement $125,40 \pm 15,97$ g / kg, $79,80 \pm 5,20$ g / kg et de $45,00 \pm 5,47$ g / kg pour $p < 0,05$). L'axe 2 (21,4%) représente un gradient de fertilité (C, N, P₂O₅, CEC de Metson) qui n'est pas corrélé avec les deux traitements et révèle probablement des différences locales de distribution de la végétation indépendamment des types de gestion réalisés sur chaque digue (pâturage bovin ou fauchage).

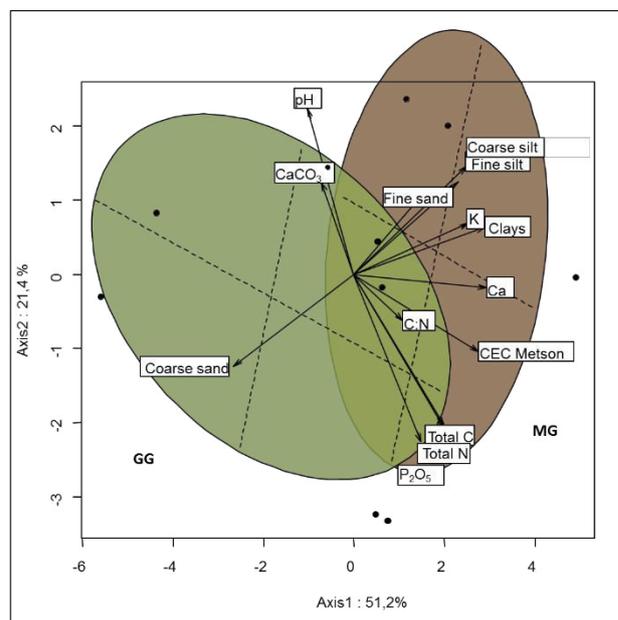


Figure 1.4. Analyse en Composante Principale (ACP) basée sur 10 échantillons et 14 variables de sol, analyses pour le site pâturé par les bovins (GG) et le site fauché (MG) dans le sol des digues du canal d'aménée de Donzère-Mondragon.

1.3.2. Site 2 : pâturage équin à faible densité vs. aucune gestion

L'enquête pastorale révèle que ce remblai (27 ha) a été pâturé entre 2008 et 2012 et à nouveau toute l'année 2015 par quatre juments Konik-Polski, ce qui correspond à un très faible taux de charge de 0,04 UGB (1 UGB = 600 kg / ha / a).

L'analyse NMDS (stress NMDS = 0,15) réalisée sur la végétation (30 quadrats x 146 espèces, Fig. 1.5 A et B) montre que le pâturage équin en 2014 et 2015 crée des faciès de pelouses écorchées (OG), et des faciès de pelouses ouvertes (SG) dominées par des espèces de début de succession (*Sagina apetala*, *Minuartia hybrida*, *Trifolium suffocatum*, *Filago germanica*, *Vulpia myuros*, etc.) ; et des espèces des pelouses écorchées (*Medicago minima*, *Vulpia ciliata*, *Galium parisiense*, *Centaureum erythraea*,

Rostraria cristata, *Catapodium rigidum*, etc.). La composition est différente entre le témoin (C) et les pelouses ouvertes par le pâturage équin (SG). Néanmoins, nous n'avons trouvé aucune différence de composition entre le contrôle (C) sans pâturage, les pelouses fermées (TG) et les pelouses piquetées de ligneux (TGS) incluses dans la zone pâturée n'a été mise en évidence. Ces trois prairies possèdent de nombreuses espèces en commun (*Schedonorus arundinaceus*, *B. phoenicoides*, *Dactylis glomerata*, *Agrimonia eupatoria*, *Gallium aparine*). La richesse en espèces est significativement plus élevée en 2014 dans les pelouses écorchées (28 ± 2.19 sp. / 4m²) et ouvertes (25,2 ± 1,46 sp. / 4m²) que dans les autres parcelles, à l'exception des pelouses fermées piquetées de ligneux (20,6 ± 3,65 sp. / 4m²). En 2015, l'indice de Bray-Curtis est significativement plus élevé (F = 8,99 p<0,001) dans les pelouses ouvertes (0,72 ± 0,02) et les fourrés (0,77 ± 0,02) par rapport à tous les autres quadrats (Fig. 1.6).

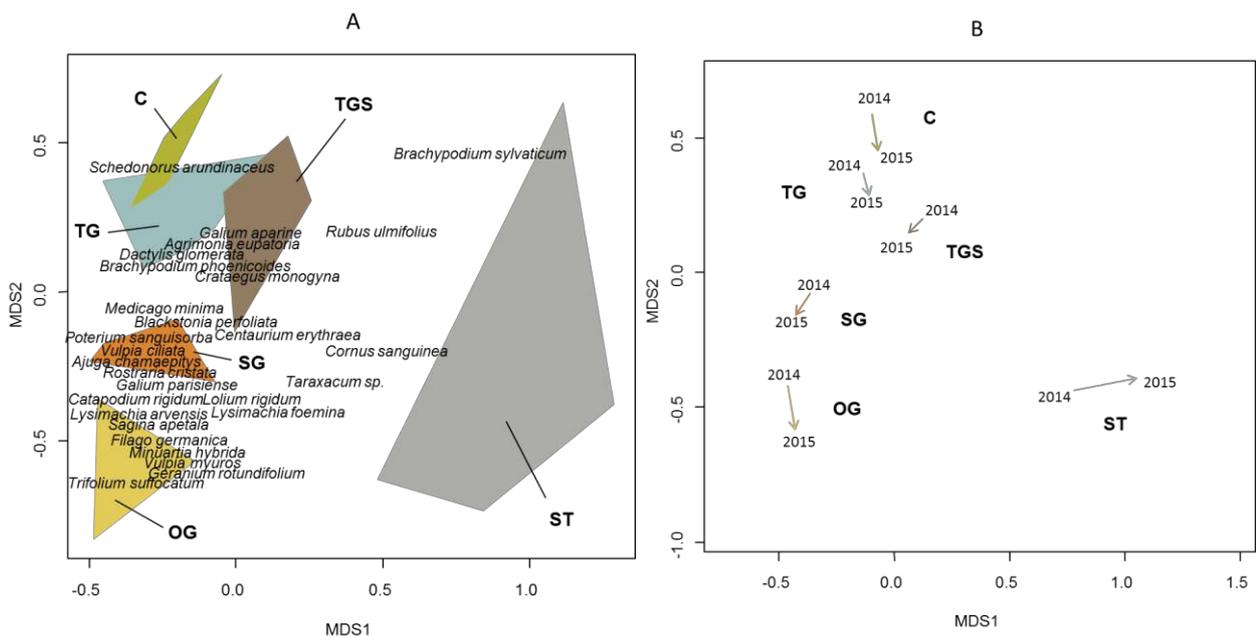


Figure 1.5. Ordination NMDS (NMS stress = 0,15) basée sur les quadrats de relevés de végétation dans différents stades de succession végétale localisés sur le site pâturé par les chevaux (site 2, N = 30) au niveau d'un remblai du canal de fuite de Donzère-Mondragon. La figure A représente les échantillons 2015 groupés par traitements (polygones): pelouse écorchée avec sol nu (OG), pelouse ouverte (SG), pelouse fermée (TG), pelouse fermée piquetée de ligneux (TGS), fourrés arbustifs (ST) et témoin non pâturé (C). Pour simplifier, seules les espèces les plus corrélées aux deux premiers axes sont inscrites. La figure B montre la dynamique de la végétation pour chaque traitement, selon la position de leur barycentre pour les deux années de suivi de végétation (2014-2015).

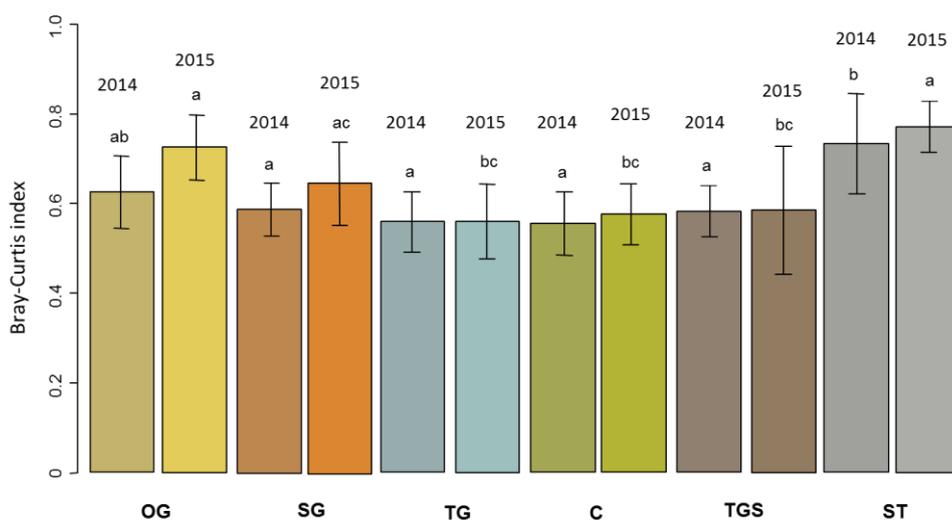


Figure 1.6. Moyenne et erreur standard de l'indice de Bray-Curtis en 2014 et 2015 sur le site pâturé par les chevaux, au niveau du remblai du canal de fuite de Donzère-Mondragon : pelouse écorchée avec sol nu (OG), pelouse ouverte (SG), pelouse fermée (TG), pelouse fermée piquetée de ligneux (TGS), fourrés arbustifs (ST) et témoin non pâturé (C). $F = 7,163$ pour $p < 0,001$ en 2014 et $F = 8,996$ pour $p < 0,001$ en 2015. Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey.

Concernant les sols du site 2, l'axe 1 de l'ACP (37,6%) oppose les pelouses écorchées et ouvertes (OG et SG) aux pelouses fermées hautes (TG) et aux pelouses piquetées de ligneux (TGS), (Fig. 1.7). Cette distribution correspond à un gradient de fertilité (P_2O_5 , K, CEC, C, N). L'axe 2 (24,5%) est un gradient de particules fines non corrélé avec les différentes végétations étudiées. Seul le contenu en carbone organique total montre des différences significatives entre les parcelles ($F = 3,21$ $p < 0,05$) avec une quantité plus élevée dans les pelouses piquetées de ligneux ($39,70 \pm 2,14$ g / kg) que dans les pelouses ouvertes ($22,20 \pm 1,61$ / kg).

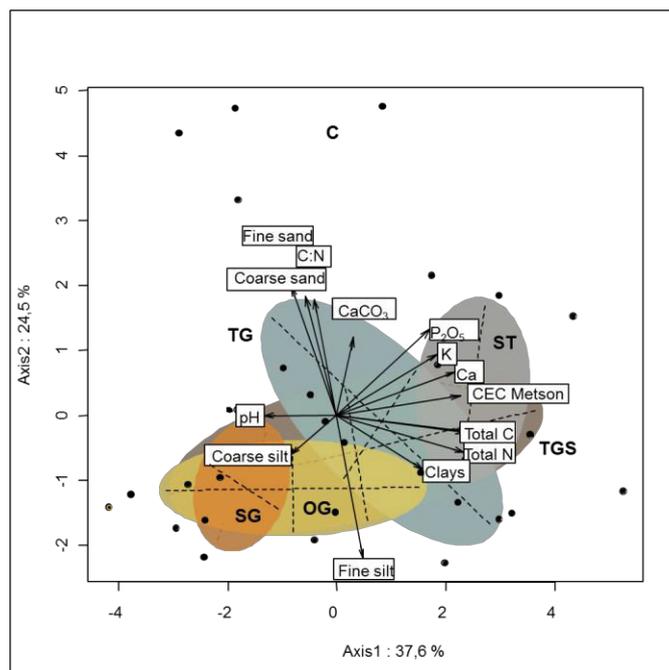


Figure 1.7. Analyse en Composante Principale (ACP) basée sur 30 échantillons et 14 variables de sol sur le site pâturé par les juments: pelouse écorchée avec sol nu (OG), pelouse ouverte (SG), pelouse fermée (TG), pelouse fermée piquetée de ligneux (TGS), fourrés arbustifs (ST) et témoin non pâturé (C) du remblai du canal de fuite de Donzère-Mondragon.

1.3.3. Site 3 : débroussaillage vs. pâturage à faible densité vs. aucune gestion

L'enquête pastorale confirme que cette digue est pâturée (20 ha) depuis 2013 de mai à octobre, par un troupeau de 300 chèvres en 2013 et seulement 100 chèvres en 2014 et 2015, un taux de 1,06 UGB (1 UGB de stockage = 600 kg ha⁻¹a⁻¹). Un débroussaillage mécanique a été réalisé en 2012 pour éclaircir la végétation forestière de ce remblai afin de faciliter la mobilité du troupeau de chèvres. Des actions complémentaires ont été menées en 2014 et 2015 pour favoriser l'accès du troupeau aux zones les plus embroussaillées, avec 20 % de la végétation ouverte.

L'analyse NMDS (stress NMDS = 0,14) réalisée sur les 40 quadrats et 76 espèces montre que les traitements (pâturage, débroussaillage et pâturage + débroussaillage) ont impacté la composition en espèces végétales (Fig. 1.8 A et B). En 2015, les parcelles débroussaillées et pâturées (CG) sont dominées par des graminées annuelles (*Anisantha sterilis*, *Anisantha madritensis*, *Hordeum murinum*, etc.), des espèces non appétentes (*Carduus tenuiflorus*, *Arctium minus*, etc.) et des espèces connues pour posséder une banque de graines permanente (*Lysimachia arvensis*, *Hypericum perforatum*, *Blackstonia perfoliata*, etc.). Les parcelles exclusivement débroussaillées seulement en 2012 et mises en exclos en 2013 sont caractérisées par des espèces pérennes (*Brachypodium sylvaticum*, *Poa trivialis*, *Torilis arvensis*) et des espèces rudérales (*Bryonia dioica*). Les parcelles non pâturées par les chèvres

depuis 2013, non débroussaillées en 2012 (G) sont caractérisées par des espèces rudérales (*Galium aparine*, *Sonchus oleraceus*, etc.) ainsi que par une diminution des espèces arbustives et buissonnantes les plus appétentes (*Hedera helix*, *Cornus sanguinea*, *Fraxinus angustifolia*), qui définissent les parcelles témoins non débroussaillées et non pâturées (C). Une diminution significative de la couverture végétale est mesurée en 2015 dans les parcelles débroussaillées et pâturées par les chèvres (56% ± 9,27) par rapport aux parcelles des autres traitements (F = 11,31 pour p < 0,001). Aucune différence n'est observable dans la richesse en espèces en traitements en 2014 mais le traitement débroussaillé et clôturé (CF), (16 ± 2,90 sp. / 25m²) possède une richesse en espèces nettement plus élevée en 2015 (F = 4,80 pour p < 0,05) que le contrôle (6,8 ± 0,73 sp. / 25m²), (Fig. 1.9). Les indices de Bray-Curtis sont également significativement plus élevés en 2014 et 2015 dans les traitements débroussaillées et pâturés (CG) et débroussaillés et clôturés (CF) que dans le contrôle (Fig. 1.10).

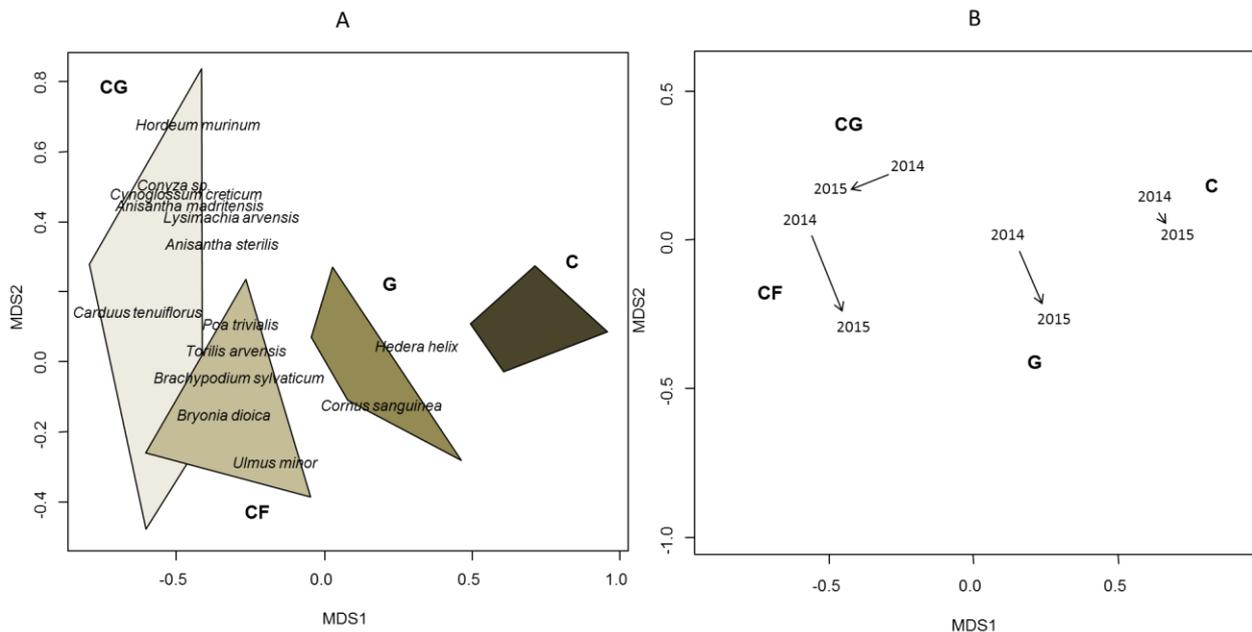


Figure 1.8. Ordination NMDS (NMDS stress = 0,14) basée sur les quadrats de relevés de végétation sur le site pâturé par les chèvres (site 3, N = 20) du canal de fuite de Donzère-Mondragon (SE France). La figure A représente les échantillons de 2015 groupés par traitement (polygones): débroussaillé et pâturé par les chèvres (CG), débroussaillé et mis en exclos (CF), non débroussaillé et pâturé (G) et non débroussaillé non pâturé (C). Pour simplifier, seules les espèces de plantes les plus corrélées aux deux premiers axes sont inscrites. La figure B montre la dynamique de la végétation pour chaque traitement, selon la position de leur barycentre pendant les deux années de suivi de végétation (2014-2015).

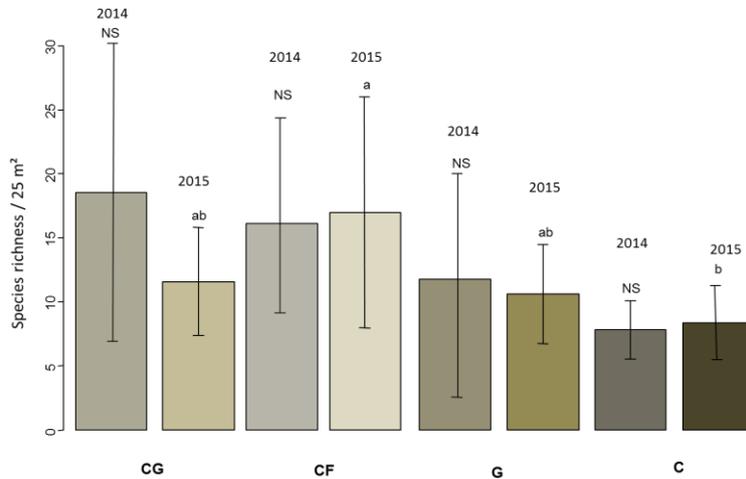


Figure 1.9. Moyenne et erreur standard de la richesse en espèces dans les quadrats de 25m² en 2014 et 2015 sur le site pâturé par les chèvres du canal de fuite de Donzère-Mondragon (SE France): débroussaillé et pâturé par les chèvres (CG), débroussaillé et mis en exclos (CF), non débroussaillé et pâturé par les chèvres (G), non débroussaillé et non pâturé (C), ($W=0,9307$ pour $p<0,05$ en 2014 et $F = 4,802$ pour $p<0.05$ en 2015). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey.

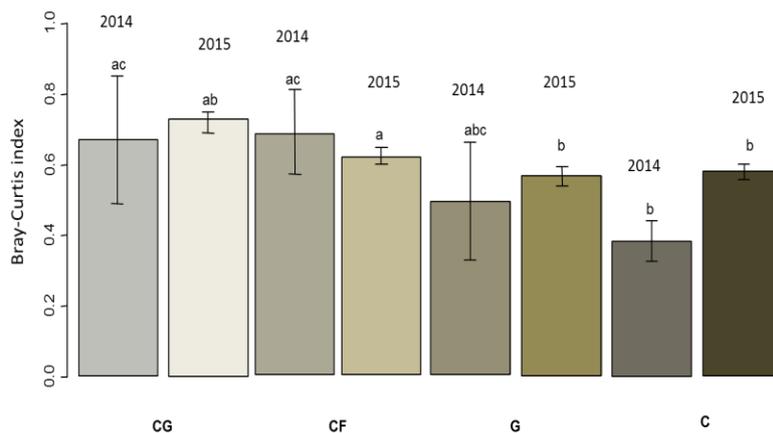


Figure 1.10. Moyenne et erreur standard de l'indice de Bray-Curtis en 2014 et 2015 sur le site pâturé par les chèvres du canal de fuite de Donzère-Mondragon (SE France) : débroussaillé et pâturé par les chèvres (CG), débroussaillé et mis en exclos (CF), non débroussaillé et pâturé par les chèvres (G), non débroussaillé et non pâturé (C), ($F = 8,437$ pour $p<0,01$ en 2014 et $F = 4,802$ pour $p<0,05$ en 2015). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey.

1.4. Discussion

1.4.1. Dynamique de la végétation sur les trois sites

Les différents systèmes de pâturage considérés dans cette étude ont été mis en œuvre sous différentes conditions, pour différents objectifs et sur des pas de temps différents. Néanmoins, des tendances convergentes sont observées pour les trois expérimentations. Le pâturage à faible densité appliqué ici sur des digues et remblais artificiels apparaît davantage pertinent pour répondre à des objectifs de conservation et/ou restauration de la diversité floristique, que le débroussaillage annuel ou l'absence de gestion.

Sur le site 1, les digues du canal d'amenée pâturées par des bovins Galloway depuis 1999 et la digue où le fauchage annuel est réalisé depuis 2012 présentent des différences dans leurs communautés végétales. Les bovins sélectionnent des espèces annuelles basses, alors que le débroussaillage favorise des espèces pérennes hautes, essentiellement *B. phoenicoides*, qui recouvre environ 75 % du sol de végétation fauchée sur la période 2014-2015. Les bovins se nourrissent préférentiellement d'espèces prairiales, diminuant la contribution des espèces les plus compétitives et appétentes comme *B. phoenicoides*, et permettant ainsi l'établissement d'espèces de faible productivité comme les espèces annuelles rases. En conséquence, il est attendu que les espèces végétales coexistent et que leur nombre augmente (Osem et al., 2002; Lezama et al., 2014). Les deux types de gestion ont échoué pour discriminer les deux prairies par leur nombre d'espèces ou leur nombre d'espèces rares dans le Vaucluse. Les espèces recensées dans cette étude et listées comme rares ou très rares dans le département du Vaucluse (Girerd, 1991) : *Alyssum simplex*, *Anisantha lanceolatus*, *Centaureum tenuiflorum*, *Limonium echioides*, *Ranunculus parviflorus*, *Trifolium suffocatum* sont toutes présentes dans les faciès pâturés par les bovins et équins dans les sites 1 et 2, à l'exception d'*A. simplex* et *A. lanceolatus*, qui sont également présentes dans la partie fauchée du site 1.

Le pâturage bovin permet l'augmentation de l'hétérogénéité (diversité beta) des communautés végétales par rapport à la fauche. Cette plus grande hétérogénéité du site pâturé semble, pour partie, liée à l'impact de ces lourds herbivores sur les sols. Les vaches Galloway peuvent en effet, par piétinement, provoquer une érosion de surface des particules les plus fines ce qui peut expliquer la proportion significativement plus faible d'argile, limons fins et grossiers dans le site pâturé ainsi que révélé par la plus grande hétérogénéité dans la distribution des paramètres physico-chimiques du sol. Néanmoins, il n'a pas été possible de mesurer la variation de la défoliation des sites pâturés, or les résidus non collectés en automne et en hiver qui recouvriraient probablement le sol ont également réduit les pertes dues au ruissellement.

L'augmentation en espèces annuelles rases peut également réduire la disponibilité en nutriments et l'absence de compétition avec les espèces pérennes hautes, consommées par les herbivores (Milchunas et al., 1988; Noy-Meir et al., 1989; Peco et al., 2005; Golodets et al., 2010). Cette augmentation peut accroître le nombre de niches écologiques avec pour conséquence la coexistence de plus d'espèces (Harpole and Tilman, 2007). A l'inverse, le fait de ne pas collecter les produits de la fauche peut avoir eu comme conséquence une augmentation de la fertilité et de la quantité en matière organique des sols du site fauché. L'augmentation attendue de la richesse en espèces sous un pâturage modéré correspond aux résultats obtenus dans d'autres études, qui rapportent également un nombre croissant d'espèces après le rétablissement d'un pâturage à faible densité dans des prairies abandonnées possédant à l'origine une structure de la végétation homogène dominées par des pérennes hautes (Öckinger et al., 2006).

Sur le site 2, l'introduction en 2008 d'un pâturage équin à faible densité sur un remblai du canal de fuite a permis l'apparition de différents stades de succession végétale secondaire sur un sol minéral pauvre. Même à faible densité, le pâturage équin par les Konik-Polski a créé des communautés végétales de début de succession (les pelouses rases et pelouses ouvertes) qui étaient absentes du site non pâturé avoisinant. Ces deux types de pelouses sont caractérisés par une augmentation des plantes annuelles rases, dont certaines sont particulièrement rares dans le Vaucluse (*C. tenuiflorum*, *L. echioides*, *R. parviflorus*, *T. suffocatum*). Là encore, la diminution de l'espèce herbacée pérenne *B. phoenicoides* et l'augmentation mesurée d'espèces annuelles rases sont en concordance avec les résultats d'autres études (Marriott et al., 2009). Les espèces compétitrices à croissance rapide, présentes durant une phase intermédiaire caractérisée par l'absence de perturbation, sont capables de supprimer les espèces de petite taille exigeantes en lumière (Pykälä et al., 2005). Contrôler leur dominance par le pâturage offre un espace ouvert à la germination et à l'établissement d'espèces moins compétitives, ce qui est supposé être favorable à la richesse spécifique (Rosenthal et al., 2012). Cependant, dans notre cas, la très faible pression de pâturage exercée par les chevaux (0,04 UGB) pourrait expliquer pourquoi les différences significatives de la richesse spécifique mesurées en 2014 n'ont pas été de nouveau observées en 2015. Le suivi à long terme confirmera ou non cette hypothèse. La prédominance croissante des grandes herbacées pérennes (*B. phoenicoides*, *S. arundinaceus*, *D. glomerata*, etc.) et la diminution de la richesse spécifique résultant de leur compétition peuvent être attribuées à l'hétérogénéité de la pression de pâturage entre les différentes parcelles de végétation, même à faible pression de pâturage (Duncan, 1992). Par conséquent, la richesse en espèces des pelouses hautes piquetées d'arbustes a tendance à augmenter à nouveau en raison de la présence d'espèces d'arbustes pionniers (*C. sanguinea*, *Rubus ulmifolius*, *C. monogyna*, etc.). Alors que les fourrés arbustifs semblent particulièrement pauvres en herbacées en compétition pour la lumière.

Seule espèce protégée à l'échelle régionale, *O. vulgatum*, est uniquement trouvée sous des arbustes. Ce résultat confirme donc l'importance du maintien d'un mélange hétérogène de faibles faciès herbacés ouverts et de fourrés arbustifs afin de maximiser la diversité végétale de ce remblai à faible intensité de pâturage équin (Beever et al., 2008).

Sur le site 3, le débroussaillage de 2012 et l'introduction en 2013 du pâturage caprin par des chèvres du Rove sur un remblai de canal a permis la création et le maintien de zones ouvertes dans la végétation spontanée de sous-bois ; mais ces aires sont toujours dominées par *R. pseudoacacia* planté en 1954. Les zones débroussaillées et pâturées sont caractérisées en 2015 par la présence d'espèces herbacées annuelles et d'autres espèces annuelles possédant des banques de graines permanentes (*L. arvensis*, *Hypericum perforatum*, *Blackstonia perfoliata*, etc.), (Dutoit and Alard, 1995). La présence de *Cynoglossum creticum* peut également être attribuée à la présence de chèvres, car il est connu que ses graines sont transportées dans la toison des animaux (Selvi et al., 2011). Après débroussaillage et sans pâturage par les chèvres, les zones clôturées ont été rapidement colonisées par des graminées vivaces. Les zones uniquement pâturées par les chèvres depuis 2013 ont montré une diminution uniquement dans les espèces d'arbustes les plus appétissantes pour les animaux. Comme observé pour les sites 1 et 2, le débroussaillage avec ou sans pâturage a clairement modifié la composition végétale. Si ce type de pression pastorale par les chèvres (1 UGB) est maintenu, une augmentation de la richesse et de l'hétérogénéité des espèces est prévisible.

1.4.2. Implications pour la restauration et la gestion de la végétation des digues et remblais

L'introduction d'herbivores rustiques telle qu'elle a été faite sur ces sites artificiels que sont les digues et les remblais n'a pas permis de vérifier que le pâturage à faible densité génère effectivement une végétation hétérogène avec des stades de succession distincts. A l'échelle de nos trois zones expérimentales comme à l'échelle de l'ensemble de la réserve naturelle et de toutes les digues et digues du Rhône inférieur (13 000 ha), les gestions réalisées à des fins de conservation ne seront mis en œuvre que s'ils se révèlent conformes aux objectifs de sécurité.

Dans notre cas, les mêmes tendances concernant le succès de la restauration ont été observées sur la période 2014-2015. La faible pression de pâturage a toujours conduit à une hétérogénéité accrue des prairies rases, caractérisée par une augmentation de la diversité beta, par rapport à l'absence de pâturage ou à une année de contrôle mécanique (site 1). La proportion d'espèces annuelles rares a augmenté après la mise en œuvre du pâturage à faible densité, indépendamment de la race rustique (bovins, équins, caprins). Néanmoins, le pâturage tel qu'il a été appliqué ici n'a pas eu d'impact significatif sur la diversité alpha. Sur les prairies pâturées, on observe encore des communautés

pauvres en espèces dominées par des espèces hautes (*B. phoenicoides* et *B. sylvaticum*), dont la capacité compétitrice empêchera une augmentation significative de la richesse en espèces.

Les expériences menées sont insuffisantes pour déterminer si le pâturage peut vraiment maximiser la richesse floristique, car les troupeaux sont gérés dans un contexte où les objectifs de sécurité (la nécessité de détecter les potentielles infiltrations d'eau immédiatement) sont prioritaires sur les objectifs de conservation de la biodiversité. Cela est particulièrement vrai pour le site 1, le long du canal d'aménée, où le pâturage bovin est considéré comme inadéquat, et a été remplacé par la fauche annuelle mécanique en 2012. Il est cependant impossible de conclure de cette expérience que le pâturage domestique ne répond pas aux exigences de sécurité. L'impact et les conséquences de la gestion des pâturages varient en fonction de l'intensité, la durée et la charge pastorale (Ralphs et al., 1990 ; Hart and Ashby, 1998 ; Fynn and O'Connor, 2000 ; Dumont et al., 2009 ; Dumont et al., 2012). Nos résultats indiquent que le remplacement du pâturage par la fauche mécanique à cette faible fréquence et à cette période (tard dans la saison) est un mauvais choix en termes de conservation de la nature, révélé par la diminution significative de la diversité beta en 2014-2015 en corrélation avec la domination de *B. phoenicoides*.

Sur le site 2, la faible densité des chevaux appliquée a entraîné une décroissance de la pression sur des zones initialement riches en espèces rases, ce qui a conduit au développement de faciès à végétation dense pauvres en espèces également dominées par *B. phoenicoides*. Dans ce cas, l'un des axes principaux de la gestion par le pâturage doit être un meilleur ajustement de la charge à la disponibilité fourragère de façon à diminuer la superficie des faciès hauts, pauvres en espèces, assurant ainsi une grande disponibilité de la lumière au sein des peuplements (Kotowski and van Diggelen, 2004). Il est notamment nécessaire d'augmenter la pression du pâturage équin, puis de la compléter avec du pâturage caprin en l'absence d'action significative des chevaux sur les fourrés. Une charge pastorale plus élevée que celle appliquée dans ce remblai semble nécessaire pour atteindre cet objectif. Sur le site 3, le pâturage des chèvres a modifié la composition botanique et semble capable de maintenir durablement la végétation ouverte après le débroussaillage sans la domination de graminées vivaces tel que *B. sylvaticum*.

Ces expériences de pâturage suggèrent que le pâturage extensif peut avoir un impact favorable sur de tels habitats. Elles doivent cependant être considérées comme une première étape ; une expérimentation plus vaste et à plus grande échelle doit être réalisée (Bailey et al., 1996). Dans la gestion par le pâturage, le choix de l'animal est visiblement crucial, mais aussi la densité et la période de pâturage qui sont également des facteurs déterminants (Ash and Smith, 1996 ; Metzger et al., 2005). Différents types de pâturages mixtes, tels que les chevaux et les chèvres pour empêcher la

colonisation des pelouses par les arbustes, ou chèvres et moutons pour contrôler la dominance des espèces vivaces où les arbustes ont déjà été éradiqués par les chèvres, pourraient ainsi être testés. Différents niveaux de pression instantanée doivent également être testés, en cherchant un meilleur compromis entre les objectifs de conservation et de sécurité.

Les enquêtes pastorales ont révélé que les différents pâturages présents sont le fruit de différentes organisations (éleveur, gestionnaire et entreprise privée), ce qui peut compliquer la mise en place d'un système de pâturage « idéal ». L'expérimentation de nouveaux systèmes de pâturages mixtes ne doit pas empêcher les gestionnaires de suivre l'impact des systèmes actuels de pâturage sur la composition, la richesse et la diversité des espèces végétales afin de caractériser les processus de succession à long terme et les conséquences pour les espèces à grande valeur conservatoire qui peuvent encore coloniser ces écosystèmes récents. Au-delà des enjeux purement environnementaux ou agronomiques, l'adoption d'un pâturage extensif et sa pérennisation seront également dépendant de contraintes socio-économiques et techniques (Poschlod and WallisDeVries, 2002). Ainsi, il paraît indispensable de préciser les coûts de ces nouveaux systèmes de pâturage pour assurer leur pérennité.

TRANSITION VERS LE CHAPITRE 2

Le chapitre 1 a permis de démontrer une action des différents systèmes testés encore peu significative (notamment sur la diversité alpha des communautés végétales herbacées) du fait notamment de la relative jeunesse des systèmes mis en place. Il apparaît qu'il n'est pas possible de réaliser une approche globale de ces systèmes de par la variabilité spatiale et temporelle des objectifs, contextes et applications. Le **Chapitre 2** s'intéresse uniquement au site le plus au nord correspondant à la digue pâturée par les bovins et à la digue fauchée mécaniquement pour des raisons de sécurité. La richesse, diversité et hétérogénéité des communautés végétales sont mesurées et comparées entre elles et par rapport à un témoin sans gestion durant trois années (2014-2016). Une analyse de photographies aériennes doit permettre d'étendre les résultats obtenus à l'échelle du site entier. Des recommandations de gestion sont ensuite développées dans la discussion afin de concilier au mieux amélioration de la biodiversité et enjeux de sécurité du site.

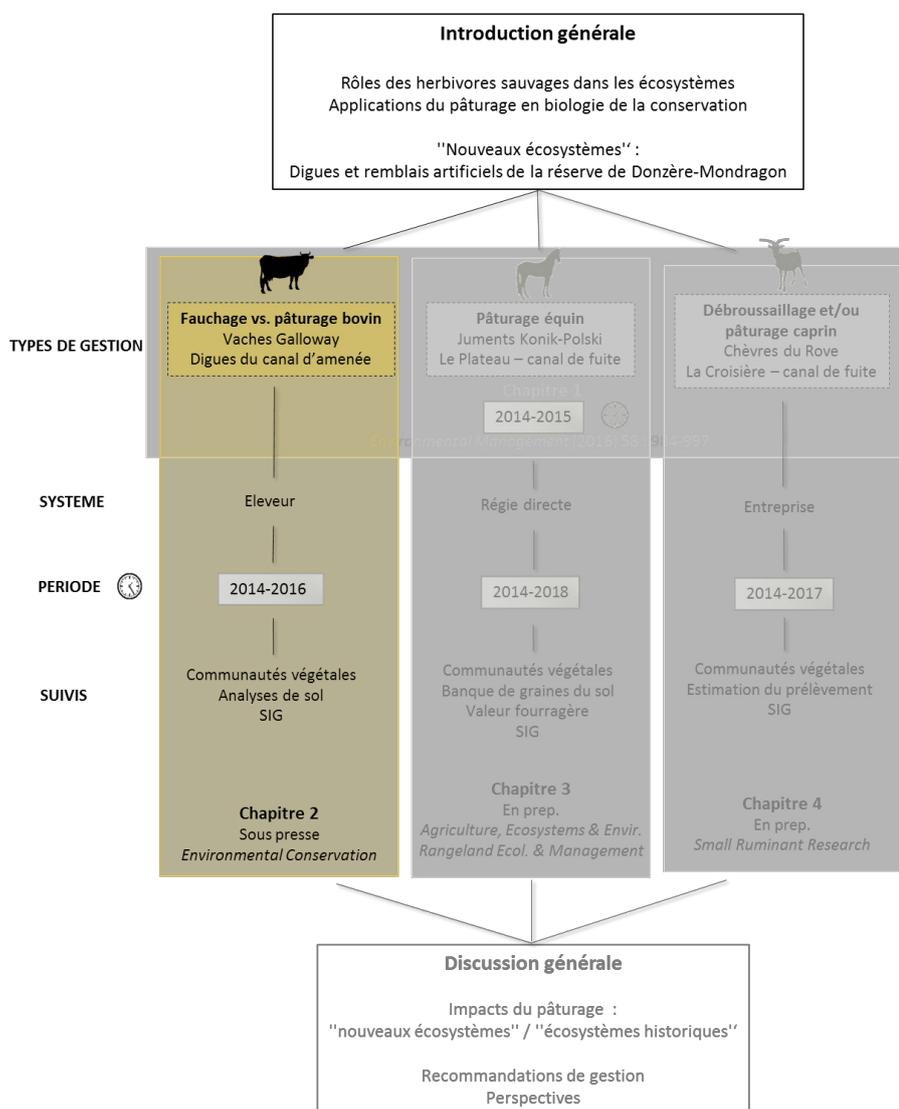


Figure T.2. Localisation du **Chapitre 2** dans l'organisation de la thèse



Photographie T.3. Quadrat de relevé botanique, digue pâturée par les bovins. © H. Ramone



Photographie T.4. Digue fauchée du Tricastin. © C. Moinardeau

CHAPITRE 2

Effets à court terme du pâturage et du fauchage de digues artificielles sur la diversité et la biomasse de la végétation

Short-term effects on diversity and biomass on grasslands from artificial dykes under grazing and mowing treatments

Environmental Conservation (2018) doi: 10.1017/S0376892918000346

Cannelle Moinardeau, François Mesléard, Hervé Ramone, Thierry Dutoit

Résumé du chapitre

Peu d'études concernent les impacts des pratiques de gestion conservatoire, tels le pâturage extensif ou le fauchage, sur les nouveaux écosystèmes issus de conversions industrielles. Dans le Sud de la France, la chenalisation du Rhône a conduit à la construction de digues notamment pour protéger le site industriel du Tricastin des inondations. Afin de contrôler la dynamique de la végétation pour des raisons sécuritaires, ainsi que pour favoriser la biodiversité, des gestions par le fauchage ou le pâturage extensif bovin ont récemment été testées. Les suivis de placettes permanentes complétées par l'imagerie aérienne montrent que trois années de pâturage extensif et de fauchage annuel modifient la composition des plantes et augmentent significativement la richesse en espèces (diversité alpha), l'équitabilité et l'hétérogénéité (diversité beta). Le pâturage augmente l'équitabilité et la diversité beta plus que le fauchage. Seul le pâturage est capable de réduire la hauteur et le recouvrement de la graminée pérenne *Brachypodium phoenicoides*, tout en augmentant le pourcentage de sol nu et donc la contribution des espèces annuelles. L'indice de végétation (NDVI) obtenu grâce à l'analyse de photographies aériennes confirme la corrélation entre NDVI, biomasse aérienne et richesse spécifique pour le site pâturé et permet de généraliser les résultats obtenus à l'échelle du quadrat au site pâturé. Sur les digues artificielles du Rhône, le pâturage extensif paraît être un meilleur outil de gestion que le fauchage pour augmenter la biodiversité végétale et répondre aux objectifs de sécurité.

Mots-clés : diversité alpha – diversité beta – écosystèmes anthropisés – indice de végétation – pâturage bovin

2.1. Introduction

Le développement urbain et industriel impacte les paysages et constitue ainsi un défi majeur pour la conservation de la biodiversité (Kowarik, 2011). Les conversions industrielles peuvent donner lieu localement à de « nouveaux écosystèmes » qui se développent sur des substrats artificiels (Hobbs et al., 2006 ; Hobbs et al., 2013). Les sites urbains ou industriels sont de potentiels réservoirs de biodiversité (McKinney, 2006 ; Kowarik, 2011), et de nombreuses espèces, dont des espèces rares, sont capables de coloniser ces sites comme elles le feraient en conditions naturelles (Eversham et al., 1996).

Un des objectifs majeurs de la gestion des écosystèmes est de maintenir les populations natives et les fonctions en contrôlant les espèces, les perturbations et les conditions qui mènent à leur dégradation (Grumbine, 1997). Le fait que les « nouveaux écosystèmes », en raison de leur caractère unique, nécessitent le développement de nouvelles approches de gestion innovantes est une question d'actualité (Hobbs et al., 2013a). Les nombreux écosystèmes nouveaux le long des vallées fluviales européennes fortement modifiées par les activités humaines telles que la construction de barrages et de digues depuis le début du 19^{ème} siècle en sont de bons exemples (Jensen et al., 2006). Le nivellement de ces rivières a entraîné une perte importante des caractéristiques des habitats initiaux qui favorisaient une biodiversité exceptionnellement élevée. La conservation des vallées fluviales doit ainsi se concentrer sur la protection ou la gestion des nouveaux habitats riches en espèces créés par la construction de digues et de remblais artificiels, et pas uniquement sur la conservation des éléments relictuels des écosystèmes du passé (van Diggelen et al., 2006).

Les méthodes conventionnelles de gestion de la biodiversité, telles que le pâturage ou la fauche, pourraient être des outils efficaces pour ces « nouveaux écosystèmes », comme cela a déjà été démontré pour d'autres écosystèmes semi-naturels (Carboni et al., 2015). Depuis les années 1970, l'objectif pour un bon nombre de ces prairies semi-naturelles abandonnées a été de définir des pratiques de gestion capable de les maintenir ouvertes (Wallis De Vries et al., 2007). Le pâturage a ainsi largement été mis en avant par sa capacité à contrôler la dominance de certaines espèces (Firn et al., 2010) et atténuer l'effet des sols riches (Weiss, 1999). Son utilisation extensive (van Wieren and Bakker, 1998; Marriott et al., 2009) peut être assimilée à une gestion agricole traditionnelle du milieu qui améliore la diversité alpha en favorisant la coexistence des espèces (Barradas and Cohen, 1994) ; les diversités beta et gamma en générant des mosaïques d'habitats (Adler et al., 2001 ; Plachter and Hampicke, 2010 ; Rosenthal et al., 2012).

Si le fauchage et le pâturage sont tous deux utilisés pour des objectifs conservatoires (Collins et al., 1998 ; Wells and Cox, 1993 ; Poschlod and WallisDeVries, 2002), pour la majorité des écosystèmes, le pâturage est considéré comme plus efficace (Tälle, 2018). Néanmoins, certains écosystèmes prairiaux

sont exclusivement fauchés (Middleton et al., 2006) non seulement pour des raisons pratiques, mais aussi parce que le fauchage se montre parfois plus efficace pour maintenir la biodiversité selon l'historique de gestion (Stammel et al., 2003). Peu d'études ont cherché à comparer les deux méthodes de gestion des prairies, et les quelques résultats disponibles sur les avantages respectifs de l'un ou de l'autre sont contradictoires. Une revue récente portant sur 35 études (Tälle et al., 2016) confirme un impact généralement plus positif du pâturage par rapport au fauchage dans une perspective de conservation, selon le type de prairies. Les mécanismes à l'origine de ces différences entre le pâturage et le fauchage n'apparaissent pas clairement (Tälle et al., 2016).

La gestion conservatoire par le pâturage est considérée plus pertinente après abandon d'un pâturage traditionnel, et le fauchage après l'abandon de la culture (Tälle et al., 2016). L'élimination régulière de la biomasse par le pâturage pourrait en partie expliquer son avantage dans les prairies riches ou fertilisées, assurant une exportation continue des éléments minéraux, et opérant un contrôle continu de la compétition (Hautier et al., 2009). Ainsi, en exerçant divers degrés de pression de pâturage sur des micro-sites, en créant par le piétinement des zones nues, et en dispersant les graines, le pâturage favorise une plus grande richesse en espèces. Les brouteurs (« *grazers* »), en particulier les chevaux et les moutons, sont très sélectifs en raison de leur plus grande ingestion d'herbe (Duncan, 1992), alors que le fauchage a un effet plus uniforme, ce qui pourrait expliquer la plus grande équitabilité davantage observée après le fauchage qu'après le pâturage (Tälle et al., 2016). Cependant, la pression et le régime de pâturage sont deux facteurs majeurs qui, en contrôlant la compétition et le recouvrement de la végétation, jouent directement ou indirectement sur la richesse et l'équitabilité (Salihi and Norton, 1987 ; Hart and Ashby, 1998 ; Rosenthal et al., 2012 ; Dumont et al., 2009 ; Mesléard et al., 2017). Tälle et al. (2016) concluent que dans la plupart des cas, le pâturage est davantage pertinent en termes de biodiversité, mais la différence paraît ténue.

Si de nombreuses études examinent comment le pâturage ou le fauchage peuvent augmenter la valeur conservatoire des habitats naturels et semi-naturels (Bakker, 1989 ; Olf and Ritchie, 1998 ; Rosenthal et al., 2012 ; Tälle et al., 2016), peu étudient la pertinence de ces outils de gestion pour des écosystèmes récents et en particulier dans un contexte artificiel où la structure de la végétation est gérée principalement pour répondre à des critères stricts de sécurité. De plus, nous souhaitons tester des outils récents, tels que l'indice de végétation obtenu par télédétection, car ils sont de plus en plus utilisés à des fins de conservation et complémentaires avec les méthodes de terrain (Pettorelli et al., 2011) et pour leur application à une échelle supérieure aux inventaires botaniques réalisés dans des quadrats permanents. Dans cette étude (2014-2016), nous avons donc examiné les impacts respectifs d'un pâturage extensif et d'un fauchage annuel sur la végétation herbacée spontanée des digues artificielles situées dans la basse vallée du Rhône (Sud-Est de la France), dans la zone industrielle de la centrale nucléaire du Tricastin. Les possibles effets années sont pris en compte pendant les trois

années de l'étude afin de séparer les effets à long terme des traitements des variations interannuelles dues aux changements potentiels des conditions climatiques entre chaque année et leurs impacts probables sur la végétation, quand même le troupeau bovin a conservé le même nombre d'animaux pendant toute la période du suivi. Nous prenons également en compte les impacts potentiels des facteurs abiotiques (caractéristiques du sol) qui pourraient expliquer également les différences entre les sites récemment gérés (1999 et 2012) et le contrôle non géré depuis 1954.

Nous nous sommes posés les questions suivantes :

- Comment chacun des deux régimes, pâturage à faible densité et fauchage annuel, modifie-t-il la richesse spécifique (diversité alpha), l'homogénéité et l'hétérogénéité (diversité beta) des communautés végétales herbacées des digues, par rapport à l'absence de la gestion ?
- Les facteurs abiotiques telles que les caractéristiques du sol aident-ils à expliquer les différences entre site gérés et contrôle ?
- L'Indice de Végétation par Différence Normalisée peut-il être un bon estimateur de la biomasse et indirectement lié à la richesse en espèces obtenue à partir des méthodes de terrain ? Cet indicateur pourrait-il être utilisé par les responsables de la conservation au niveau des sites à gérer ?

2.2. Matériel & méthodes

2.2.1. Site d'étude

Le site (N 44°18'13.3" E 4°44'32.9") est constitué des digues artificielles du barrage et de la centrale hydroélectrique de Donzère-Mondragon, situé dans la basse vallée du Rhône à 180 km au Sud de Lyon et 55 km au Nord d'Avignon (Fig 2.1). Le climat local est typiquement méditerranéen. La moyenne des précipitations annuelles est comprise entre 500 et 700 mm avec deux principaux pics de précipitations, le plus fort en automne et un moindre au printemps.

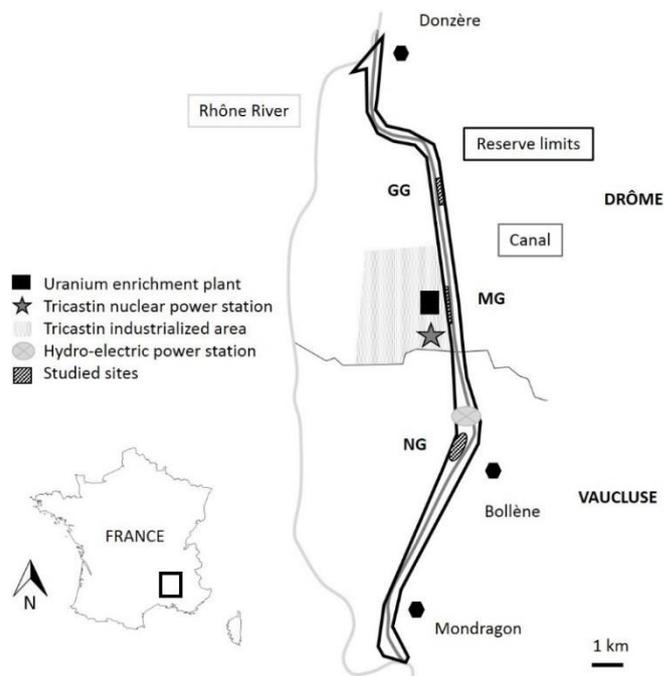


Figure 2.1. Localisation du site d'étude de Donzère-Mondragon dans le Sud-Est de la France et dans la basse vallée du Rhône. Localisation des sites d'études (en pointillés), prairie pâturée (GG), prairie fauchée (MG) et prairie sans gestion (NG), limites de la réserve (linéaire noir), usine hydro-électrique (point gris clair), canal (linéaire gris foncé), le Rhône (linéaire gris clair).

Au cours des 30 dernières années, une température moyenne annuelle de 14 °C et des précipitations moyennes annuelles de 700,9 mm ont été mesurées. De faibles divergences ont été enregistrées pendant nos trois années de suivi (2014-2016) : la température moyenne annuelle a varié de 14,7 à 14,9 mm et des précipitations totales annuelles variant de 620 à 696 mm (Tab. 2.1).

Période	Température moyenne (°C)	Précipitations totales (mm)
2013-2014	14,9	620,2
2014-2015	14,8	828
2015-2016	14,7	696,6
Les 30 dernières années	14	700,9
Printemps 2014	13,9	76,8
Printemps 2015	14,1	113,2
Printemps 2016	12,7	122,9

Tableau 2.1. Température moyenne (°C) et précipitations totales (mm) du site d'étude pour les périodes 2013-2014, 2014-2015, 2015-2016, sur les 30 dernières années, et durant les printemps 2014, 2015 et 2016.

Le canal de dérivation de Donzère-Mondragon a été construit entre 1948 et 1952 et est géré depuis par la Compagnie Nationale du Rhône (CNR). Les digues étudiées ont été érigées en utilisant des millions de tonnes de sédiments alluvionnaires (cailloux, sables et alluvions) extraits du creusement du canal entre les villes de Donzère et Mondragon dans la plaine alluviale du Tricastin (Fig. 2.1).

En 1954, une réserve naturelle couvrant une bande de 28 km de long et de 300 à 850 mètres de large (1500 ha) a été créée le long du canal avec pour objectifs de favoriser les espèces à gibier et améliorer la diversité des habitats pour la faune et la flore (Roux et al., 2007). Entre 1974 et 1981, un complexe nucléaire a été aménagé sur la rive droite du canal de dérivation en amont de la centrale hydroélectrique (Fig. 2.1). Cette zone industrielle de 600 ha, soumise aux contraintes de sécurité les plus strictes en France, jouxte désormais la partie nord de la réserve naturelle (Photo. 2.1).



Photographie 2.1 : Centrale nucléaire située au sein du complexe industriel du Tricastin (Drôme, France). A gauche, les digues de la réserve de Donzère-Mondragon, le long du canal du même nom (Conseil Départemental de la Drôme).

En 2014, nous avons sélectionné trois sites où trois gestions différentes sont appliquées : pâturage bovin (*grazed grassland* : GG), fauchage mécanique (*mown grassland* : MG), absence de fauchage ou pâturage domestique (NG), (Fig. 2.1). Le pâturage a commencé sur tous les sites en 1999, le fauchage

en 2012 et le contrôle n'est pas géré depuis 1954. Avant 1999, aucune gestion conservatoire n'était appliquée sur les différents sites. En conséquence, tous ces sites étaient recouverts par des communautés de plantes herbacées dominées par une poacée (*Brachypodium phoenicoides*) et des arbustes (*Crataegus monogyna*, *Rubus sp.*, etc.) ont également naturellement partiellement colonisé ces zones (Moinardeau et al., 2016).

La prairie pâturée (GG) s'étend sur 130 ha de digues du canal d'amenée, elle est divisée en plusieurs parcs, entourés de clôtures électriques. La gestion de ce site a débuté en 1999 avec un troupeau de vaches Galloway (105 vaches, 30 taureaux et 40 veaux) présents de mi-novembre à mi-juillet (Fig. 2.1) ce qui correspond à une faible charge pastorale de 0,50 UGB (1 UGB = 600 kg/ha/an) en moyenne par parc.

La prairie fauchée (MG) s'étend sur 4 ha situés sur la même digue que GG. Elle a initialement été soumise à la même gestion par pâturage, qui a été remplacé par un fauchage mécanique annuel (août) en 2012. Celui-ci étant considéré plus à même d'assurer une végétation rase exigée par la sécurité (Fig. 2.1). Cette coupe est effectuée tardivement, après la dispersion des graines, afin de limiter l'impact potentiel du fauchage sur la flore (floraison, production de graines) et la faune, essentiellement les insectes. Après coupe, la biomasse herbacée reste en place sur le site.

Le contrôle (NG) occupe une superficie de 1 ha et se situe sur la même digue que GG et MG. Il n'est ni pâturé ni fauché depuis 1954 (Fig. 2.1).

2.2.2. Suivi de la végétation

Un suivi de la végétation herbacée a été réalisé en utilisant des quadrats de 4m² dont la taille a été déterminée par le calcul de l'aire minimale. Pour chaque espèce, l'abondance et le recouvrement ont été mesurés en utilisant les coefficients de Braun-Blanquet (Guinochet, 1973) : 0 = pas d'espèce, + = espèce représentée par un seul individu dans le quadrat, 1 = espèce couvrant moins de 5% de la parcelle, 2 = espèce couvrant entre 5 et 25%, 3 = espèce couvrant entre 26 et 50%, 4 = espèce couvrant entre 51 et 75%, 5 = espèce couvrant plus de 75%. La hauteur de la végétation (cm), le recouvrement de la végétation (%) et le pourcentage du sol nu (%) des quadrats ont également été mesurés. La nomenclature des plantes suit Tison et al. (2014).

La prairie fauchée (MG), une zone de prairie pâturée par du bétail (GG) et le contrôle sans aucune gestion (NG) ont été échantillonnés. Afin de minimiser les biais sur les impacts attendus du pâturage ou du fauchage mécanique, des quadrats permanents (10 par traitement) ont été placés de façon aléatoire à mi-pente de la digue dans des zones herbacées, évitant l'influence des arbres ornementaux

plantés. Les quadrats sont tous distants de plus de 10 m. La zone de contrôle étant réduite, cinq quadrats seulement ont été placés aléatoirement.

La diversité alpha a été estimée à partir de la richesse en espèces moyenne par quadrat et la diversité beta en calculant la distance de Bray-Curtis (Bray and Curtis, 1957) entre les quadrats, pour chaque traitement, et la distance moyenne Bray-Curtis entre les traitements. Les indices de Shannon et l'équitabilité (Pielou, 1969) ont également été calculés. Les inventaires botaniques ont été réalisés en 2014, 2015 et 2016 durant la période de mai-juin, correspondant au pic de végétation. Pendant l'été, la sécheresse empêche le recensement de nombreuses espèces et l'estimation de la couverture végétale.

2.2.3. Analyses de sol

La taille des particules, la teneur en matière organique et la teneur en éléments nutritifs ont été évaluées. Les pourcentages d'argile (<2 µm), de limon (2 -50 µm) et de sable (50 µm - 2000 µm) ont été déterminés selon la méthode de Robinson (Baize, 2000). Les propriétés physico-chimiques du sol (pH eau, Ca, K et P2O5 échangeables) ont été mesurées après séchage et tamisage (maillage 2 mm) selon des méthodes standardisées : ratio pH dans le sol : eau 1:2.5 (Thomas, 1996) ; cations échangeables (CEC) par la méthode de Metson (Metson, 1956) ; et phosphore disponible par la méthode Olsen sans décarbonatation (Olsen, 1954 ; Sparks et al., 1996 ; Ciesielski et al., 1997). La teneur en C organique (Allison, 1965) et le N total (Bremner, 1996) du sol ont été quantifiés par combustion sèche, en utilisant un analyseur élémentaire CHN (ISO 10694).

Pour chaque traitement, cinq échantillons de sol de 200 g ont été extraits avec un carottier sur une profondeur de 0-10 cm au printemps 2014. Des échantillons de sol ont été prélevés au voisinage de chaque paire des 10 quadrats pour les traitements pâturage et fauchage, et au voisinage de chacun des cinq quadrats dans le contrôle sans gestion.

Les analyses ont été effectuées par le laboratoire d'analyse des sols de l'INRA (Institut National de la Recherche Agronomique) à Arras.

2.2.4. Analyses de photographies aériennes

Des photographies multispectrales (Rouge, Vert, Bleu et Proche Infrarouge) ont été prises par survol de la réserve à 1050 m. Une très haute résolution (10 cm) a été choisie pour limiter l'impact de l'hétérogénéité spatiale sur l'évaluation des variations paysagères (Garrigues, 2004). Les photographies aériennes ont été réalisées au cours de la 2^{ème} quinzaine de mai 2014, 2015 et 2016.

Les images ont été orthorectifiées avec des centaines de points de référence de terrain calibrés à l'aide d'un GPS différentiel d'une précision centimétrique. Pour évaluer l'impact de la gestion sur les patches de végétation, l'indice de végétation NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) a été choisi, (Rouse et al., 1973; Tucker, 1979) et calculé par SIG avec le logiciel ArcGis 10.2 (ESRI, 2004). Cet indice traduit la vigueur et la densité de la végétation (Purevdorj et al., 1998) : plus la végétation est dense, plus l'indice est élevé. Le NDVI peut être lié à la biomasse de la végétation (Mafhoud, 2009), particulièrement dans les sites pâturés contenant probablement plus de végétation photosynthétiquement active.

La biomasse herbacée sèche a été mesurée en mai 2016 immédiatement après l'imagerie aérienne. La végétation a été coupée sur 50 quadrats par site (50 x 50 cm), séchée à l'étuve à 50 °C et pesée. Les coordonnées géographiques de tous les quadrats de biomasse ont été mesurées par GPS possédant une précision centimétrique (récepteur Trimble Geographic Positioning System). Les NDVI des quadrats de biomasse ont été extraits par SIG. Pour être des estimateurs efficaces de biomasse, les indices spectraux doivent être capables de différencier la végétation du sol, un indice de végétation a tendance à être modifié par la réflectance du sol (Todd et al., 1998). Dans un second temps, tous les points sur le terrain (coordonnées géographiques des quadrats permanents) ont été référencés grâce à un GPS centimétrique afin de comparer la réalité du terrain (richesse spécifique mesurée par inventaire botanique en quadrats permanents) et le NDVI extrait de données aériennes. Pour étendre nos résultats à l'échelle du site, l'équipartition des valeurs NDVI entre les deux techniques de gestion a été testée. La dynamique de la végétation pouvant être masquée par les conditions climatiques qui prévalaient avant la prise des photographies, les précipitations et la température au printemps des années d'étude ont été prises en compte (Tab. 2.1).

2.2.5. Analyses statistiques

Les différences dans la composition de la végétation entre les traitements ont été analysées grâce à une NMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling) basée sur la similarité de Bray-Curtis (Borcard et al., 2011).

Les caractéristiques du sol ont été classées par une Analyse en Composante Principale (ACP), (Borcard et al., 2011). Les effets des différents traitements sur les paramètres de composition physico-chimiques du sol, taille des particules et composition en éléments ont été comparés par des analyses univariées.

Pour comparer la taille des particules du sol, la composition en nutriments, et les paramètres de végétation des ANOVA ont été utilisées pour des comparaisons multiples lorsque les données suivaient une loi Normale (test de Shapiro-Wilk). Cette première analyse a été suivie d'un test post-hoc de Tukey quand une différence significative était détectée entre les traitements. Quand les données ne suivaient pas une distribution Normale, des tests non-paramétriques de Kruskal-Wallis ont été utilisés pour des comparaisons multiples, suivis par des tests non paramétriques de Mann-Whitney-Wilcoxon, avec une p value ajustée selon la méthode de Benjamini et Hochberg (Benjamini and Hochberg, 1995). Une analyse distincte par année a été effectuée pour séparer les effets à long terme des traitements (10 à 12 ans pour les prairies pâturées et 3 à 5 ans pour les prairies fauchées) des variations interannuelles dues aux changements connus de conditions climatiques en région méditerranéenne (Caldeira et al., 2005). Cette variabilité interannuelle climatique influencera la productivité des plantes et les impacts du pâturage sur la végétation, même si le troupeau de bovins, a conservé le même nombre d'animaux pendant le suivi.

Pour s'assurer que l'indice de végétation NDVI extrait des photographies aériennes de nos quadrats pouvait être un estimateur à l'échelle de l'ensemble du site, des tests de corrélation de rang de Spearman ont été effectués entre les valeurs d'indice de végétation et les valeurs de biomasse mesurée par échantillonnage. Un coefficient de corrélation de Spearman égal à 1 correspond à une corrélation parfaite, près de 0,5 une corrélation forte, entre 0,2 et 0,5 une corrélation médium, un score inférieur à 0,2 signifie qu'il n'y a pas de corrélation entre les deux paramètres. Pour comparer nos données terrain avec les analyses de photographies aériennes, des tests de corrélation de rang de Spearman entre les valeurs d'indice de végétation obtenues par SIG et la richesse en espèces obtenue grâce au suivi de la végétation ont également été réalisés pour chaque quadrat. Ces corrélations sont représentées par des régressions linéaires. L'équipartition des valeurs de NDVI entre les plots pâturés et fauchés ont également été calculés en utilisant la formule de l'équitabilité à l'échelle de chaque site.

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel R version 2.15.3. (R Core team, 2012), en utilisant ces packages natifs pour les analyses univariées et le packages additionnels ade4 (Chessel et al., 2004; Dray and Dufour, 2007) et vegan (Oksanen et al., 2012) pour les analyses multivariées (ACP et NMDS).

2.3. Résultats

2.3.1. Diversité et structure des communautés végétales

Au total, 179 espèces sont comptabilisées (Annexe 3). Les espèces les plus communes sont : *Brachypodium phoenicoides*, *Dactylis glomerata*, *Catapodium rigidum*, *Bituminaria bituminosa* et *Clinopodium nepeta*, rencontrées dans plus de 90 % des 75 quadrats inventoriés durant la période 2014-2016. Jusqu'à 30 espèces sont recensées dans un seul quadrat. Une espèce seulement est protégée au niveau Européen sous une régulation Européenne (CE N° 338/97) : *Himantoglossum robertianum*.

L'analyse NMDS (NMDS stress = 0,13) réalisée sur les données de végétation (25 quadrats x 130 espèces) discriminent trois communautés herbacées différentes (Fig. 2.2). GG est dominée par des espèces annuelles comme *Galium parisiense*, *Alyssum alyssoides*, *Veronica arvensis*, *Vulpia unilateralis*, *Euphorbia segetalis*. MG contient davantage d'espèces pérennes comme *Dactylis glomerata*, *Carlina hispanica*, avec des petites espèces annuelles comme *Euphorbia exigua*, *Lysimachia linum stellatum*, *Valantia muralis*. NG est essentiellement dominé par de hautes espèces pérennes telles que *Brachypodium phoenicoides* et *Eryngium campestre*.

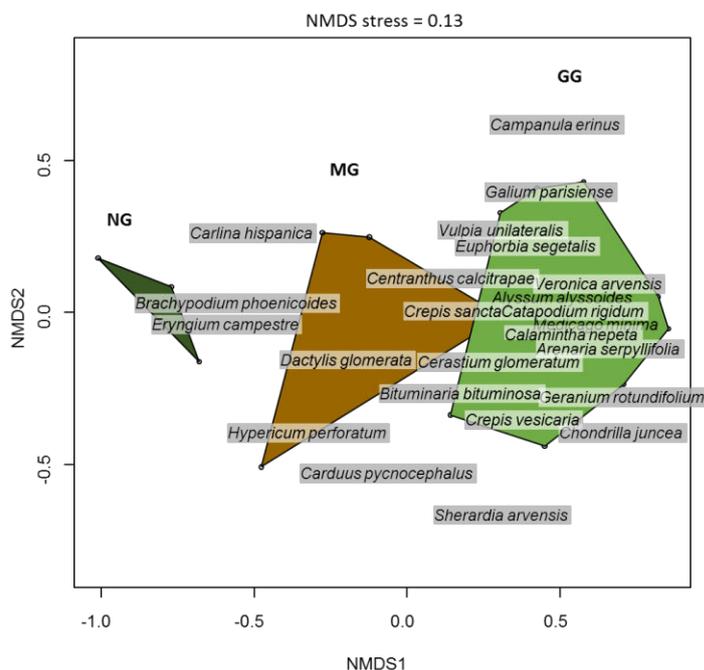


Figure 2.2. Ordination NMDS (NMDS stress = 0,13) basée sur 25 quadrats de relevés de végétation, 10 dans la prairie pâturée (GG), 10 dans la prairie fauchée (MG), 5 dans le contrôle sans gestion (NG) réalisés en mai 2016 sur les digues du canal de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, dans le Sud-Est de la France. Les polygones représentent les traitements, seules les espèces de plantes les plus corrélées aux deux premiers axes sont indiqués.

Certains paramètres ont les mêmes tendances en 2014 et en 2015. La fréquence des espèces annuelle est plus élevée pour MG que pour NG (Fig. 2.3 et Tab. 2.2). La hauteur moyenne de la végétation diffère significativement entre les trois traitements, avec des valeurs plus élevées dans les quadrats NG que dans les quadrats MG et GG (Fig. 2.3 et Tab. 2.2). L'équitabilité est plus faible dans NG que dans les placettes gérées (Fig. 2.3 et Tab. 2.3). Le pâturage montre un impact significatif sur le recouvrement de *B. phoenicoides*, une plante herbacée vivace prédominante (Fig. 2.3 et Tab. 2.2). Le recouvrement végétal est plus élevé dans MG et NG que dans le traitement GG (Fig. 2.3 et Tab. 2.2). En 2014, aucune différence significative n'est mesurée pour la richesse en espèces entre les traitements alors qu'en 2015, la richesse en espèces est plus élevée dans les traitements MG et GG par rapport au témoin NG (Fig. 2.3 et Tab. 2.2).

Entre 2014 et 2016, le pâturage a eu un impact plus important sur le pourcentage de sol nu que le fauchage ou l'absence de gestion, alors qu'aucune différence n'est constatée entre la fauche et l'absence de gestion (Fig. 2.3 et Tab. 2.2).

Une différence significative dans les indices de Bray-Curtis entre les trois traitements de 2014 à 2016 indique une plus grande hétérogénéité de la végétation dans GG que dans le MG et NG. L'indice de Bray-Curtis est également plus élevé pour le MG que pour NG (Fig. 2.3 et Tab. 2.2).

En 2016, l'équitabilité est devenue plus élevée dans GG que dans MG, qui sont supérieurs à NG (Fig. 2.3 et Tab. 2.2). La richesse en espèces est plus élevée dans MG et GG que dans NG (Fig. 2.3 et Tab. 2.2). En 2016, le recouvrement végétal et la hauteur moyenne de la végétation sont significativement plus faibles dans les traitements MG et GG que dans NG (Fig. 2.3 et Tab. 2.2). Aucune différence significative n'est constatée entre GG et MG concernant la fréquence des espèces annuelles (Fig. 2.3 et Tab. 2.2). Il a également été démontré que le pâturage a un impact significatif sur le recouvrement de *B. phoenicoides*, qui est significativement plus basse dans les prairies pâturées que dans MG et NG.

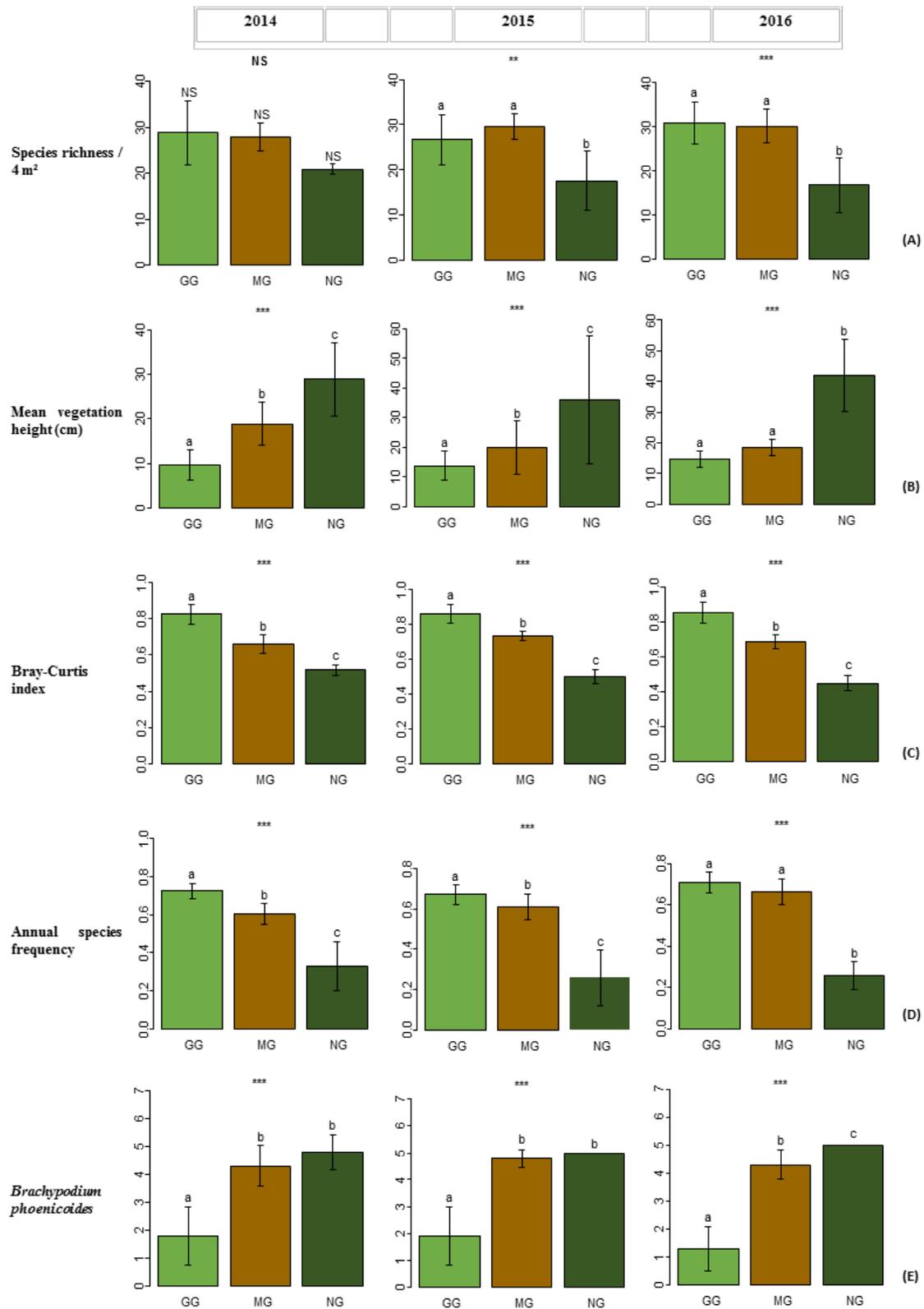


Figure 2.3. Moyennes et erreurs standard de: (A) la richesse en espèces, (B) la hauteur moyenne de la végétation (cm), (C) l'indice de Bray-Curtis, (D) la fréquence en espèces annuelles, (E) *Brachypodium phoenicoides*, en 2014 (gauche), 2015 (milieu) et 2016 (droite) pour le plot pâturé (GG), le plot fauché (MG), et le témoin (NG) sur les digues du canal de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, dans le SE de la France. Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon les tests post-hoc. P value: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$.

Année	Paramètres statistiques (Df = 2)	p value	Prairie pâturée (GG)	Prairie fauchée (MG)	Témoin (NG)
Richesse spécifique (/4m²)					
2014	F = 2,68	NS	28,7 ± 2,96	27,9 ± 1,27	20,8 ± 0,37
2015	F = 7,62	**	26,7 ± 2,35 a	29,7 ± 1,18 a	17,6 ± 2,11 b
2016	F = 12,47	***	30,9 ± 2,02 a	30,2 ± 1,56 a	16,5 ± 2,00 b
Équitabilité					
2014	F = 21,6	***	0,47 ± 0,002 a	0,45 ± 0,003 a	0,43 ± 0,007 b
2015	F = 8,78	**	0,46 ± 0,005 a	0,45 ± 0,004 a	0,43 ± 0,004 b
2016	F = 38,08	***	0,48 ± 0,003 a	0,47 ± 0,003 b	0,46 ± 0,006 c
Indice Bray-Curtis					
2014	F = 41,4	***	0,82 ± 0,02 a	0,66 ± 0,02 b	0,51 ± 0,008 c
2015	F = 74,24	***	0,86 ± 0,02 a	0,73 ± 0,01 b	0,50 ± 0,01 c
2016	F = 66,94	***	0,84 ± 0,02 a	0,76 ± 0,01 b	0,55 ± 0,02 c
Hauteur moyenne de la végétation					
2014	F = 19,7	***	9,7 ± 1,43 a	18,9 ± 2,05 b	28,8 ± 2,63 c
2015	$\chi^2 = 9,04$	**	13,8 ± 1,99 a	19,7 ± 3,75 b	36 ± 6,96 c
2016	F = 59,48	***	14,7 ± 1,09 a	18,5 ± 1,06 a	42 ± 3,74 b
Recouvrement végétal (%)					
2014	$\chi^2 = 18,02$	***	55 ± 6,83 a	94,8 ± 1,92 b	98 ± 2 b
2015	F = 9,23	***	66 ± 5,31 a	84 ± 3,05 b	94 ± 3,67 b
2016	$\chi^2 = 13,04$	***	78,5 ± 3,65 a	85,8 ± 1,06 a	99,6 ± 0,24 b
Abondance <i>Brachypodium phoenicoides</i>					
2014	$\chi^2 = 16,03$	***	1,8 ± 0,44 a	4,3 ± 0,3 b	4,8 ± 0,2 b
2015	$\chi^2 = 19,91$	***	1,9 ± 0,45 a	4,8 ± 0,13 b	5 c
2016	$\chi^2 = 19,52$	***	1,3 ± 0,33 a	4,3 ± 0,21 b	5 c
Sol nu (%)					
2014	$\chi^2 = 8,26$	*	16 ± 4,91 a	2,8 ± 0,78 b	4,2 ± 3,95 b
2015	F = 4,07	*	12,9 ± 2,67 a	7,6 ± 2,85 b	0,6 ± 0,6 b
2016	$\chi^2 = 17,45$	***	4,7 ± 1,82 a	0,1 ± 0,1 b	0 b
Fréquence espèces annuelles					
2014	F = 53,8	***	0,72 ± 0,01 a	0,60 ± 0,02 b	0,32 ± 0,04 c
2015	F = 47,32	***	0,67 ± 0,01 a	0,61 ± 0,02 b	0,25 ± 0,04 c
2016	F = 71,09	***	0,70 ± 0,02 a	0,66 ± 0,02 a	0,25 ± 0,02 b

Tableau 2.2. Résultats des analyses de végétation dans la prairie pâturée par les bovins (GG), la prairie fauchée (MG) et le témoin (NG) sur les digues du canal de Donzère–Mondragon, pour la période 2014-2016. Les valeurs des tests statistiques, la p value, la moyenne des paramètres mesurés par traitement et leur erreur standard sont indiquées. P value: *<0,05,

****<0,01, ***<0,001. Deux valeurs dans la même ligne possédant une lettre différente sont significativement différentes selon les tests post-hocs de Tukey ou Mann–Whitney–Wilcoxon.**

2.3.2. Caractéristiques du sol

L'axe 1 de l'ACP (50,99 %) oppose les sites gérés, MG et GG, au contrôle (NG), (Fig. 2.4). Sur cet axe, GG et MG sont corrélés aux teneurs en sable grossier et matière organique (C Total et N total) supérieures. L'axe 2 (25,60 %) exprime l'hétérogénéité de la teneur en sable grossier dans le sol collecté de GG.

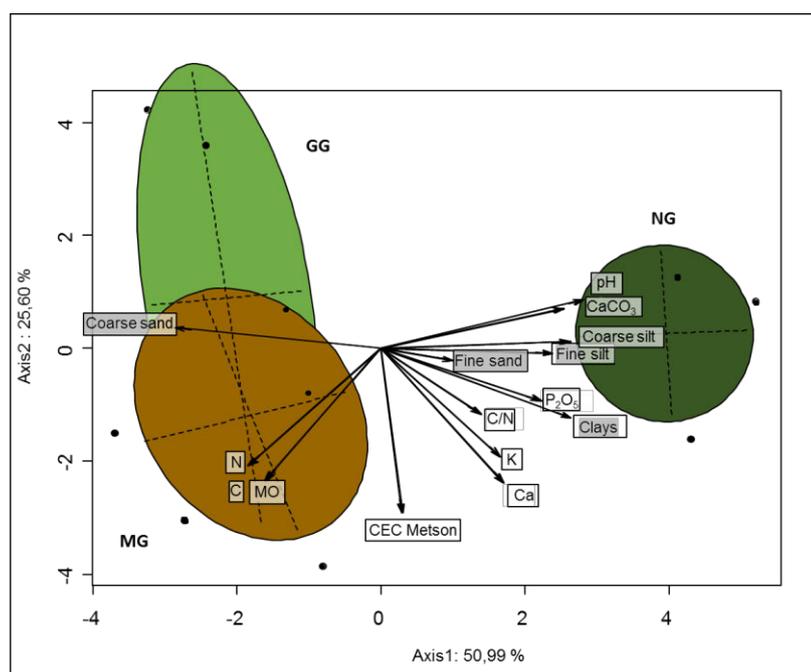


Figure 2.4. Ordination ACP basée sur 15 échantillons de sol analysés dans la prairie pâturée par les bovins en blanc (GG), la prairie fauchée en gris clair (MG), le témoin en gris foncé (NG) dans le sol des digues du canal de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, SE de la France. Les flèches représentent les variables de sol : contenu physico-chimique (K, P₂O₅, CaCO₃, pH, C organique, N total, C/N, CEC Metson) et taille des particules (argile (<0.002 mm), limon fin (0.002–0.02 mm), limon grossier (0.2–2 mm), sable fin (0.05–0.2 mm) et sable grossier (0.2–2 mm)).

Les analyses univariées confirment les tendances observées sur l'ACP. Les échantillons issus des sites gérés (GG et MG) présentent une teneur en argile, CaCO₃ et P₂O₅ plus faible que NG. Le pH est davantage basique dans NG que dans les deux autres traitements. La teneur en sable grossier est significativement plus élevée dans GG et MG que dans NG. Les répliqués de MG possèdent une teneur plus élevée en argile et limon grossier que ceux de GG. Aucune différence significative dans la teneur en argile n'a été détectée entre MG et NG. Les échantillons issus de NG possèdent significativement plus de limon fin et grossier que les deux autres traitements. Aucune différence significative n'a été trouvée pour les autres paramètres du sol entre les trois traitements (Tab. 2.3).

	Paramètres statistiques (Df = 2)	p value	Prairie pâturée (GG)	Prairie fauchée (MG)	Témoin (NG)
Argiles	F = 14,44	***	125,40 ± 15,97 a	178,20 ± 14,98 b	247,40 ± 6,88 b
Limons fins	F = 20,01	***	79,80 ± 5,20 a	126 ± 12,02 a	315,60 ± 46,58 b
Limons grossiers	$\chi^2 = 11,60$	***	45 ± 5,46 a	66,60 ± 5,03 b	190 ± 19,92 c
Sables grossiers	F = 55,14	***	592,40 ± 48,72 a	475,60 ± 34,89 a	72,60 ± 21,32 b
pH	F = 42,01	***	8,04 ± 0,03 a	7,94 ± 0,04 a	8,37 ± 0,02 b
CaCO ₃	F = 12,20	**	228,80 ± 14,27 a	207,40 ± 18,58 a	316 ± 16,27 b
P ₂ O ₅	F = 6,77	*	0,01 ± 0,001 a	0,002 ± 0,03 a	0,03 ± 0,004 b

Tableau 2.3. Résultats des analyses de sol dans la prairie pâturée par les bovins (GG), la prairie fauchée (MG) et le témoin (NG) sur les digues du canal de Donzère–Mondragon dans la basse vallée du Rhône, SE de la France, en 2014. Les valeurs des tests statistiques, la p value, la moyenne des paramètres mesurés par traitement et leur erreur standard sont indiquées. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001. Deux valeurs dans la même ligne possédant une lettre différente sont significativement différentes selon les tests post-hocs de Tukey ou Mann–Whitney–Wilcoxon.

2.3.3. Indices de végétation

Une régression linéaire significative entre les échantillons de biomasse et les valeurs de l'indice NDVI pour les deux traitements a été détectée (Fig. 2.5). Cette corrélation est plus élevée pour MG, (Rho = 0,74, p<0,001) que pour GG (Rho = 0,58, p<0,01) mais la différence statistique est supérieure pour GG.

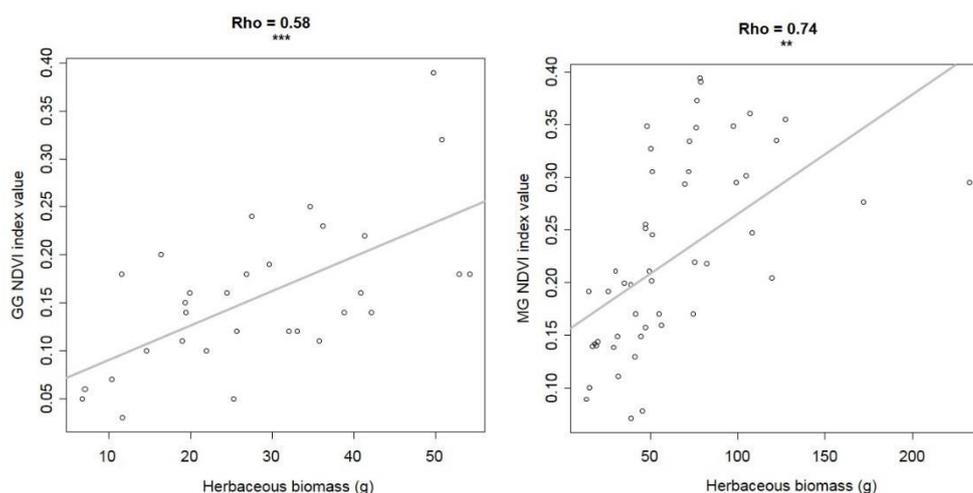


Figure 2.5. Modèles de régression des valeurs de l'indice NDVI de la prairie pâturée (GG), à gauche, et de la prairie fauchée (MG), à droite, en fonction du poids de la biomasse herbacée sèche (g) échantillonnés en 2016, le long du canal de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, SE de la France. Les quadrats de biomasse sont représentés par des points, la droite de régression est en gris. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001.

Les indices NDVI et la richesse spécifique végétale sont significativement corrélés dans GG entre 2014 et 2016 ($p < 0,05$). En 2014, ce coefficient d'une valeur moyenne ($Rho = -0,37$) est plus élevé en 2015 et 2016 ($Rho = -0,5$ et $-0,58$ respectivement, $p < 0,05$). La valeur négative de ce coefficient indique une corrélation négative entre la densité foliaire et la richesse en espèces (Fig. 2.6).

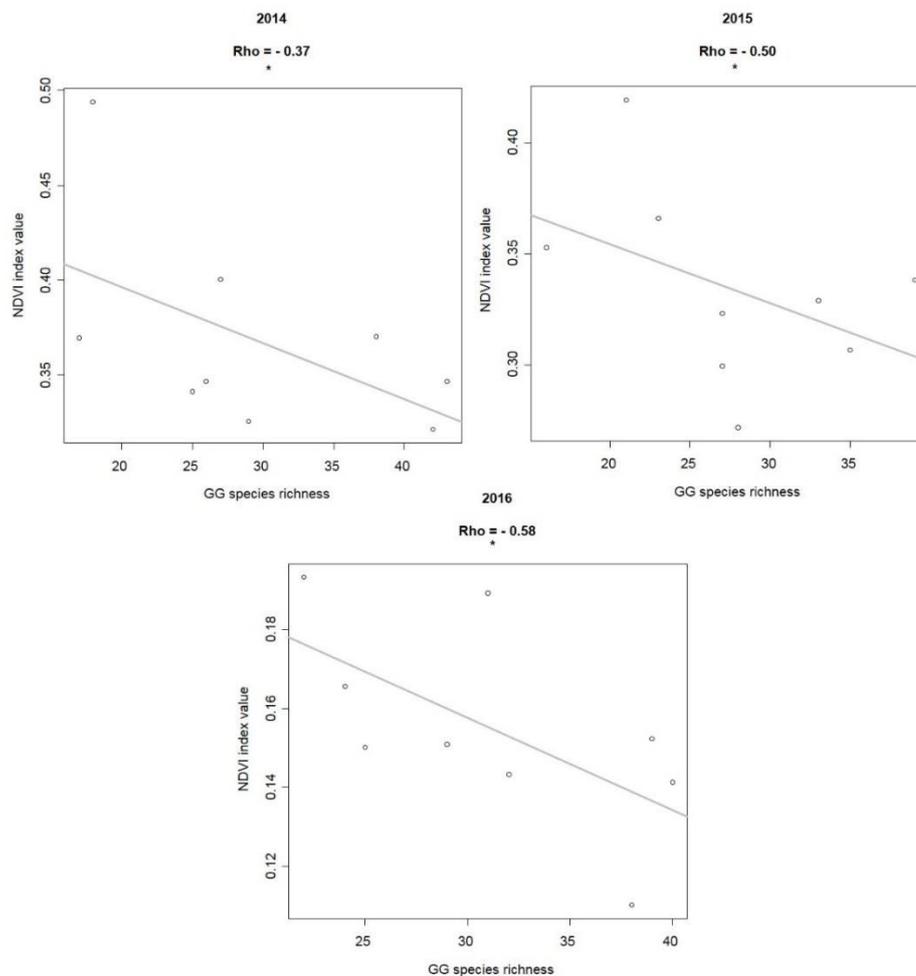


Figure 2.6. Modèles de régression entre les valeurs de l'indice NDVI, pour la prairie pâturée (GG) et la richesse en espèces, le long du canal of Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, SE de la France. Les quadrats de végétation sont représentés par des points (N=10), la droite de régression est en gris. P value: * < 0,05, **<0,01, *<0,001.**

Les différentes valeurs de NDVI pour les traitements GG et MG montrent une plus grande équipartition pour le traitement pâturé ($0,35 \pm 0,01$) que pour le traitement fauché ($0,30 \pm 0,01$), ($t = -3,42$, $df = 3,98$, $p\text{-value} < 0,05$), (Fig. 2.7). Cette tendance est également visible sur les cartes (Annexe 4) représentant les valeurs de NDVI classées en 10 classes pour GG et MG, et pour chaque année de suivi. Les classes 1 à 5 correspondent aux valeurs de NDVI les plus faibles et les classes 6 à 10 aux valeurs les plus fortes.

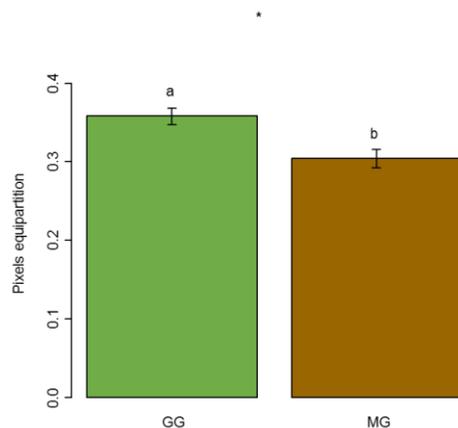


Figure 2.7. Moyenne et erreur standard de la distribution des valeurs de NDVI entre la prairie pâturée (GG) par les bovins et la prairie fauchée (MG) des digues de la réserve de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, SE de la France. L'équipartition a été calculée en utilisant la formule de l'équitabilité. Les histogrammes n'ont pas la même lettre et sont donc significativement différents selon leur traitement (tests post-hoc). P value: * $<0,05$.

2.4. Discussion

2.4.1. Impacts des différents traitements de gestion conservatoire

Sur cette digue artificielle du Rhône, et sur le court terme (après une étude de trois ans), le pâturage à faible densité apparaît comme un moyen plus efficace pour améliorer la diversité des communautés végétales que le fauchage à raison d'une coupe par an ou l'absence de gestion. Le pâturage réduit la couverture végétale et la hauteur ainsi que la capacité compétitive des graminées vivaces (Stephens and Krebs, 1986), ici *B. phoenicoides*. Il augmente la proportion de sol nu, favorisant l'établissement d'espèces peu compétitives, essentiellement des petites espèces annuelles (van de Koppel et al., 1997; Hayes and Holl, 2003). Cependant, les traitements pâturé et fauché ne se discriminent pas selon le nombre total d'espèces présentes (diversité alpha). Seule l'équitabilité est significativement supérieure dans le traitement pâturé en 2016. Ce résultat est conforme aux résultats déjà obtenus dans des études antérieures qui ont également signalé une augmentation de l'équitabilité après le rétablissement du pâturage à faible densité dans des prairies abandonnées ou fauchées avec une structure végétale homogène, en raison de la prédominance d'espèces pérennes (Öckinger and Smith, 2007; Tälle et al., 2016). Certaines espèces annuelles recensées sont rares ou très rares dans le département du Vaucluse (Girerd, 1991), *Alyssum simplex*, *Anisantha lanceolatus*, *Bromus arvensis* ou *Linaria arvensis*, observées principalement dans la prairie pâturée par les bovins mais également présentes dans la prairie fauchée.

Le pâturage des bovins augmente davantage l'hétérogénéité des communautés végétales (diversité beta) que le fauchage, comme le révèlent les indices de Bray-Curtis. Cela peut être le résultat du

piétinement des vaches Galloway : ces lourds herbivores pourraient induire l'érosion des particules les plus fines à la surface du sol (Mulholland and Fullen, 1991). L'absence de pâturage domestique, comme supposé, conduit à une hétérogénéité plus faible des communautés végétales et au développement d'espèces pérennes hautes, en particulier *B. phoenicoides*, qui couvraient au moins 75% du sol sur la période 2014-2016. Aucune différence statistique n'a été trouvée entre la matière organique des trois traitements étudiés. Plusieurs auteurs ont trouvé des teneurs en matière organique plus élevées dans les sols non pâturés, qui peuvent être attribuées à l'accumulation de biomasse et de litière généralement éliminée par les herbivores dans les prairies pâturées (Sigcha et al., 2018) et dans les prairies fauchées lorsque les résidus de fauche sont ramassés. Néanmoins, dans notre cas, du fait que l'herbe coupée est laissée sur place, les niveaux de carbone organique et d'azote total sont comparables à ceux du témoin. Réciproquement, des teneurs en nutriments plus faibles pourraient être trouvées dans le sol des prairies pâturées en raison de l'absence de contribution de la décomposition de la biomasse (Osem et al., 2004).

L'indice de végétation NDVI est un bon estimateur de la biomasse herbacée aérienne pour les deux sites gérés comme démontré précédemment (Jensen and Hardin, 2007; Purkis and Klemas, 2011). Les données de télédétection ne se substituent pas aux enquêtes de terrain, et leur utilisation doit inclure une étape de validation préliminaire (Kennedy et al., 2009; Feng et al., 2010). Néanmoins, nous avons trouvé des corrélations significatives entre les valeurs de l'indice de végétation (NDVI) et la richesse en espèces végétales des quadrats du traitement pâturé. La haute résolution de nos photographies aériennes (10 cm) nous a donc permis de lier clairement les résultats des études de terrain avec les données de télédétection. Les résultats des photographies aériennes et des relevés de végétation montrent la même tendance : plus le couvert végétal est haut et dense, plus la richesse en espèces est faible. Le pâturage conduit également à une meilleure équipartition des valeurs de NDVI que le fauchage, quelle que soit l'année d'étude, à l'échelle du site. Le site fauché possède davantage de valeurs de NDVI dans des classes supérieures, indiquant que la végétation est moins ouverte avec le fauchage qu'avec le pâturage. Ainsi, la généralisation des résultats de l'échelle des quadrats à l'ensemble du site pâturé permet de faire les recommandations suivantes pour la gestion conservatoire.

2.4.2. Implications pour la restauration et la gestion de la végétation des digues

Au cours de la période 2014-2016, la charge pastorale appliquée (faible) a non seulement conduit à une plus grande hétérogénéité structurelle des prairies ouvertes, qu'en l'absence de pâturage

domestique, mais aussi à une richesse en espèces et à une équitabilité plus élevées qu'avec le fauchage. La proportion d'espèces annuelles rares a augmenté après la mise en place du pâturage extensif. Néanmoins, le pâturage bovin de faible densité initié en 1999 et considéré impropre pour des raisons de sécurité, a été remplacé en 2012 par du fauchage au rythme d'une coupe par an. Nos résultats démontrent que le remplacement du pâturage par un fauchage mécanique n'était pas le meilleur choix en termes de conservation de la nature, entraînant une diminution significative de la diversité beta et un contrôle plus faible de *B. phoenicoides*.

Les méthodes traditionnelles de suivi sur le terrain sont difficiles à appliquer à large échelle géographique (Duro et al., 2007). Plusieurs études ont souligné la pertinence des données satellitaires dans les études écologiques (Kerr and Ostrovsky, 2003; Turner et al., 2003) et les avantages de l'utilisation complémentaire de la télédétection, des photographies aériennes et des méthodes traditionnelles pour le suivi de la végétation (Flynn, 2006; De Pinel de La Taule et al., 2012). L'utilisation conjointe de photographies aériennes et de l'indice de végétation par différence normalisée semble particulièrement pertinente pour l'analyse des impacts de la gestion à l'échelle du site (Pettoirelli et al., 2005). Les suivis aériens peuvent en effet être le seul moyen d'évaluer l'impact de la gestion sur la végétation dans les sites difficiles d'accès ou dangereux. Ici, le pâturage bovin s'est avéré être la meilleure option pour la conservation, conduisant aux plus faibles valeurs de NDVI (biomasse inférieure, densité et couverture foliaire inférieures) et donc à une plus grande richesse en espèces.

Notre étude s'ajoute à celles déjà nombreuses démontrant comment le pâturage extensif peut aider à gérer la biodiversité dans des milieux semi-naturels et non agricoles (Bakker, 1989; van Wieren and Bakker, 1998; Carboni et al., 2015). Néanmoins, le succès de la gestion par le pâturage dépend de la pression appliquée et de la période d'application choisie. Cela dépendra également de la façon dont la personne responsable du troupeau applique la gestion prescrite. Celle-ci peut à son tour être affectée par des conditions techniques et socio-économiques défavorables, s'ajoutant à des problèmes purement environnementaux ou agronomiques. Sur la digue de Donzère-Mondragon, le même éleveur est propriétaire du troupeau depuis 1999, dans le cadre d'un contrat pluriannuel lui garantissant un moyen de subsistance durable et durable.

TRANSITION VERS LE CHAPITRE 3

Le **Chapitre 3** porte sur la caractérisation des impacts du pâturage équin sur la végétation, la banque de graines du sol et la valeur fourragère des herbages installés sur un grand remblai au sud de la centrale hydraulique. De par la maîtrise en régie direct du pâturage équin par l'ONCFS, ce site a permis des investigations plus longues (5 années) et plus conséquentes. Une seconde interrogation porte dans ce chapitre sur la relation entre les données terrain et l'imagerie aérienne *via* SIG ou pose de GPS sur les animaux pour mieux prédire l'impact des chevaux sur les différentes variables mesurées (richesse spécifique, biomasse, distribution spatiale des patches de végétation).

L'objectif principal de ce chapitre est de valider au final si le pâturage équin permet la création et le maintien de prairies ouvertes riches en espèces végétales de façon durable tel qu'il a été piloté durant la période d'études.

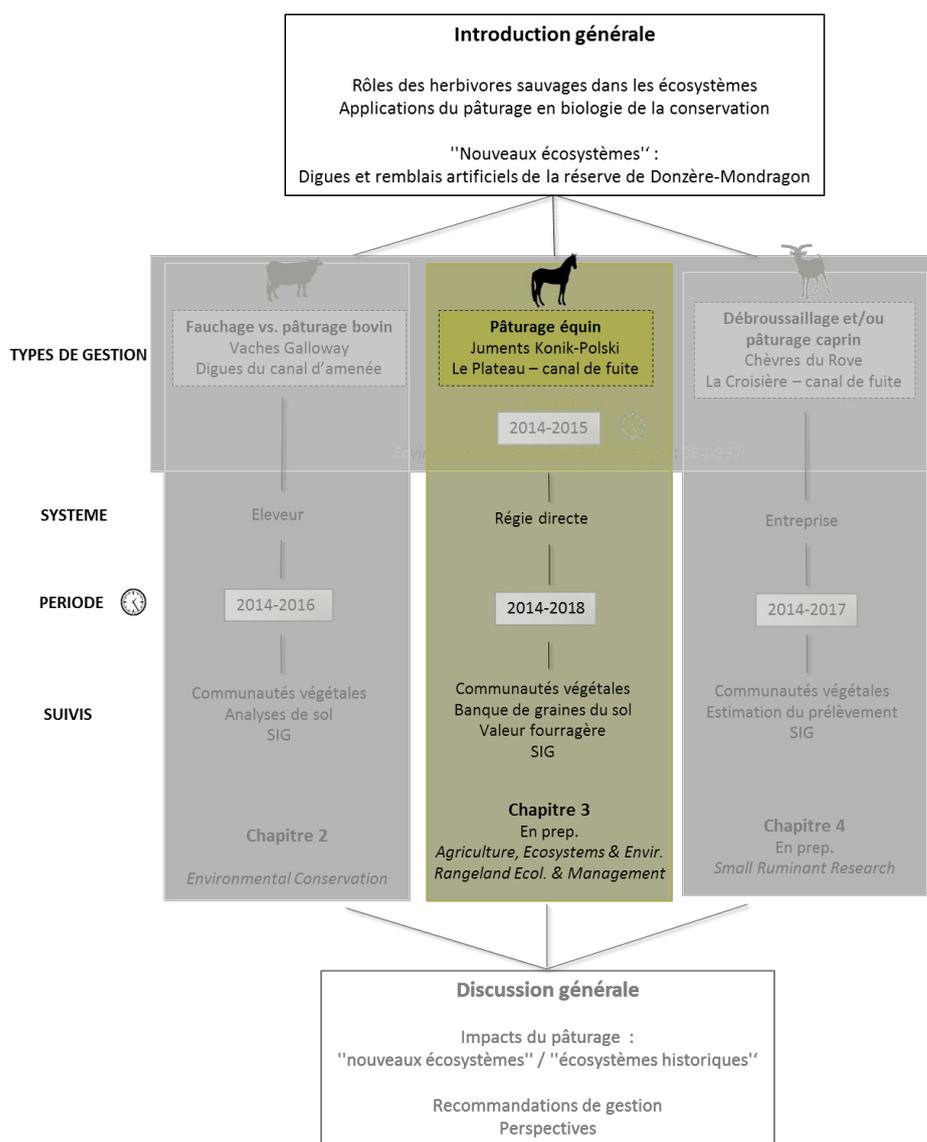


Figure T.3. Localisation du **Chapitre 3** dans l'organisation générale de la thèse



Photographie T.5. Quadrat de relevé de végétation, site du Plateau pâturé par les juments. © J. Chenot



Photographie T.6. Prélèvement de fourrage pour l'analyse de la valeur fourragère du site pâturé par les juments © C. Moinardeau

CHAPITRE 3

Impacts d'un pâturage extensif équin sur la végétation, la banque de graines et la valeur fourragère d'une digue artificielle des bords du Rhône

Extensive horse grazing supports grassland vegetation diversity, seed bank and forage quality on an artificial embankment

Remote sensing and GPS to assess the impacts of equine extensive grazing on vegetation of an artificial dyke along the Rhône (Southeastern France)

En prep. pour *Agriculture, Ecosystems & Environment*

En prep. pour *Rangeland Ecology & Management*

Cannelle Moinardeau, François Mesléard, Hervé Ramone, Thierry Dutoit

Résumé du chapitre

Le pâturage par les troupeaux d'herbivores modifie et organise la structure des communautés végétales et leur répartition dans l'espace. L'action des herbivores sur la végétation diffère selon leur comportement social et leur système de digestion. Le cheval est efficace pour enrichir la diversité végétale et maintenir les milieux ouverts tout en créant une hétérogénéité spatiale permettant la coexistence de faciès ou patches de différents types de végétation herbacée. Sur un remblai artificiel de la réserve de Donzère-Mondragon, un pâturage extensif de chevaux rustiques a été mis en place depuis plusieurs années pour contrôler l'embroussaillage et conserver des espaces ouverts. Les suivis de végétation (par quadrats permanents) réalisés pendant cinq années (2014-2018) montrent ainsi que les chevaux maintiennent les pelouses écorchées et rases riches en espèces annuelles mais aussi, ouvrent les pelouses hautes et fermées par la dominance de *B. phoenicoides*. Les analyses montrent également que les espèces annuelles qui apparaissent sont appétentes et contribuent à augmenter significativement la valeur fourragère de certains faciès du site. Les résultats démontrent que les chevaux ont également un impact sur la banque de graines permanente du sol en augmentant son hétérogénéité et la densité de graines viables sous les faciès les plus pâturés. L'indice de végétation (NDVI) obtenu après l'analyse de photographies aériennes confirme une corrélation entre le NDVI, la biomasse et la richesse en espèces végétales. La mise en place de GPS sur les animaux a ainsi permis de préciser la fréquentation du site par les juments. Celles-ci préfèrent les végétations ouvertes possédant des indices de végétation moyens à élevés témoignant d'une biomasse végétale suffisante pour couvrir leurs besoins. Dans notre cas, le pâturage équin apparaît comme un bon outil de gestion mais la pression de pâturage est cependant restée trop faible pour avoir une action de restauration des pelouses là où la colonisation des ligneux est en cours.

Mots-clés: banque de graines – chevaux Konik-Polski – télédétection – indice de végétation – GPS – valeur fourragère

3.1. Introduction

Les changements, en réponse aux perturbations et aux modifications de conditions environnementales, sont une caractéristique naturelle des écosystèmes (Jackson, 2006; Williams and Jackson, 2007; Willis and Birks, 2006). L'Homme joue désormais un rôle prépondérant dans ces phénomènes, les écosystèmes dégradés devenant de plus en plus répandus à l'échelle mondiale (Ellis et al., 2010). Par ces activités (construction de barrages, création de systèmes urbains, etc...) l'Homme crée de « nouveaux écosystèmes » (Harris et al., 2006, 2006; Murcia et al., 2014; Root and Schneider, 2006) qui n'ont a priori pas de correspondance avec un ou des écosystèmes historiques qui les ont précédés. Ces écosystèmes sont capables de s'auto-organiser et de conduire, à moyen ou long terme, à de nouvelles combinaisons d'espèces prévisibles ou non du fait des changements globaux en cours (climatiques, usages, invasions biologiques), bien que l'absence d'analogues dans les typologies ne permettent pas d'anticiper leurs trajectoires potentielles. Face au développement de ces « nouveaux écosystèmes » dans un contexte changeant, se pose la question de la pertinence des outils de gestion conservatoire classiquement mis en œuvre dans les écosystèmes historiques et de leur capacité à produire les mêmes effets.

L'apparition de ces « nouveaux écosystèmes » questionne les concepts et pratiques en écologie de la conservation et de la restauration développés pour les assemblages existants ou historiques car ils ne prennent ainsi pas en compte les potentialités d'accueil et d'évolution de ces nouveaux sites. Ceux-ci sont encore peu explorés (Seastedt et al., 2008) mais des études voient néanmoins le jour afin de les caractériser d'un point de vue appliqué (Doley et al., 2012; Lindenmayer et al., 2008). Parmi ces « nouveaux écosystèmes », nombreux sont ceux issus du développement des barrages, digues et chenalisation des fleuves en cours en Europe depuis deux siècles (Jensen et al., 2006). La question de la mise en place de gestions adaptées aux contraintes mais aussi à la conservation et voire le cas échéant à la restauration des trajectoires successionales permettant le développement de la biodiversité, fonctions et services écosystémiques associés de ces habitats nouvellement formés le long des vallées fluviales se pose alors. Les méthodes conventionnelles de gestion de la biodiversité des formations végétales herbacées pionnières, tels que le pâturage ou la fauche, peuvent-elles être des outils efficaces pour ces « nouveaux écosystèmes », comme cela a déjà été démontré pour de nombreux écosystèmes semi-naturels (Carboni et al., 2015) ?

Il est acquis que le pâturage à des niveaux de chargement modérés induit généralement une hétérogénéité du milieu favorable à la diversité végétale (McNaughton, 1984). L'ouverture du milieu par la consommation des individus et le piétinement des animaux favorise le développement d'espèces moins compétitives pour la lumière mais adaptées à la teneur en nutriments du sol et favorise ainsi la

coexistence des espèces. Les herbivores domestiques augmentent également la richesse spécifique en introduisant, par endo- et exozoochorie, des propagules de nouvelles espèces végétales (Janzen, 1981). Une trop faible intensité de pâturage conduit à une diminution de la richesse spécifique du couvert par sa faible capacité à contrôler la compétition qui favorise les communautés composées de peu d'espèces et dominées par des graminées pérennes. A l'inverse, un chargement trop élevé entraîne la dominance des espèces (refus) tolérantes à un pâturage répété ou des espèces non appétentes et l'élimination des espèces sensibles au piétinement ou ayant une faible capacité de régénération (Carrère, 2007). Le piétinement peut modifier les conditions de germination (Edwards and Hollis, 1982) par l'enfouissement de la litière, un tassement du sol et consécutivement la diminution de l'aération (Gifford and Hawkins, 1978).

L'impact du pâturage sur les graines contenues dans le sol, ou banque de graines du sol, a été étudié par de multiples auteurs (Thompson and Grime, 1979; Loydi et al., 2012; Saatkamp et al., 2017). Une augmentation de la densité de graines dans le sol a été démontrée dans les prairies pâturées sous certaines conditions et peut être expliquée par trois facteurs: (1) le pâturage ouvre le milieu et permet ainsi aux espèces annuelles à forte production de graines de s'installer ; (2) le piétinement augmente l'enfouissement des graines; (3) les graines passant à travers le tube digestif entrent en dormance et se conservent donc plus longtemps dans le sol (Harper, 1977; Russi et al., 1992). L'abroustissement peut également augmenter la production de graines par végétaux. Il a en effet été démontré que les changements interannuels de taille des banques de graines dépendaient du nombre de graines germées consécutivement du nombre de plantes présentes et du nombre de graines produites par ces plantes (Cohen, 1966). Dans les milieux pâturés, ces changements dépendent également de la quantité de plantes consommées par les animaux (Russi et al., 1992). Le pâturage peut réduire la production de graines des espèces annuelles en affectant l'allocation des ressources végétales nécessaires à la reproduction, en raison de la réduction de la surface photosynthétique et de l'élimination directe des fleurs et des graines (Sternberg et al., 2003). Les banques de graines représentent un élément clé de la persistance des communautés, en particulier lorsque ces dernières sont soumises à des perturbations régulières (Bakker et al., 1996). Elles permettent aux communautés de se stabiliser dans le temps et aux populations de maintenir leur variabilité génétique (Harper, 1977; Grime, 1979; Templeton and Levin, 1979). Les banques de graines représentent une des clés pour appréhender la dynamique des espèces, des populations et des écosystèmes (Silvertown, 1982; Kalisz and McPeck, 1992; Bekker et al., 1998; Cabin et al., 1998). La présence de graines viables d'anciens stades de succession ou de communautés végétales peut refléter un stade antérieur dans l'histoire de la succession de la végétation (Chippindale and Milton, 1934). Cependant, de nombreuses espèces ne

constituent pas de banque de graines permanentes, c'est notamment le cas de la majorité des espèces typiques des pelouses (Thompson and Grime, 1979; Milberg, 1992).

Le pâturage modifie également la compétition entre les plantes de la végétation exprimée et modifie la structure de la végétation. La composition et l'abondance de la végétation déterminent la disponibilité des ressources herbagères, qui varient alors fortement dans le temps et dans l'espace, en fonction des prélèvements à l'origine de boucles de rétroactions (*feedback loop*) positives ou négatives entre les végétations impactées et les types de système de pâturage (Crawley, 1983). Le pâturage extensif favorise l'apparition d'espèces annuelles qui sont souvent de bonnes fourragères (Vulink et al., 2000; Loiseau and Martin-Rosset, 1988; Plantureux et al., 1987) mais un pâturage fort peut aussi favoriser les espèces refusées qui dégradent alors d'autant plus l'intérêt fourrager lorsque leur recouvrement augmente.

Depuis plusieurs décennies, le pâturage équin est largement utilisé, pour la gestion des prairies semi-naturelles (Gilhaus and Hölzel, 2016; Köhler et al., 2016). Une exclusion du pâturage équin entraîne une diminution de la richesse spécifique et de la diversité des espèces peu compétitrices au profit de quelques espèces pérennes, souvent moins appétentes (Crawley, 1983; Amiaud et al., 1996). Le pâturage équin favorise une ouverture importante du milieu, le recyclage de la litière et une structuration de la végétation en mosaïque de strates herbacées plus ou moins rases profitables à des espèces particulières (Martin-Rosset and Loiseau, 1979; Molenat et al., 1980; Prevost and Rossier, 1986; Duncan and D'herbes, 1982). Les chevaux sélectionnent préférentiellement les sites offrant de plus fortes biomasses vertes herbacées (Duncan, 1992). Lorsque la quantité de biomasse diminue, les chevaux reportent leurs choix vers des sites offrant de fortes biomasses consommables, incluant alors les parties mortes des végétaux, et ce particulièrement en hiver. Au fil de la saison de pâturage, l'augmentation de la biomasse herbacée s'accompagne aussi d'un accroissement de la proportion de fibres structurales qui en diminuent sa qualité et influencent le choix alimentaire des animaux. Le processus de maturation des plantes s'accompagne d'une réduction de la concentration en protéines et minéraux en raison de la relation positive entre la proportion de matière végétale verte, la digestibilité et la teneur en protéines et en minéraux (Owen-Smith, 1982). Les chevaux sélectionnent préférentiellement certaines communautés végétales, créant et entretenant des zones herbacées basses et de bonne qualité fourragère, au sein d'une matrice de zones herbacées haute qu'ils évitent, où sont souvent concentrées les déjections appelées latrines et pouvant représenter jusqu'à 30 % de la surface pâturée (Fleurance et al., 2001; Ménard et al., 2002; Odberg and Francis-Smith, 1976; Putman, 1986; Defonseca, 2007). Ils créent ainsi une mosaïque hétérogène de différents faciès de végétation allant de pelouses rases très écorchées dominées par des espèces herbacées annuelles (thérophytes) et bisannuelles (hémicryptophytes) aux pelouses hautes, dominées par des graminées

pérennes et souvent piquetées des premiers arbustes annonçant la fermeture du milieu par des fourrés arbustifs en l'absence de pression pastorale suffisante.

De nombreux facteurs peuvent influencer les patrons spatiaux de prélèvement de biomasse, notamment la disponibilité et la qualité de la végétation (Huntly, 1991; Parsons and Dumont, 2003). Chez les chevaux, cette utilisation particulière de l'espace est interprétée comme une stratégie antiparasitaire, ceux-ci évitant de s'alimenter sur les zones d'herbe haute pour limiter leur ré-infestation par les larves de parasites gastro-intestinaux (Taylor, 1954). Bien que ce phénomène nuise au contrôle homogène de la végétation, il permet également la dispersion des graines et l'apport de nutriments dans le milieu. L'action des herbivores sur la diversité des systèmes prairiaux relative au type d'animal dépend notamment des différences de physiologie digestive, de format, de morphologie buccale et dentaire (Rook et al., 2004). Ainsi, les chevaux sont moins contraints que les ruminants par la qualité des fourrages et ingèrent davantage d'éléments fibreux (Edouard et al., 2008). Leur double rangée d'incisives facilite un pâturage plus ras et sélectif que les bovins, ce qui conduit à accroître l'hétérogénéité structurale de la végétation (Loucougaray et al., 2002). Les chevaux ont une préférence pour les graminées (Fleurance et al., 2011) bien qu'ils consomment également des dicotylédones notamment en hiver (Duncan, 1992). Leur système digestif ne leur permettant pas de ruminer, un temps d'alimentation plus long que chez les ruminants, d'environ 12 à 16 heures par jour est nécessaire (Duncan, 1992; Fleurance et al., 2005). Les chevaux prélèvent ainsi davantage de biomasse par unité de poids que les bovins (Ménard et al., 2002).

De nombreuses études ont examiné les impacts du pastoralisme équin sur les communautés végétales et sa pertinence pour répondre à des objectifs de gestion des sites (Duncan, 1992; Köhler et al., 2016; Fleurance et al., 2007). Cependant, peu concernent le pâturage équin en milieu très artificialisé tels que les « nouveaux écosystèmes » et peu ont été réalisées sur plusieurs compartiments (végétation exprimée, banque de graines) en relation avec la qualité fourragère et l'organisation du pâturage.

Dans cette étude nous avons testé, les impacts d'un régime de pâturage extensif équin (Konik-Polski) durant cinq années (2014-2018) sur la végétation herbacée (potentielle et exprimée) ainsi que la valeur fourragère de l'offre alimentaire d'un remblai artificiel le long d'un canal de dérivation situé dans la basse vallée du fleuve Rhône. Dans ce cadre, la pose de GPS sur les animaux et l'analyse d'images ont été utilisés.

Nous nous sommes plus particulièrement posés les questions suivantes :

- Le pâturage extensif équin augmente-t-il la richesse en espèces, l'équitabilité et l'hétérogénéité de la végétation herbacée des digues ainsi que leurs banques de graines permanentes ?
- La qualité fourragère de la végétation est-elle modifiée par le pâturage équin ?
- Les résultats obtenus sont-ils fortement liés à l'organisation du système de pâturage à l'échelle de notre site ?

3.2. Matériel & méthodes

3.2.1. Site d'étude

Le climat du site localisé sur la commune de Bollène (Vaucluse, France) est de type méditerranéen, avec une température annuelle moyenne de 15°C et des précipitations moyennes annuelles entre 500 et 700 mm. Le site est constitué des digues et remblais artificiels du barrage et de l'usine hydro-électrique de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône (Fig. 3.1). Construit entre 1948 et 1952 et géré jusque maintenant par la Compagnie Nationale du Rhône (CNR), le canal de Donzère-Mondragon transporte une partie des eaux du Rhône nécessaires à l'usine hydro-électrique entre les villes de Donzère et Mondragon dans la plaine alluviale du Tricastin (Fig. 3.1). Les digues et remblais ont été construits avec les millions de tonnes de sédiments alluviaux (pierres, sables, limons) extraits du creusement du canal, des arbres y ont été plantés pour des raisons ornementales. En février 1954, une réserve de chasse et de faune sauvage de 1454 ha a été créée le long d'une bande de 28 km et de 300 à 850 m de largeur et est gérée depuis par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage. L'objectif est alors d'augmenter les espèces gibiers ainsi que la diversité des habitats pour la flore et la faune (Roux et al., 2007).

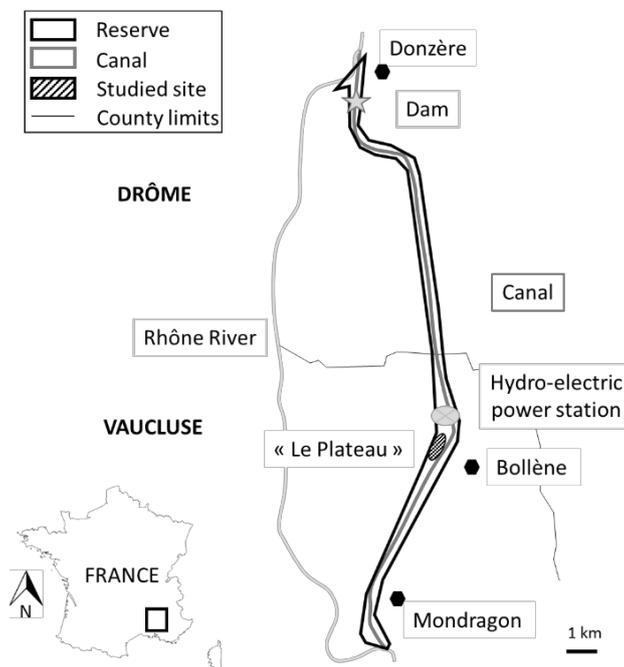


Figure 3.1. Localisation du site d'étude de Donzère-Mondragon dans le Sud-Est de la France et dans la basse vallée du Rhône. Localisation du site d'étude (en pointillés), limites de la réserve (linéaire noir), usine hydro-électrique (point gris clair), canal (linéaire gris foncé), le Rhône (linéaire gris clair). « Le Plateau » est le nom local attribué au remblai où ont été introduites les juments en 2008.

Au cours des années de suivi, la température moyenne sur le site d'étude a été d'environ 15°C, sans différence majeure entre les années. L'année 2017 a été la plus sèche avec une pluviométrie de moins de 300 mm au total. L'année 2014 a par contre été la plus pluvieuse avec une pluviométrie de 815 mm (Tab. 3.1).

Année de suivi	Température moyenne (°C)	Pluviométrie totale (mm)
2014	15,01	814,8
2015	14,79	770,7
2016	15,05	546,4
2017	15,15	299,2
2018 (1^{er} semestre)	12,75	525,6

Tableau 3.1. Données météorologiques du site d'étude durant la période de suivi. Emplacement de la station : Latitude 44.133, Longitude 4.833, Hauteur 55m. Données : www.freemeteo.fr

Un remblai d'une surface d'une trentaine d'hectares créé par l'accumulation de 50 millions de tonnes de sédiments issus de la construction de l'usine et du creusement du canal, et situé à 900 m au Sud de l'usine hydro-électrique le long du canal de fuite a été choisi comme site d'étude en 2014 (coord. 44°17'52.38''N 4°44'16.23''E, Fig. 3.1). En 2008, un groupe de chevaux Konik-Polski (4 juments) y a été introduit pour contrôler la colonisation naturelle des arbustes et maintenir ouvertes les pelouses existantes. Leur domestication les rend facile à manipuler et leur rusticité (sabots très solides, pas besoin de ferrage, résistance aux éléments et maladies et capacité à se maintenir en pleine nature) sont des arguments en faveur de leur utilisation largement répandue dans les réserves naturelles. Ces chevaux pâturent sur le site toute l'année, (Introduction Générale pour les modalités détaillées).

3.2.2. Relevés de végétation

Les relevés ont été réalisés en utilisant des quadrats permanents dont les dimensions ont été déterminées à partir du calcul de l'aire minimale des communautés végétales herbacées (Guinochet, 1973) : 4 m² (2 x 2 m). Pour chaque espèce végétale a été estimé un recouvrement par classe comme suit : classe 1 = espèce couvrant moins de 5% du quadrat, classe 2 = espèce couvrant entre 5 et 25 %, classe 3 = espèce couvrant entre 26 et 50 %, classe 4 = espèce couvrant entre en 51 et 75 %, classe 5 = espèce couvrant plus de 75 %, et classe + = espèce ne présentant qu'un seul individu dans le quadrat. Le recouvrement de la végétation (%), le recouvrement de litière (%), le sol nu (%), et la présence de galets (%) ont également été estimés entre les années 2014 à 2018. La période de mai-juin permettant d'identifier la majorité des plantes, elle a été retenue pour réaliser les relevés. Durant la période

estivale, il n'est plus possible d'identifier la majorité des espèces qui sont alors desséchées à cette période en région méditerranéenne.

Cinq quadrats ont été distribués aléatoirement et préalablement au retour des animaux en 2014 (à la fin d'une phase d'absence des troupeaux pour raison sanitaire) dans des faciès de végétation identifiés précédemment par photographie aérienne et sur le terrain afin de bien refléter l'hétérogénéité des situations rencontrées : (1) pelouses écorchées caractérisées par la présence de sol nu correspondant à d'anciens dépôts de limons et argiles ; (2) pelouses ouvertes couvertes entièrement de végétation herbacée de 10-20 cm de hauteur ; (3) pelouses hautes dominées en majorité par *B. phoenicoides* de 20-30 cm de hauteur ; (4) pelouses piquetées de ligneux ; (5) fourrés arbustifs denses et (6) des pelouses hautes non pâturées localisées en dehors du parc pâturé depuis 2008 et pouvant alors être considérées comme témoin durant toute la période d'expérimentation (Planche photo. 3.1, Annexes 5 et 6).

En raison de l'absence de résultats probants entre 2014 et 2015 due à une pression de pâturage trop faible (Moinardeau et al., 2016), trois enclos ont été mis en place contraignant plus fortement le troupeau (Introduction Générale pour les modalités détaillées). Le protocole de relevés botaniques a par conséquent été complété. Ainsi, de 2016 à 2018, pour chaque parc, 15 relevés ont été réalisés spécifiquement dans les trois faciès de végétation herbacée préalablement identifiés (cinq dans les pelouses écorchées, cinq dans les pelouses ouvertes et cinq dans les pelouses fermées), (Annexes 5 et 6). Les deux autres faciès (pelouses piquetées de ligneux et fourrés arbustifs denses) n'ont pas été pris en considération suite à l'absence d'impacts du pâturage des équins entre 2014 et 2015 (Moinardeau et al., 2016).

Les paramètres calculés sont : la diversité alpha (richesse en espèces, nombre moyen d'espèces) et la diversité beta avec la distance de Bray-Curtis. La moyenne de la distance de Bray-Curtis entre les quadrats de chaque traitement a été calculée, les valeurs variant de 0 à 1, 0 signifiant une similarité totale entre les traitements. La nomenclature des plantes vasculaires suit celle de Tison et al. (2014).



Planche photographique 3.1. Les six faciès de végétation étudiés sur le site du Plateau pâturé par les juments Konik-Polski sur la réserve de Donzère-Mondragon. De gauche à droite, de bas en haut : pelouses écorchées avec présence de sol nu, pelouses ouvertes couvertes entièrement de la végétation herbacée de 10-20 cm de hauteur, pelouses fermées denses et hautes (20-30 cm) dominées par le brachypode de Phénicie, pelouses piquetées de végétation ligneuse, fourrés arbustifs, témoins non pâturés dominés par le brachypode de Phénicie.

3.2.3. Banque de graines du sol

La banque de graines du sol a été estimée à partir des germinations observées (ter Heerdt et al., 1996). Elle a été échantillonnée (Thompson et al., 1997) au cours l'hiver 2016-2017. Les sols ont été prélevés sur les trois types de pelouses du parc de 7 ha, celui-ci n'ayant pas été pâturé par les chevaux depuis mars 2016, permettant alors de maximiser la production des graines durant les périodes printanières et estivales de 2016. Compte tenu de la répartition potentiellement hétérogène de la distribution des graines dans le sol, dix échantillons de sol répartis au hasard dans chaque faciès de végétation considéré ont été prélevés : pelouses écorchées, pelouses ouvertes, pelouses fermées et témoins non pâturés. Au total, 40 échantillons ont donc été prélevés (N = 10 x 4 faciès prélevés).

Pour chaque échantillon, un dm³ de sol a été prélevé sur un quadrat de 25x25 cm, d'une profondeur de 15 cm et conditionné dans un sac plastique. Chaque échantillon a été mis en flottaison dans l'eau pendant 30 minutes, lavé puis concentré lors d'un tamisage sous colonne d'eau entre des tamis de 2-4 mm et 200 µm pour réduire le volume et les teneurs en argiles. Les graines ont été légèrement frottées (scarification) afin de supprimer d'éventuelles dormances tégumentaires. Le sol concentré a ensuite été étalé en une très fine couche (<0,5 cm) dans des terrines de semis garnies d'une couche de 2 cm de vermiculite couplée à du compost (30%), surmontée d'une compresse médicale stérile de 2 microns pour éviter l'enfoncement des graines dans la vermiculite et humidifiée afin de pouvoir récupérer les échantillons. Les terrines ont été placées sous serre dans des conditions constantes (température et humidité) et arrosées régulièrement. Les germinations ont été identifiées à l'aide de flores (Tison et al., 2014; Mamarot, 2002; Muller, 1978) et recensées chaque semaine puis retirées afin d'éviter des compétitions entre plantules. Les plantules non identifiées ont été mises en culture dans des pots individuels pour une identification ultérieure. Après quatre mois de culture en serre, les échantillons ont été micro-labourés cette action favorisant de nouvelles germinations (Thompson and Grime, 1979). Le suivi a été arrêté après une période de six mois quand plus aucune germination ne s'exprimait.

3.2.4. Valeur fourragère du site

L'échantillonnage a été effectué de manière saisonnière de l'automne 2016 à l'été 2017 sur une année et a consisté à récolter une poignée de biomasse fraîche, répliqué cinq fois par saison, pour chaque faciès de végétation identifié et préalablement utilisé pour le suivi botanique (pelouses écorchées, ouvertes, fermées, témoins, pelouses piquetées de ligneux, fourrés arbustifs). Trente échantillons ont ainsi été prélevés par saison (au total : 120 = 30 x 4 saisons). Pour les fourrés arbustifs, seules les feuilles ont été collectées car les chevaux se nourrissent essentiellement de celles-ci en contexte de pâturage

extensif. De plus, dans notre cas, aucun écorçage n'a été constaté (Moinardeau obs. pers.). Les plantes ont été coupées aux ciseaux à 3 cm de hauteur pour éviter une contamination minérale par le sol et placées dans des sacs en papiers. Le jour de la collecte, les échantillons sont immédiatement apportés dans un laboratoire d'analyses spécialisé (Laboratoire Teyssier) conformes aux normes (AFNOR Paris, 1985) établies par l'INRA (Jarrige, 1988).

Une évaluation globale de la qualité du fourrage peut être effectuée en considérant trois constituants que sont l'énergie, les protéines et les minéraux (van Soest, 1994) mais aussi la disponibilité de ces nutriments pour l'organisme ou encore la digestibilité (Baumont et al., 1999). Le taux de matière sèche est obtenu en plaçant l'échantillon dans une étuve à 103 °C pendant 4 h. La matière sèche d'un fourrage contient deux parties distinctes : une partie minérale obtenue par calcination de l'échantillon dans un four à 550 °C pendant 6 h et une partie organique. Dans la partie organique, se distinguent les composés non azotés (énergie) et les composés azotés (protéines). La cellulose brute est obtenue grâce à la méthode de WEENDE (Henneberg and Stohmann, 1864). Le principe consiste à doser les résidus cellulosiques obtenus après une double hydrolyse acide et alcaline puis une déshydratation en mimant la digestion à l'aide d'un Dosi-fiber. Cette valeur détermine la digestibilité du fourrage (la quantité d'aliment qui disparaît dans le tube digestif). La digestibilité de la matière organique (dMO), est calculée par des équations de régression, plus elle est élevée, moins le fourrage est digestible. Les matières azotées totales, appelées protéines brutes, sont obtenues grâce à la méthode de Kjeldhal (Kjeldahl, 1883). Les minéraux sont dosés à l'aide d'un spectrophotomètre, puis l'Unité Fourragère Cheval est calculée en conséquence suivant des équations standards (Jarrige et al., 1995).

3.2.5. Analyse des images aériennes

Des photographies multispectrales (Rouge, Vert, Bleu et Proche Infrarouge) ont été prises par survol de la réserve à 1050 m d'altitude au cours de la 2^{ème} quinzaine de mai 2014, 2015, 2016 et 2017. Elles ont été orthorectifiées à l'aide de points de référence de terrain calibrés à l'aide d'un GPS différentiel précis au centimètre par une entreprise spécialisée. Une très haute résolution (10 cm) a été choisie pour augmenter la correspondance avec le suivi de la végétation sur le site et réduire également les différences écologiques annuelles entre les communautés végétales (Singh, 1989; Mouat et al., 1993; Chuvieco, 1998). Les images ont été analysées par Système d'Information Géographique (SIG) avec le logiciel ArcGis 10.2 (ESRI, 2004). L'indice de végétation NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) a été choisi pour évaluer l'impact de la gestion sur la végétation (Rouse et al., 1973; Tucker, 1979). Le

NDVI est un indice basé sur les propriétés de réflectance de la végétation dans le spectre visible et dans l'infrarouge (Gausman, 1985). Ces longueurs d'onde révèlent des informations spécifiques sur la végétation (Knipling, 1970; Jackson, 1983; Jackson and Huete, 1991) et sont donc largement utilisées dans les études écologiques (Muratet et al., 2013). Cet indice révèle la vigueur et la densité de la végétation (Purevdorj et al., 1998): il indique l'activité photosynthétique des plantes fourragères où une plante verte en croissance (activité photosynthétique élevée) possède une valeur élevée (plus proche de 1), tandis qu'une valeur faible proche de 0 met en évidence une plante faiblement photosynthétique et sénescente (Handcock et al., 2009). Les indices spectraux sensibles au contraste entre la réflectance rouge et infrarouge, comme le NDVI, sont sensibles aux variations de biomasse aérienne (Todd et al., 1998), particulièrement dans les sites pâturés contenant plus de végétation photosynthétiquement active (Mafhoud, 2009). Pour être des estimateurs pertinents de la biomasse, ou de l'action photosynthétique des plantes, les indices spectraux doivent pouvoir différencier la réflectance de la végétation de celle du sol (Todd et al., 1998).

Les biomasses aériennes herbacées sèches ont été mesurées en mai 2017 immédiatement après la prise de photographie aérienne. La végétation a été coupée dans 50 quadrats tirés aléatoirement (50 x 50 cm), séchée à l'étuve à 50 °C et pesée. Les coordonnées géographiques de tous les quadrats de biomasse ont été mesurées avec un GPS précis au centimètre (récepteur Trimble Geographic Positioning System) et les NDVI de ces mêmes quadrats ont été extraits avec ArcGis 10.2. Les valeurs de NDVI pour chaque quadrat de relevés de végétation ont également été extraites par SIG chaque année de relevé.

3.2.6. Utilisation de l'espace par les équins

Dans le but d'affiner les connaissances sur l'utilisation de l'espace par les juments dans les différents parcs du site, des données de télémétrie ont été collectées en 2017 à l'aide d'un GPS (Global Positioning System) Data Logger (CatTrack™) fixé sur le cou de la jument dominante de chaque troupeau à l'aide d'un licol (le comportement grégaire des chevaux permet de limiter la pose d'un GPS à la jument dominante, Duncan, 1992). L'étude du comportement par observation directe n'a pas été choisie car nous ne disposons pas des moyens humains nécessaires (Köhler et al., 2016). De plus, 70 à 80 % de l'activité journalière du cheval est consacrée au pâturage, au déplacement et au repos (Köhler et al., 2016). Les points GPS débarrassés des éventuelles données parasites ont été importés dans le logiciel ArcGis 10.2 (ESRI, 2004). Une estimation de la densité par la méthode non-paramétrique de Kernel a été effectuée grâce au logiciel ArcGis (ESRI, 2004) permettant d'observer des différences de comportements dans le temps et l'espace du troupeau. La densité de Kernel calcule une densité à partir des points GPS préalablement importés dans le logiciel et de leur voisinage (interpolation) et

permet d'obtenir une carte de chaleur (*heatmap*, représentation graphique de données statistiques, ici la densité des juments calculée à partir des points GPS) représentant les différentes localisations des chevaux pour chacun des parcs étudiés. Des cartes ont ensuite été effectuées en fonction du rythme circadien (jour/nuit). La proportion en végétation ligneuse a été représentée manuellement par des polygones sur les cartes par photo-interprétation au 1:1000. Cette analyse réalisée en complément de la télédétection (biomasse, NDVI) permet de préciser les variations observées. Ces deux méthodes complémentaires sont régulièrement utilisées en agriculture de précision pour caractériser la disponibilité fourragère (Roberts, 2014) et ont donc été croisées dans notre étude.

3.2.7. Analyses statistiques

3.2.7.1. Relevés de végétation

Afin de visualiser les changements dans la composition et la distribution de la végétation, ainsi que les espèces les plus corrélées à chaque traitement, les caractéristiques concernant la composition et l'abondance en espèces végétales ont été ordonnées en utilisant des NMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling) basés sur l'indice de similarité de Bray-Curtis (Borcard et al., 2011).

Pour comparer la hauteur de la végétation entre les faciès, la végétation, la litière et la présence de sol nu, la richesse en espèces et la distance de Bray-Curtis, des tests ANOVA ont été utilisés pour les comparaisons multiples lorsque les données suivaient une loi normale (tests de Shapiro-Wilk ou Lilliefors). Lorsqu'une différence significative a été détectée entre les traitements, cette première analyse était suivie par un test post-hoc de Tukey. Lorsque les données ne suivaient pas une distribution normale, un test non-paramétrique de Kruskal-Wallis a été utilisé, suivi par un test non-paramétrique de Mann-Whitney-Wilcoxon dans lequel la valeur de p a été ajustée (Benjamini and Hochberg, 1995) pour une comparaison deux à deux.

3.2.7.2. Banque de graines du sol

Le nombre total d'espèces et de graines germées a été dénombré pour chaque terrine et les nombres moyens d'espèces par terrine, de graines par espèce et de graines par terrine calculés. Pour chaque faciès de végétation, la terrine la plus éloignée en termes de nombres d'individus et richesse en espèces n'a pas été prise en compte pour les analyses statistiques (N=36). Une NMDS (Non Metric Multidimensional Scaling) a été réalisée afin de distinguer les faciès étudiés et caractériser les espèces végétales dans ces faciès. Différents descripteurs des communautés végétales ont été comparés (richesse en espèces, densité des graines germées, indice d'Équitabilité et de Bray-Curtis) entre les

différents faciès de végétation présents sur le site, au niveau des communautés végétales dans un premier temps, puis au niveau de certaines espèces cibles de l'organisation des communautés végétales (espèces dominantes). Des analyses univariées ont été effectuées pour chacun des descripteurs cités précédemment. Lorsque la distribution des données était Normale (test de Shapiro-Wilk), une ANOVA a été réalisée et suivi d'un test post-hoc de Tukey lorsqu'une différence était détectée. Dans le cas contraire un test de Kruskal-Wallis a été appliqué suivi d'un test de Wilcoxon-Mann-Whitney dans lequel la valeur de p était ajustée selon la méthode de Benjamini-Hochberg. La similitude entre la composition en espèces de la banque de graines et celle de la végétation a été calculée en utilisant l'indice de Sørensen (Mueller-Dombois and Ellenberg, 1974).

3.2.7.3. Valeur fourragère du site

Afin de tester l'effet du pâturage et de sa saisonnalité sur les qualités fourragères, différents descripteurs de fourrages (éléments minéraux et la valeur nutritive) ont été comparés entre saisons étudiées. Toutes les analyses statistiques ont été effectuées sur les résultats obtenus pour la matière sèche. Une Analyse multivariée en Composante Principale (ACP) a été réalisée pour représenter les éléments minéraux majeurs (magnésium, calcium, potassium, phosphore), la cellulose, les protéines et les différents faciès étudiés pour chaque saison. Des analyses univariées ont ensuite été effectuées pour chacun des éléments par saison afin de mesurer les différences entre faciès de végétation puis pour chaque faciès de végétation afin de mesurer les différences entre saisons. Pour comparer ces données, un test de Normalité de Shapiro-Wilks a été réalisé. Lorsque la répartition des données suivait une loi Normale, une ANOVA a été réalisée, suivi d'un test post-hoc de Tukey quand une différence était détectée. Dans le cas contraire un test de Kruskal-Wallis suivi d'un test de Wilcoxon-Mann-Whitney dans lequel la valeur de p était ajustée selon la méthode de Benjamini-Hochberg était réalisé. Enfin, des tests de corrélation ont été effectués avec les données issues des relevés botaniques du printemps 2017.

3.2.7.4. Analyses images aériennes

Pour s'assurer que l'indice de végétation NDVI extrait des photographies aériennes de nos quadrats pouvait être utilisé comme indicateur de l'impact du pâturage sur la densité de végétation à l'échelle de tout le site, des tests de corrélation de rang de Spearman ont été effectués entre les valeurs d'indice de végétation et les valeurs du poids de la biomasse mesurée par échantillonnage. Un coefficient de

corrélation de Spearman égal à 1 correspond à une corrélation parfaite, près de 0,5 une corrélation forte, entre 0,2 et 0,5 une corrélation médium, un score inférieur à 0,2 signifie qu'il n'y a pas de corrélation entre les deux paramètres. Pour comparer nos données terrain avec les analyses de photographies aériennes, des tests de corrélation de rang de Spearman entre les valeurs d'indice de végétation obtenues par SIG et la richesse en espèces obtenue grâce au suivi de la végétation ont été réalisés pour chaque quadrat. Ces corrélations sont représentées par des graphiques de régression linéaire.

3.2.7.5. Utilisation de l'espace par les équins

Une analyse statistique a été effectuée pour comparer la différence de densité des juments entre les milieux ouverts et fermés du site. Pour ce faire, la densité de Kernel a été extraite à partir des points par le logiciel ArcGis (ESRI, 2004). Les densités moyennes de chaque type de végétation ont à la suite été comparées par un test de Wilcoxon (logiciel R), les données ne suivant pas une loi Normale (test de Lilliefors). Une corrélation est également testée entre la localisation des juments entre les parcs et l'indice de végétation (NDVI) calculé pour ce site. Le NDVI a été divisé en 10 catégories pour obtenir une précision suffisante, puis le nombre de points GPS enregistrés a été quantifié par catégorie de NDVI et représenté sous la forme de graphique en secteurs grâce au logiciel Excel.

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel R 3.2.2 (R Core team, 2012) en utilisant ses packages natifs pour les analyses univariées ainsi que les packages additionnels ade4 et nortest (Chessel et al., 2004; Dray and Dufour, 2007) pour les analyses multivariées.

3.3. Résultats

3.3.1. Relevés de végétation

L'analyse NMDS (stress NMDS = 0,17, Fig. 3.2A) réalisée sur la végétation inventoriée en 2018 après cinq années de pâturage du site par les équins (30 quadrats x 141 espèces) montre un net gradient entre les différents faciès identifiés sur l'axe 1. Les pelouses les plus pâturées (écorchées et ouvertes) ne se discriminent pas par leur composition en espèces, car elles sont toutes deux dominées par des espèces annuelles (*Lysimachia arvensis*, *Filago germanica*, *Crepis sancta*, *Galium parisiense*, etc.). Elles se distinguent en revanche nettement des pelouses fermées encore présentes dans les enclos et celles de la zone témoin qui possèdent un pool d'espèces commun avec une dominance d'espèces de graminées pérennes (*Brachypodium phoenicoides*, *Dactylis glomerata*) et de refus de pâturage (*Eryngium campestre*). Les pelouses piquetées de ligneux ne possèdent pas d'espèces strictement corrélées mais partagent logiquement des espèces avec les pelouses fermées (*Geranium dissectum*, *Blackstonia perfoliata*, *Vicia sativa*, etc.). Les fourrés arbustifs sont essentiellement caractérisés par la dominance d'espèces ligneuses caduques ou semi-persistantes (*Rosa canina*, *Cornus sanguinea*, *Rubus ulmifolius*, *Crataegus monogyna*).

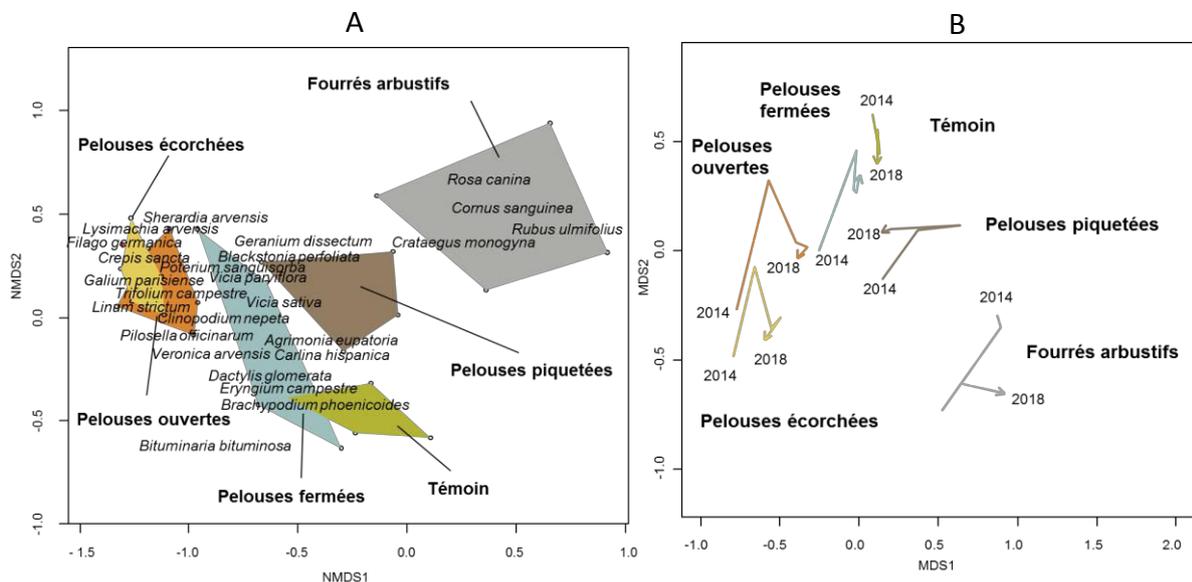


Figure 3.2. Ordination NMDS (NMDS stress = 0,17) basée sur les relevés de végétation (30 quadrats x 141 espèces) effectués dans différents faciès de végétation du site du Plateau pâturé par les juments au niveau du canal de fuite de la réserve de Donzère-Mondragon. La figure A représente les échantillons 2018 groupés par traitements (polygones): pelouse écorchée avec sol nu, pelouse ouverte, pelouse fermée, pelouse fermée piquetée de ligneux, fourrés arbustifs et témoin non pâturé. Pour simplifier, seules les espèces les plus corrélées aux deux premiers axes sont inscrites. La figure B montre la dynamique de la végétation pour chaque traitement, selon la position de leur barycentre pour les cinq années de suivi de végétation (2014-2018).

La trajectoire des barycentres des polygones de faciès de végétation entre les années de suivi (2014-2018) illustre la dynamique de la composition des communautés végétales sous l'effet du pâturage équin (Fig. 3.2B). Les pelouses soumises aux plus fortes pressions (pelouses écorchées et ouvertes) montrent des trajectoires semblables. Les pelouses fermées ainsi que les pelouses piquetées suivent en revanche, des trajectoires les rapprochant du témoin non pâturé d'année en année. Les fourrés arbustifs partent sur une trajectoire opposée à tous les autres faciès.

Après cinq années de suivi des différents faciès, la richesse en espèces des pelouses les plus ouvertes (pelouses écorchées et ouvertes) est significativement plus élevée en 2018 qu'en 2014 (Fig. 3.3). Bien que les tests ne soient pas significatifs, la même tendance semble se dessiner pour les pelouses fermées. Pour les autres faciès (pelouses piquetées, fourrés et témoins) les résultats ne sont pas significatifs.

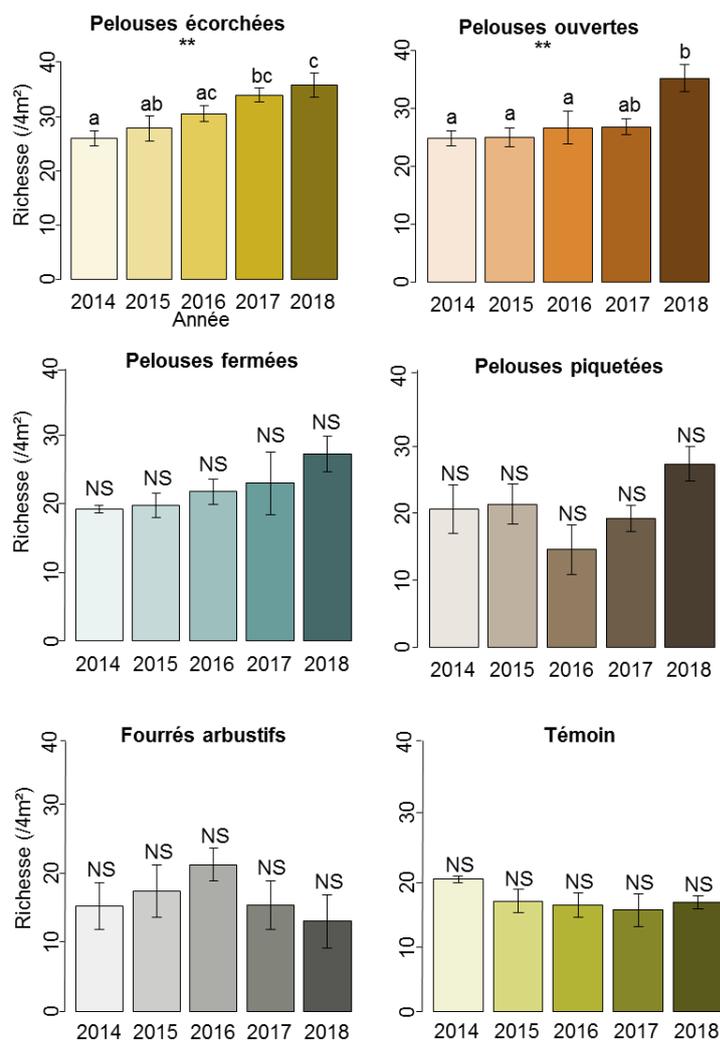


Figure 3.3. Moyenne et erreur standard de la richesse en espèces de chaque faciès de végétation pour chaque année étudiée (2014-2018) sur le site du Plateau pâturé par les juments : pelouse écorchée avec sol nu, pelouse ouverte, pelouse fermée, pelouse fermée piquetée de ligneux, fourrés arbustifs et témoin non pâturé (N=5 pour chacun des faciès, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001.

Seule la hauteur moyenne des pelouses écorchées est significativement plus forte en 2015 (Fig. 3.4). Pour les pelouses ouvertes et fermées une tendance vers une diminution de la hauteur d'année en année semble se dessiner mais les tests ne sont pas statistiquement significatifs, les pelouses fermées restent néanmoins plus hautes comparées aux deux autres types de pelouses.

L'ensemble de ces résultats montrent ainsi que l'action potentielle des chevaux est restée concentrée entre 2008 et 2018 sur les pelouses les plus rases (écorchées et ouvertes) et que la pression de pâturage semble avoir été insuffisante pour que cette action s'exerce sur les faciès de végétation les plus denses et fermés (pelouses fermées, piquetées et fourrés). Des tendances non significatives sont cependant observées pour les pelouses fermées via une augmentation de leur richesse spécifique (Fig. 3.3), une baisse de leur hauteur moyenne (Fig. 3.4) ainsi que des différences de composition avec les pelouses fermées témoins (Fig. 3.2A).

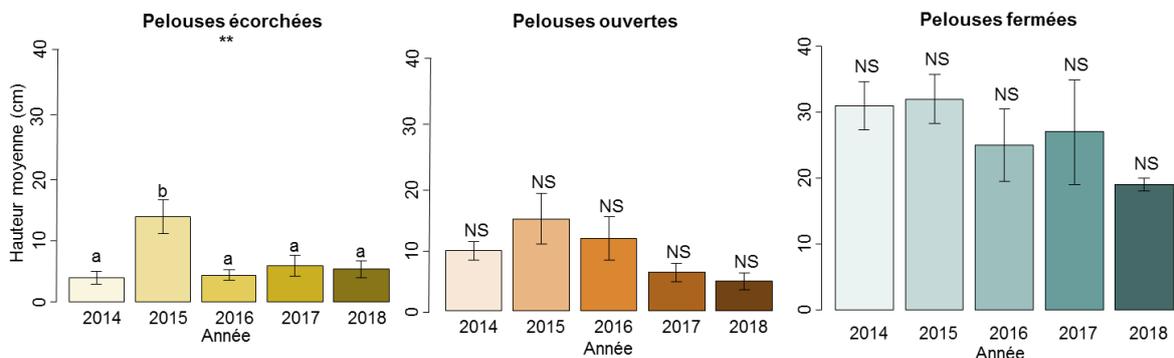


Figure 3.4. Moyenne et erreur standard de la hauteur moyenne de la végétation herbacée des trois types de pelouses présents sur le site (pelouses écorchées, ouvertes et fermées) pour chaque année de suivi (2014-2018) du site du Plateau pâturé par les juments, (N=5 pour chacun des faciès, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: *<0,05, **<0,01, *<0,001.**

Suite à la mise en place des trois parcs sur le site en 2016, afin de contraindre le troupeau à agir sur les faciès les plus denses notamment les pelouses fermées, les différences significatives mesurées entre les parcs en 2016 disparaissent en 2017 et 2018. Seule la richesse spécifique du témoin reste significativement inférieure à celle des trois parcs où celle-ci augmente globalement à l'exception du parc de 7 ha où les chevaux avaient été concentrés dès fin 2015 (Fig. 3.5). La hauteur moyenne de ces pelouses suit la même évolution avec une hauteur moyenne qui diminue fortement dans les trois parcs en 2018 (autour de 15 cm, Fig. 3.6). Les différences mesurées de hauteur de végétation et de richesse spécifique entre les parcs pour les pelouses écorchées et ouvertes, suivent la même évolution et disparaissent également en 2017 et 2018 (Annexe 7).

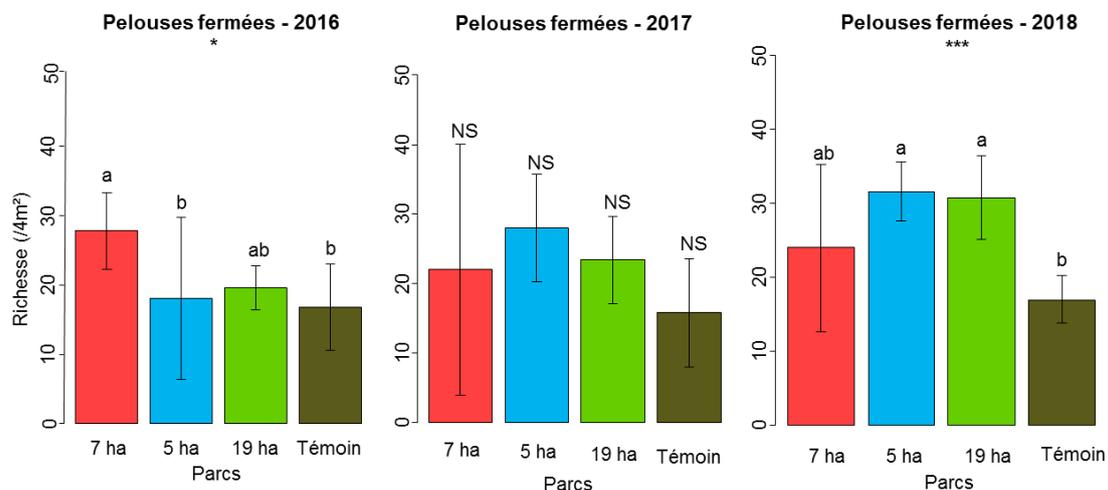


Figure 3.5. Moyenne et erreur standard de la richesse en espèces des pelouses fermées des trois parcs et du témoin pour les trois ans de suivi (2016-2018) du site du Plateau pâturé par les juments, (N=5 pour chaque parc, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001.

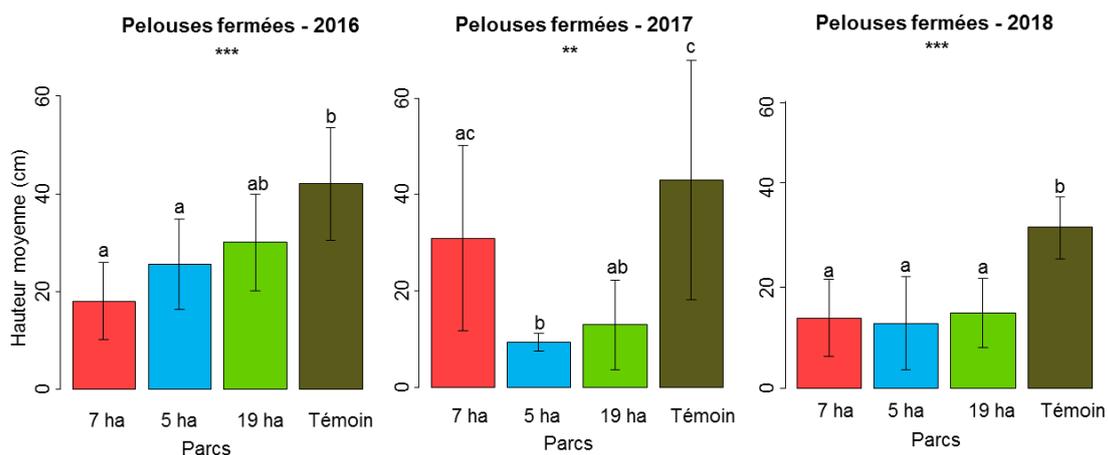


Figure 3.6. Moyenne et erreur standard de la hauteur moyenne de la végétation des pelouses fermées des trois parcs et du témoin pour les trois ans de suivi (2016-2018) du site du Plateau pâturé par les juments, (N=5 pour chaque parc, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001.

Dans le parc de 7 ha, la richesse en espèces de chaque type de pelouses étudié pour les trois faciès au sein de chaque parc n'est pas significativement différente entre les années (Fig. 3.7). Dans le parc de 5 ha, la richesse spécifique n'est différente entre les années que pour les pelouses écorchées, elle est supérieure en 2018 pour les pelouses ouvertes et supérieure en 2017 et 2018 pour les pelouses fermées. Dans le parc de 19 ha, la richesse dans les pelouses écorchées et ouvertes est plus élevée en 2017-2018. Dans ce même parc les pelouses fermées sont plus riches en espèces en 2018. Dans les parcs de 5 et 19 ha, la richesse en espèces tend à augmenter d'années en années pour les trois types de pelouses. D'une manière générale, la richesse spécifique des pelouses fermées est inférieure à celles des deux autres types de pelouse étudiés. Concernant la hauteur moyenne de végétation, celle-ci est supérieure en 2017 dans le parc de 7 ha pour les trois types de pelouses (Fig. 3.8). L'année 2018 représente alors celle avec la plus faible hauteur. Aucune différence significative n'est mesurée pour les pelouses écorchées et ouvertes du parc de 5 ha. Les hauteurs des pelouses fermées sont nettement plus basses en 2017 et 2018. Les pelouses écorchées du parc de 19 ha sont plus hautes en 2018 mais aucune différence n'est mesurée entre années pour les pelouses ouvertes. Les pelouses fermées sont plus hautes en 2016 que les autres années de suivi.

D'une manière générale, les pelouses fermées restent plus hautes que les deux autres types de pelouses étudiés. Ces résultats mettent en évidence l'action du pâturage en seulement trois années sur la hauteur moyenne et la richesse de la végétation dans les parcs de 5 ha et 19 ha non pâturés avant la mise en place des enclos en 2016, contrairement à l'enclos de 7 ha où les chevaux ont déjà stationné durant l'hiver 2015-2016 (retrait en mars 2016).

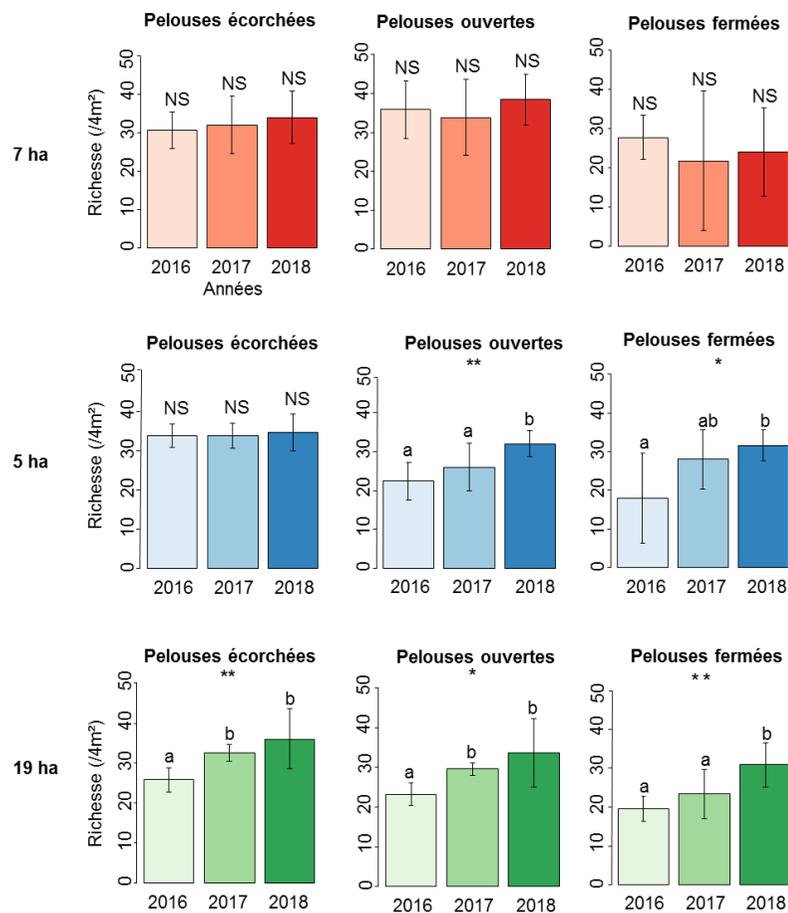


Figure 3.7. Moyenne et erreur standard de la richesse en espèces des pelouses étudiées (pelouses écorchées, ouvertes, fermées) pour chaque année étudiée (2014-2018) et pour chaque parc (7, 5 et 19 ha) sur le site du Plateau pâturé par les juments, (N=5 pour chaque pelouse de chaque parc, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001.

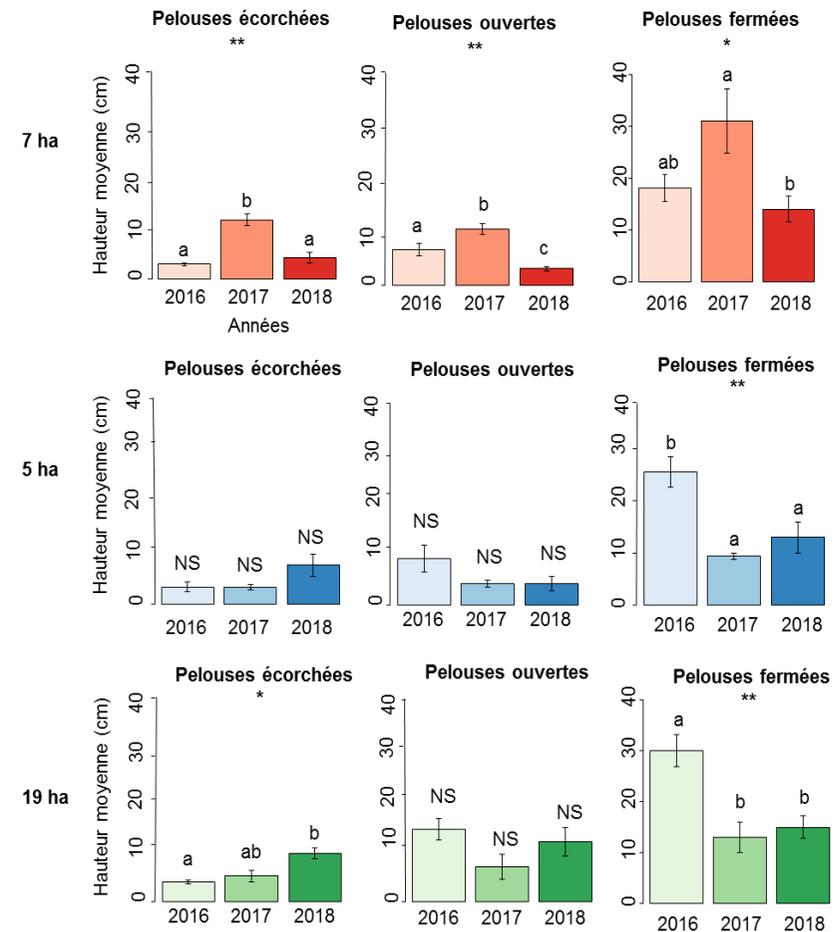


Figure 3.8. Moyenne et erreur standard de la hauteur moyenne (cm) des pelouses étudiées (pelouses écorchées, ouvertes, fermées) pour chaque année étudiée (2014-2018) et pour chaque parc (7, 5 et 19 ha) sur le site du Plateau pâturé par les juments, (N=5 pour chaque pelouse de chaque parc, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001.

Concernant les espèces ciblées par la conservation, l'abondance en espèces annuelles pour les trois types de pelouses et pour les trois parcs confondus, est significativement plus élevée en 2018 qu'en 2016 et 2017 (Fig. 3.9). Elle suit ainsi la même tendance que la richesse en espèces des trois parcs (Fig. 3.7). L'abondance de *Brachypodium phoenicoides*, l'espèce dominante du site, suit une dynamique inverse ; la richesse de cette espèce est significativement plus faible en 2018 (Fig. 3.10).

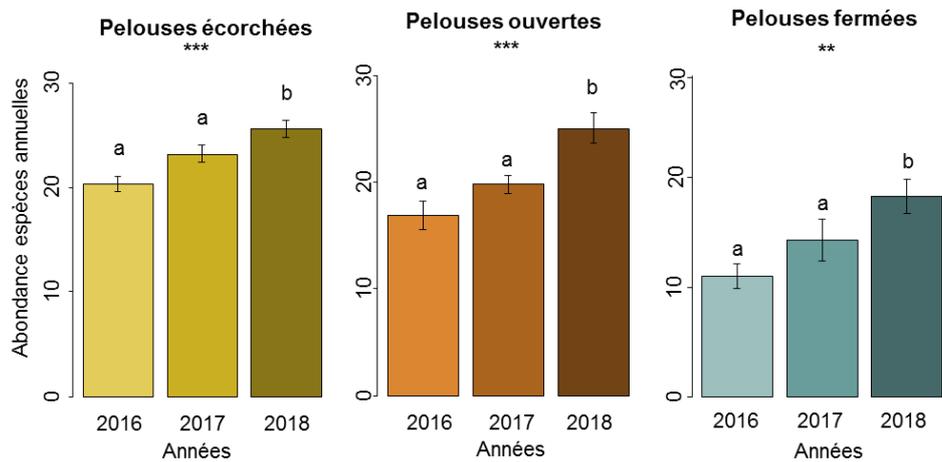


Figure 3.9. Moyenne et erreur standard de l'abondance en espèces annuelles des trois types de pelouses étudiés (pelouses écorchées, ouvertes, fermées) pour chaque année de suivi sur le site du Plateau pâturé par les juments, (N=15 pour chaque pelouse, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001.

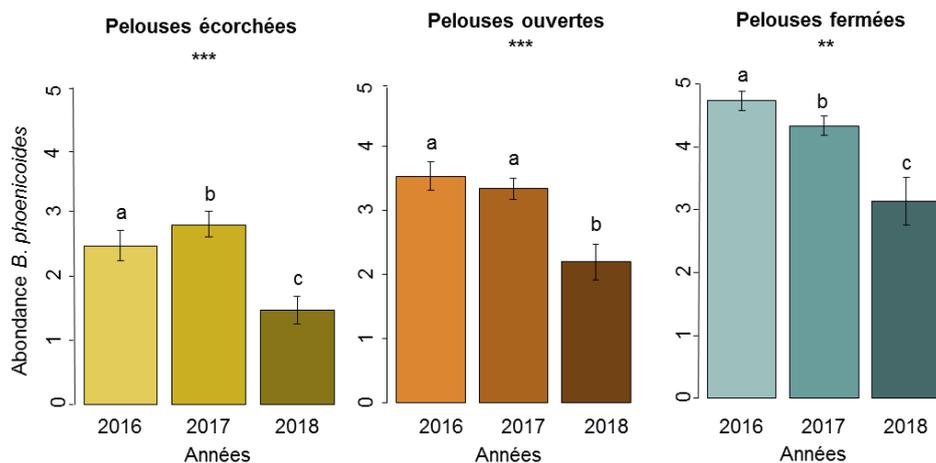


Figure 3.10. Moyenne et erreur standard de l'abondance en *Brachypodium phoenicoides* des trois types de pelouses étudiés (pelouses écorchées, ouvertes, fermées) pour chaque année de suivi sur le site du Plateau pâturé par les juments, (N=15 pour chaque pelouse, chaque année). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001.

3.3.2. Banque de graines

Au total, les 3384 graines germées correspondent à 90 espèces dont 52 annuelles (Annexe 8).

Pour le nombre de graines germées comme pour la richesse spécifique de la végétation exprimée, un gradient est observable entre types de pelouses. Les pelouses écorchées possèdent l'abondance en graines la plus forte (1184) et également la plus forte richesse spécifique de la végétation exprimée (64) au contraire des témoins qui possèdent l'abondance en graines (58) et la richesse spécifique de la végétation exprimée (43) les plus faibles. Ce gradient n'est cependant pas observable pour la richesse spécifique de la banque de graines où la valeur la plus faible est alors mesurée pour les pelouses écorchées (33), (Tab. 3.2).

Végétation étudiée	Banque de graines		Végétation exprimée
	Nb de graines germées	Nb d'espèces	Nb d'espèces
Pelouses écorchées	1184	33	64
Pelouses ouvertes	921	47	58
Pelouses fermées	698	49	57
Témoins	581	50	43

Tableau 3.2. Espèces de la banque de graines, du site du Plateau, recensées par faciès de végétation prélevé. Le nombre de germination est indiqué, ainsi que la correspondance avec les relevés de végétation.

Dans la banque de graines, les espèces les plus abondantes, toutes communautés végétales confondues, sont : *Centaurium tenuiflorum* (123 germinations, espèce présente dans 70 % des terrines), *Filago germanica* (196 germinations, présente dans 81 % des terrines), *Erigeron sumatrensis* (475 germinations, présente dans 99 % des terrines), *Dipsacus fullonum* (504 germinations, présente dans 93 % des terrines) et *Blackstonia perfoliata* (1071 germinations, présente dans 92 % des terrines).

3.3.2.1. Analyse par types de communautés végétales

L'analyse NMDS (stress NMDS = 0,24) réalisée sur les germinations identifiées issues des banques de graines permet de distinguer trois faciès bien définis (Fig. 3.11) : les pelouses écorchées dominées par des espèces annuelles rases comme *Centaurium tenuiflorum*, *Catapodium rigidum*, *Lysimachia arvensis*, *Ajuga chamaepitys* ; les pelouses ouvertes notamment dominées par *Dipsacus fullonum*, ou encore *Medicago sp.* et le témoin non pâturé dominé par des espèces vivaces telles que *Dactylis glomerata*, *Rumex crispus*, *Cirsium vulgare* et *Carex otrubae* mais aussi par des annuelles comme *Portulaca oleracea*, *Erigeron sumatrensis* (espèce la plus fréquente dans ces relevés). Le faciès de

pelouses fermées ne se distingue pas clairement par sa composition spécifique et se superpose ainsi aux trois autres faciès sur le plan de la NMDS (Fig 3.11).

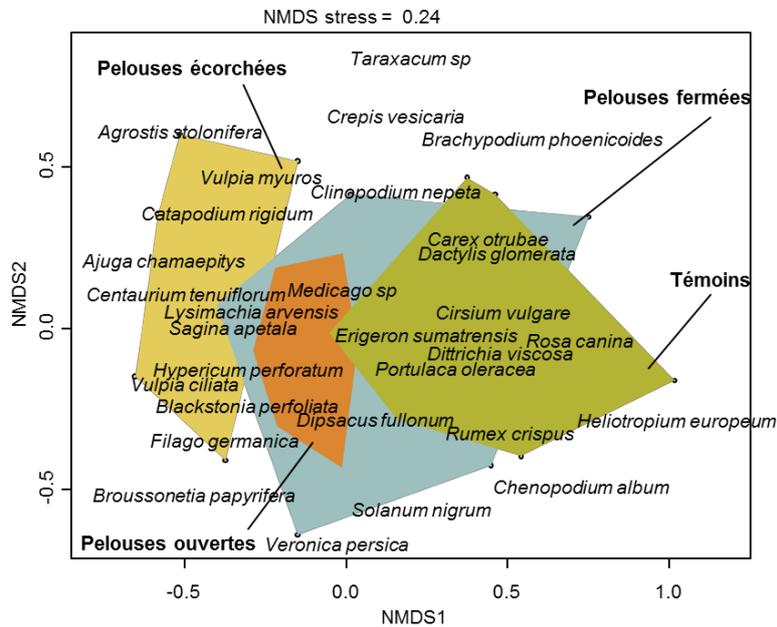


Figure 3.11. Ordination NMDS réalisée sur les données banques de graines (N=36, 92 espèces) récoltées sur le site du Plateau pâturé par les juments. Les faciès de végétation étudiés sont représentés par des polygones (pelouses écorchées, ouvertes, fermées et témoin non pâturé). Pour simplifier la lecture, seules les plantes les plus corrélées aux deux premiers axes sont inscrites.

La richesse spécifique et l'équitabilité ne sont pas significativement différentes entre les faciès de végétation étudiés. Une tendance non significative est néanmoins observée pour la richesse où le faciès de pelouses écorchées semble posséder moins d'espèces que les autres faciès (Tab. 3.2), même s'il n'y a pas de réponse statistique. La banque de graines du faciès de pelouses écorchées possède la plus forte densité en germinations ($2104,88 \pm 439,32$; $F = 3,19$, $df = 3$, $p < 0,05$; Fig. 3.12). Ce nombre est significativement différent de celui du témoin ($1032,88 \pm 119,97$). L'indice de Bray-Curtis diffère entre les faciès (Kruskal-Wallis chi-squared = 19,41, $df = 3$, $p < 0,001$, Fig. 3.13). L'hétérogénéité ne diffère que dans les pelouses écorchées qui possèdent l'hétérogénéité la plus forte ($0,87 \pm 0,01$). Ce résultat correspond à ceux obtenus pour les relevés de végétation exprimée.

La proportion de germinations du Brachypode de Phénicie, espèce herbacée dominante du site, est significativement plus forte dans les pelouses fermées mais aussi dans le témoin qui ne sont alors pas statistiquement différents entre eux (Kruskal-Wallis chi-squared = 9,7114, $df = 3$, $p < 0,05$, Fig. 3.14).

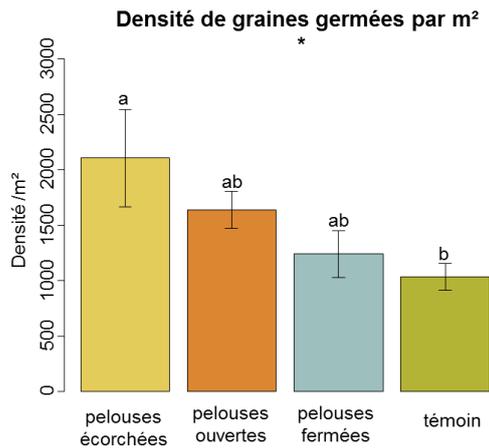


Figure 3.12. Moyenne et erreur standard de la densité en graines germées pour chaque faciès de végétation étudié (N=9 pour chaque faciès) sur le site du Plateau pâturé par les juments. Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements, selon le test post-hoc de Tukey. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001.

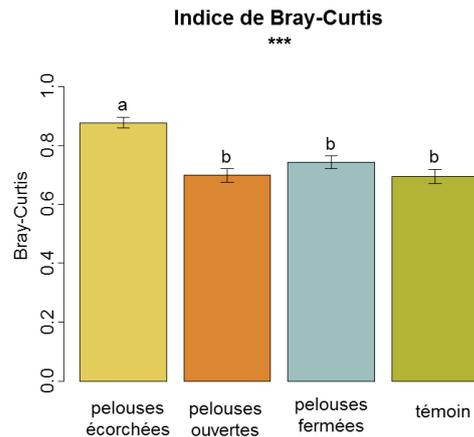


Figure 3.13. Moyenne et erreur standard de l'indice de Bray-Curtis calculé pour chaque faciès de végétation étudié (N=9 pour chaque faciès) sur le site du Plateau pâturé par les juments. Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements, selon le test post-hoc de Wilcoxon. P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001..

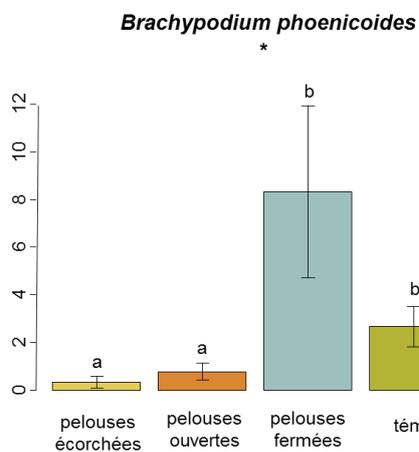


Figure 3.14. Proportion de *Brachypodium phoenicoides* dans la banque de graines du sol en fonction de chaque faciès de végétation étudié sur le site du Plateau pâturé par les juments. Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements, selon le test post-hoc de Wilcoxon (N=36). P value: *<0,05, **<0,01, ***<0,001.

3.3.2.2. Similarité de composition entre la végétation exprimée et la banque de graines

La similarité entre la banque de graines du sol et la végétation herbacée considérée globalement montre un gradient très clair qui varie de 37 % pour les pelouses écorchées, 30 % pour les pelouses ouvertes, 26 % pour les pelouses fermées à 17 % pour le témoin sans pâturage (Tab. 3.3). Ainsi la fermeture du milieu et la domination par *B. phoenicoides* correspond à une diminution de la similarité de Sørensen. Ce schéma concerne davantage les espèces annuelles (40 % de similarité pour les pelouses écorchées, 30 % pour les ouvertes, 26 % pour les fermées et 9 % pour le témoin) que les espèces pérennes, 42 % pour les pelouses écorchées, 24 % pour les pelouses ouvertes et 25 % pour les pelouses fermées et le témoin.

	Pelouses écorchées				Pelouses ouvertes				Pelouses fermées				Témoin			
	Banque	Végétation	Commun	Sørensen (%)	Banque	Végétation	Commun	Sørensen (%)	Banque	Végétation	Commun	Sørensen (%)	Banque	Végétation	Commun	Sørensen (%)
Annuelles	21	44	13	40	30	35	10	30	33	28	8	26	29	15	2	9
Pérennes	12	16	6	42	15	18	4	24	14	25	5	25	17	22	5	25
Total	33	64	18	37	47	58	16	30	49	57	14	26	50	43	8	17

Tableau 3.3. Comparaison de la composition en espèces entre la banque de graines du sol et la végétation herbacée recensée lors des relevés de végétation. Le nombre d'espèces présentes dans la banque de graines (Banque), dans la végétation exprimée (Végétation), espèces communes (Commun) sont indiquées. L'indice de similarité de Sørensen (Sørensen) a été calculé et exprimé en pourcentage (%).

3.3.3. Valeur fourragère

3.3.3.1. Evolution des valeurs fourragères des quatre faciès entre les quatre saisons

Les axes 1 des différentes ACP réalisées pour chaque saison dans les différents faciès de pelouses et pour les feuilles des fourrés arbustifs, opposent systématiquement les pelouses ouvertes et écorchées à tous les autres faciès des plus fermées (pelouses piquetées de ligneux, fermées et témoins non pâturés, Fig. 3.15). Pour les quatre saisons étudiées, l'ellipse correspondant aux feuilles de fourrés se distingue ainsi clairement des ellipses correspondant aux autres faciès de végétation. Ces différences concernent les teneurs en cations, magnésium, calcium et potassium ; en phosphore, à de plus fortes teneurs en protéines et inversement corrélés à la présence de cellulose. A l'automne et au printemps, les fourrages issus des pelouses écorchées et ouvertes opposent les fourrages des pelouses fermées,

piquetées, et des témoins, saisons auxquelles ces faciès ouverts apparaissent corrélés à la présence de phosphore, potassium et protéines dans la végétation. En hiver et en été, ce sont les différences dans les concentrations des divers éléments entre faciès qui sont moins nettes, l'ensemble des faciès constitue alors un seul pool. Les analyses univariées distinguent les concentrations en phosphore et protéines à l'automne et au printemps plus élevées pour les pelouses écorchées et ouvertes que pour les autres faciès étudiés (Annexe 9). Le potassium est significativement présent en plus grande quantité dans les feuilles et pelouses les plus ouvertes au printemps, automne et hiver. Il présente les plus faibles teneurs dans les pelouses les plus fermées. Il en est de même pour les teneurs en magnésium et calcium significativement plus élevées dans les feuilles que dans les autres faciès de végétation, et ce pour les quatre saisons. Viennent ensuite les pelouses piquetées et les plus ouvertes, puis les pelouses fermées et le témoin. Au printemps, aucune pelouse ne présente de différence significative pour la teneur en magnésium (Annexe 9).

Tout au long de l'année, la teneur en cellulose est significativement plus faible dans les feuilles. La digestibilité en matière organique ou dMO, est inversement corrélée avec la présence de cellulose. Ainsi, les feuilles de fourrés possédant la digestibilité la plus élevée (Annexe 9). Une collecte des seules feuilles d'espèces arbustives semi-persistantes (aubépines, cornouillers, ronces, etc.) explique notamment ce résultat. Les pelouses les plus ouvertes et les pelouses piquetées possèdent une digestibilité similaire entre elles, tandis que les pelouses les plus fermées et le témoin possèdent une digestibilité égale entre elles également mais cependant avec des taux significativement les plus bas. L'Unité Fourragère "Cheval", ou UFC, autrement dit la valeur énergétique des différents fourrages échantillonnés est significativement supérieure dans les feuilles des fourrés (entre 0,73 et $0,82 \pm 0,005$ suivant les saisons). La valeur est plus faible dans les pelouses fermées et les témoins sauf en été où ce taux n'est alors significativement pas différent entre les autres faciès (Annexe 9).

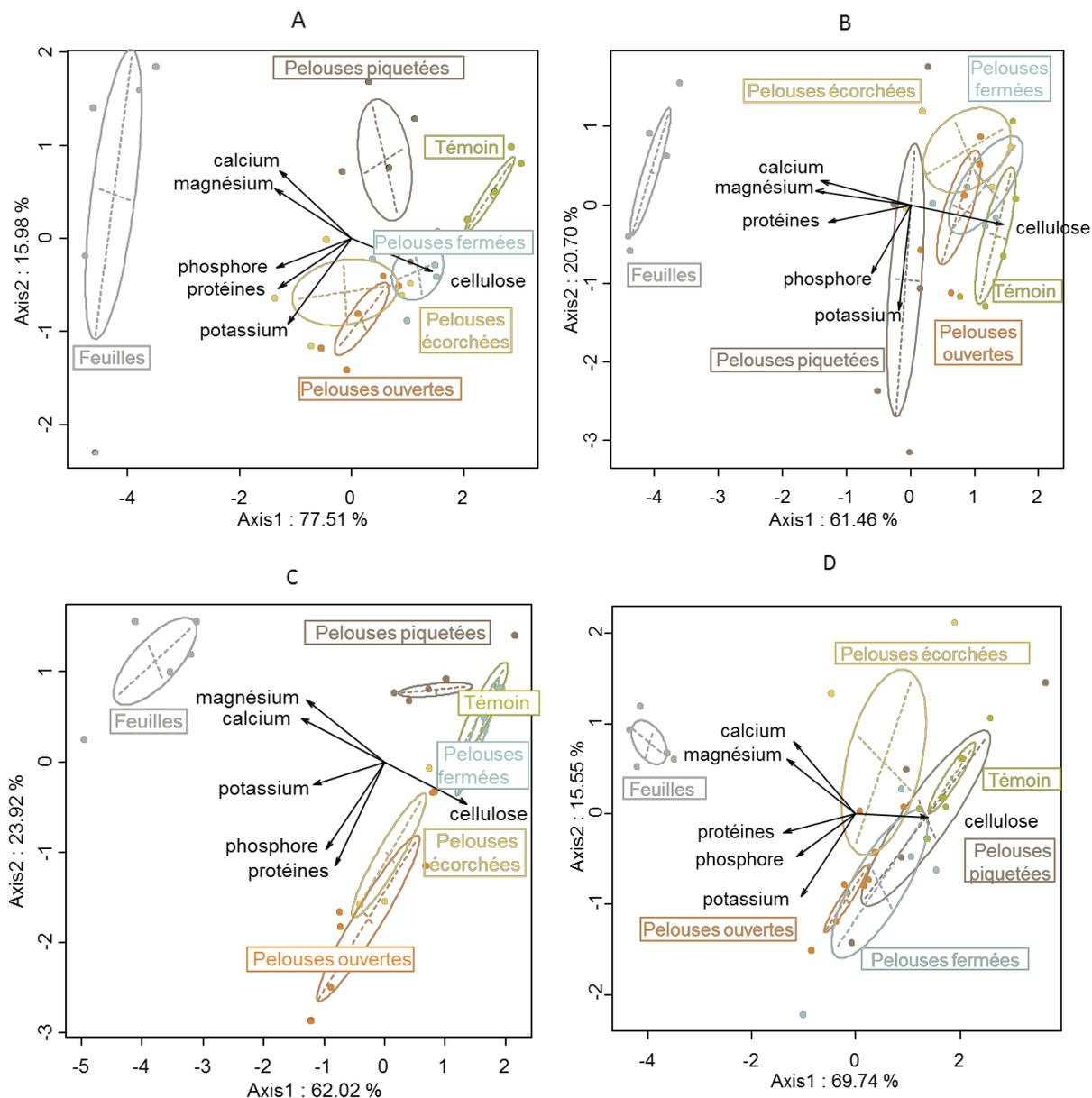


Figure 3.15. Analyse en Composante Principale (ACP) basée sur 30 échantillons et 6 variables de valeurs minérales, pour le site du Plateau pâturé par les juments, pour chaque saison étudiée en 2016-2017. A : Printemps, B : Été, C : Automne, D : Hiver.

3.3.3.2. Corrélations entre les éléments dosés et la végétation exprimée

La cellulose est corrélée négativement avec la digestibilité ou dMO ($r = -0,95$, $p < 0,001$, Fig. 3.16). La dMO est cependant fortement corrélée avec la teneur en protéines ($r = 0,86$, $p < 0,001$). La digestibilité des aliments et leur composition chimique sont fortement corrélées aux teneurs de phosphore, calcium, magnésium et potassium. Les teneurs en magnésium et le calcium sont fortement corrélés entre eux ($r = 0,95$, $p < 0,001$) et inversement corrélés à la teneur de cellulose ($r = -0,92$, $p < 0,001$ pour le magnésium et $r = -0,90$, $p < 0,001$ pour le calcium). Le phosphore, potassium et les protéines sont

également positivement corrélés ($r = 0,66$, $p < 0,001$ pour le P et le K, $r = 0,66$, $p < 0,001$ pour le P et les protéines, $r = 0,87$, $p < 0,001$ pour les protéines et le K).

Concernant les corrélations entre variables de structure de la végétation des faciès de pelouses échantillonnés (richesse spécifique totale, richesse en annuelles, recouvrement du *B. phoenicoides*), seule la richesse spécifique est corrélée positivement à la présence de potassium ($r = 0,40$, $p < 0,05$). Le recouvrement du Brachypode de Phénicie est, en revanche, corrélé négativement avec le taux de magnésium ($r = -0,36$, $p < 0,05$) et de calcium ($r = -0,41$, $p < 0,05$). Aucune autre corrélation mesurée n'est significative.

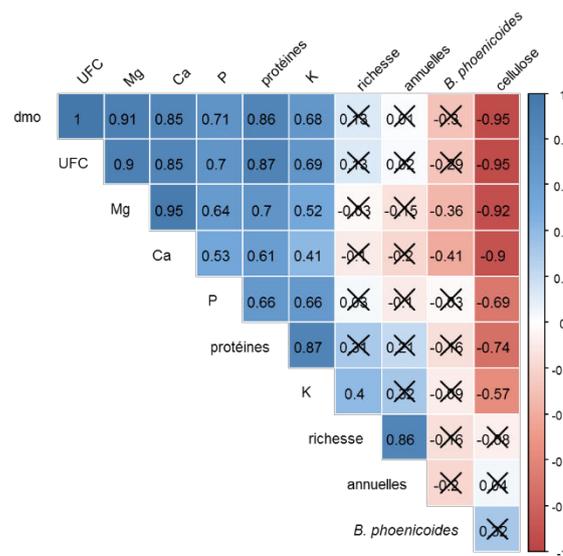


Figure 3.16. Matrice des corrélations entre les valeurs mesurées et la richesse en espèces, la présence de brachypode de Phénicie et d'espèces annuelles dans les relevés de végétations réalisés au printemps 2017. Les coefficients de corrélation positifs sont situés dans les cases bleues, les négatifs dans les cases rouges. Les corrélations non significatives sont barrées d'une croix.

3.3.4. Analyse des images aériennes

L'indice de végétation (NDVI) et la biomasse herbacée mesurée à partir d'un échantillonnage aléatoire sur le site sont fortement corrélés ($\rho = 0,70$, $p < 0,001$, Fig. 17). La forte significativité du test exprime la fiabilité de cet indice, sur le site d'étude, comme estimateur de la biomasse herbacée et de l'activité photosynthétique de la végétation.

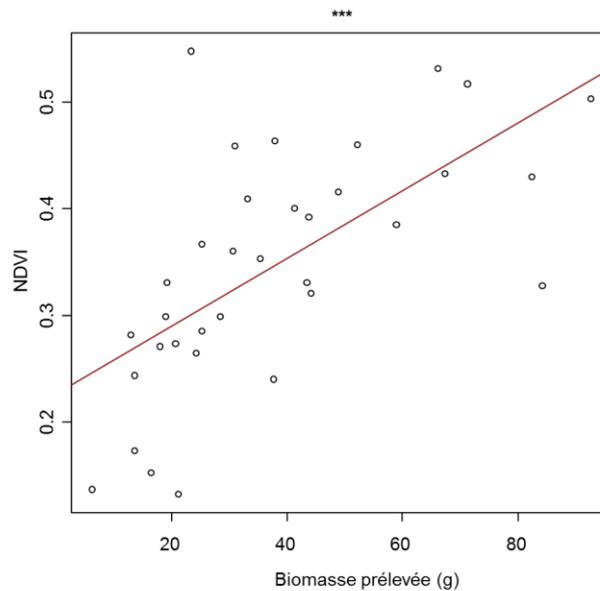


Figure 3.17. Régression linéaire entre la biomasse herbacée (g) prélevée sur le terrain en 2017 et l'indice de végétation (NDVI) de l'année 2017 sur le site du Plateau, pâturé par les juments (N= 50). P value: *<0,05, **<0,01, *<0,001.**

La cartographie des indices NDVI pour la période 2014-2017 (Fig. 3.18) semble montrer qu'en 2014 les quatre juments pâturent sur tout le site, les zones où la biomasse est la plus faible (NDVI plus faible) concernent l'ensemble du site. Durant l'hiver 2015, les juments sont déplacées vers un parc au Nord du site (parc de 7 ha). Leur action sur la végétation s'exprime par la diminution de la valeur moyenne du NDVI traduisant ainsi une diminution de la couverture végétale entre 2014 et 2015. Dès le printemps 2016, les quatre juments sont réintroduites dans le parc de 5 ha, leur action s'exprime par la diminution de la valeur du NDVI. Trois nouvelles juments sont alors ajoutées dans le parc de 19 ha où leur action est là encore bien visible en 2016 et 2017.

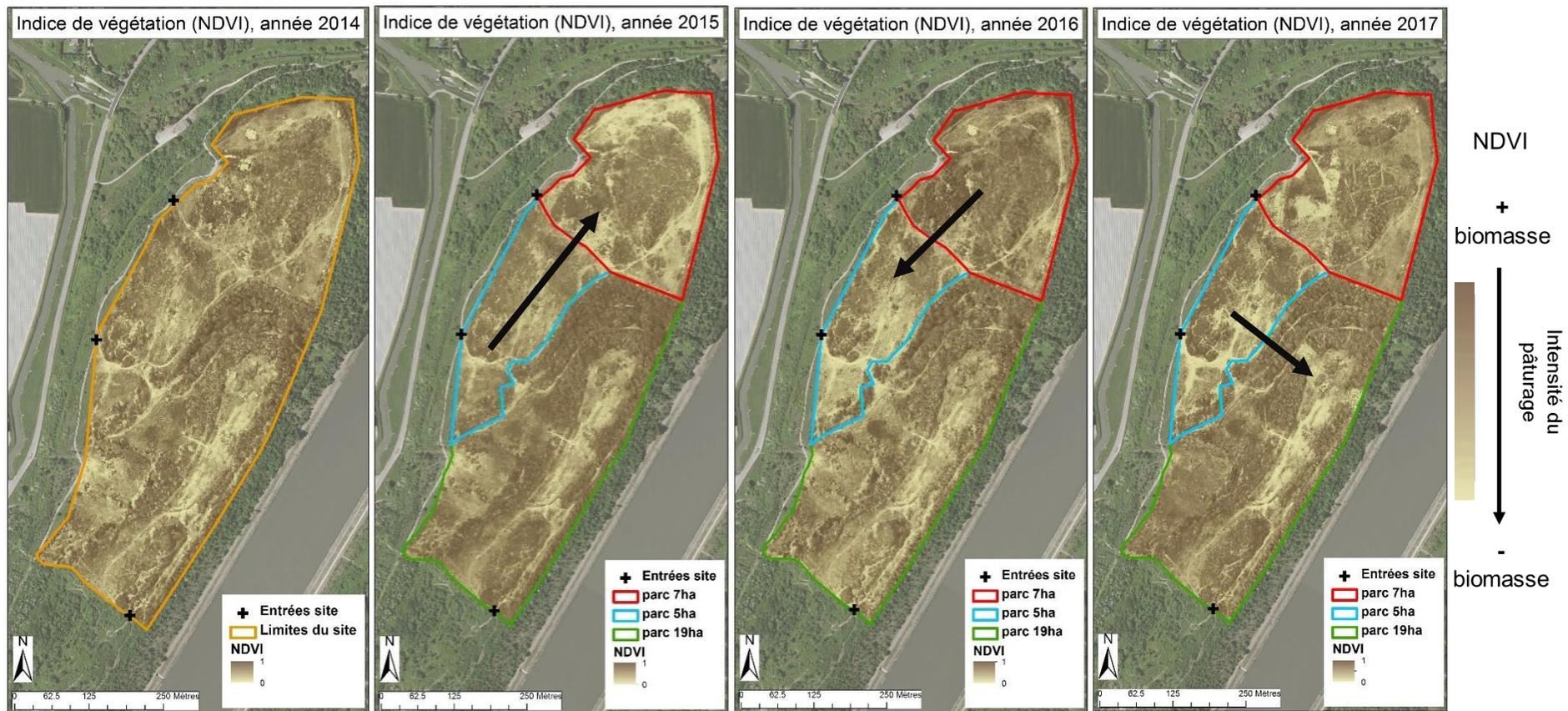


Figure 3.18. Cartographie représentant l'indice de végétation (NDVI) pour chaque année d'études (2014, 2015, 2016 et 2017) sur le site du Plateau pâturé par les juments. Une faible valeur de NDVI (couleur claire) signifie une faible activité photosynthétique, une faible biomasse et donc une intensité de pâturage élevée, une forte valeur de NDVI (couleur foncée) signifie alors une forte production de biomasse et une plus faible intensité pastorale (Flynn, 2006). Les flèches noires indiquent les différents déplacements des troupeaux sur le site au fil des années. Les croix noires indiquent les trois points d'entrée sur le site © BD Ortho 50 cm 2015 IGN.

Pour ces quatre années de suivi, tous parcs confondus, le NDVI est négativement corrélé avec la richesse en espèces des relevés de végétation exprimée (2014 : $\rho = -0,58$, $p < 0,01$; 2015 : $\rho = -0,47$, $p < 0,01$; 2016 : $\rho = -0,45$, $p < 0,01$; 2017 : $\rho = -0,69$, $p < 0,001$, Fig. 3.19). Cette augmentation du NDVI correspondant à une diminution de la richesse spécifique coïncide avec les résultats des relevés de végétation dans lesquels l'augmentation de la couverture foliaire engendre une diminution du nombre d'espèces. Ce constat permet donc de conclure que les résultats obtenus à l'échelle des quadrats ($5 \times 4\text{m}^2 = 20 \text{m}^2$ pour chaque faciès) peuvent être extrapolés à l'ensemble du site via les relations significatives mesurées entre NDVI, biomasse et richesse en espèces. Les NDVI semble donc exprimer de façon relativement fine la végétation, ses différences entre faciès et sa dynamique au cours du temps .

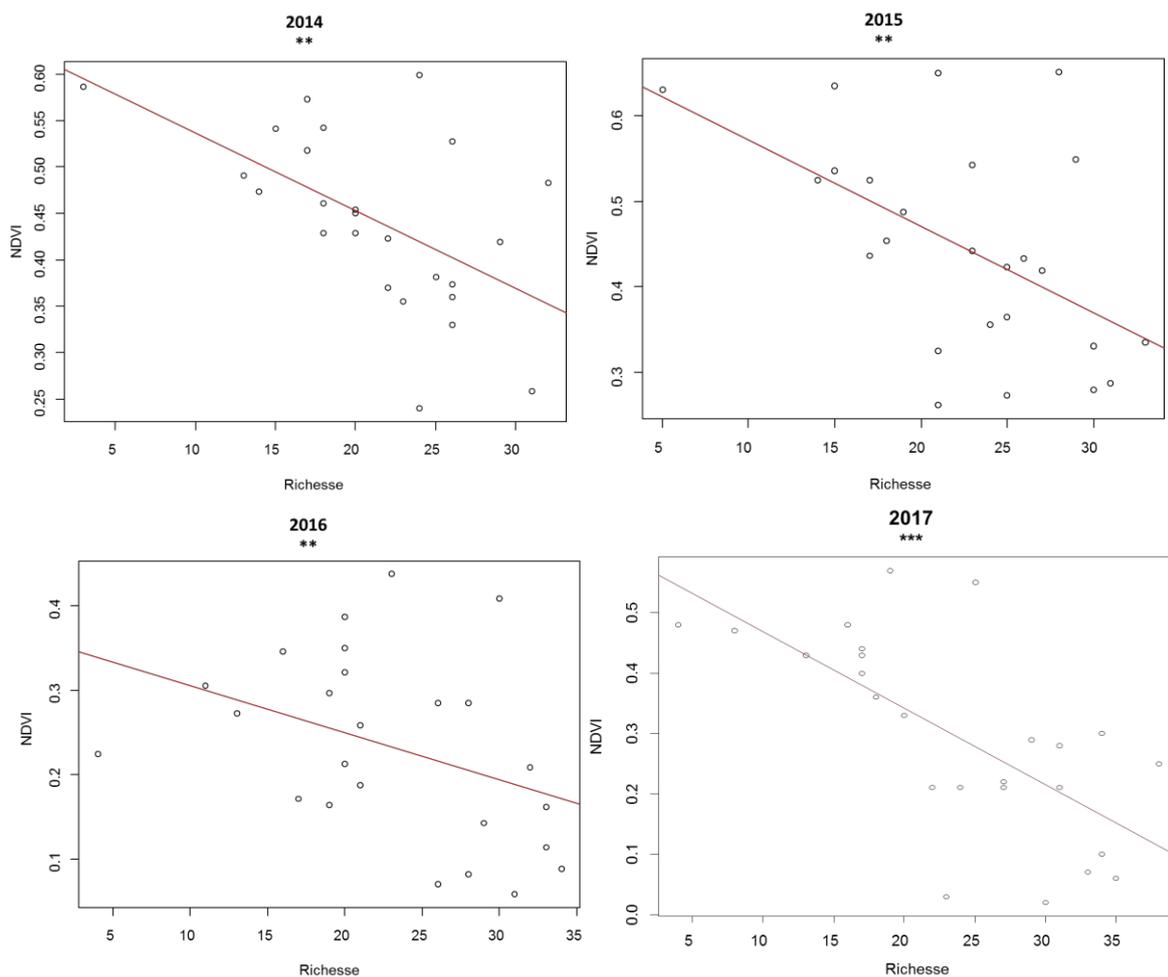


Figure 3.19. Régressions linéaires entre la richesse en espèces végétales issue des relevés de végétation du site du Plateau pâturé par les juments et l'indice de végétation (NDVI) pour chaque année de suivi (2014, 2015, 2016, 2017). N=30 pour chaque année. P value: * $<0,05$, ** $<0,01$, *** $<0,001$.

3.3.5. Utilisation spatiale du site par les équins

3.3.5.1. *Fréquentation des différents parcs*

Le nombre de points GPS enregistré durant l'année 2017 est distribué de manière hétérogène au sein du site d'étude (parcs de 5, 7 et 19 ha). Dans le parc de 5 ha, la densité des juments aux abords du point d'entrée du site et de la jonction avec le parc de 19 ha est plus forte qu'ailleurs (Fig. 3.20). Ces mêmes sites possèdent des valeurs de NDVI faibles (Fig. 18). Inversement, dans le parc de 19 ha, les juments semblent affectionner la partie jouxtant l'autre parc, où les deux groupes de trois et quatre juments ont la possibilité d'être en contact visuel (Fig. 3.20). La proximité des points d'eau fait logiquement l'objet d'une fréquentation importante. Dans le parc de 7 ha, les juments privilégient la partie où elles peuvent également apercevoir les quatre autres juments ainsi qu'à l'abord du point d'entrée (Fig. 3.20). Les trois points d'entrée du site sont en effet des lieux visités quotidiennement par la personne s'occupant des chevaux.

Une plus forte présence des chevaux dans les milieux les plus ouverts est perceptible (Fig. 3.20). La bande la plus à l'Est du parc de 19 ha, qui correspond à une zone fortement embroussaillée (Moinardeau obs. pers.), n'est que peu fréquentée par les juments, celles-ci s'y rendent uniquement pour accéder à leur abreuvoir.

3.3.5.2. *Différence de fréquentation nycthémérale*

Des différences de fréquentation entre le jour et la nuit ont été mesurées (Fig. 3.21). La fréquentation du grand parc de 19 ha est celle montrant les différences de fréquentation entre le jour et la nuit les plus prononcées. Les lieux diurnes les plus fréquentés se situent autour de l'abreuvoir et dans la partie du parc où les juments du parc de 5 ha sont visibles et proches (voir infra). Cette partie de la parcelle étant ombragée elle est particulièrement prisée lors des fortes chaleurs. Durant la nuit, les milieux les plus ouverts au centre et au Sud du parc sont préférés par les animaux. Sur le parc de 5 ha, dans la journée les animaux sont présents essentiellement près de la clôture du parc de 19 ha et du point d'entrée sur le site. La nuit, ils ne semblent pas privilégier d'endroit particulier, se déplaçant au Nord et au Sud du parc. Concernant le parc de 7 ha, trois zones se distinguent durant la période diurne : la partie Nord du parc, la partie Sud et la partie près de l'entrée du site. Les chevaux se déplacent également au Sud du site durant la période nocturne.

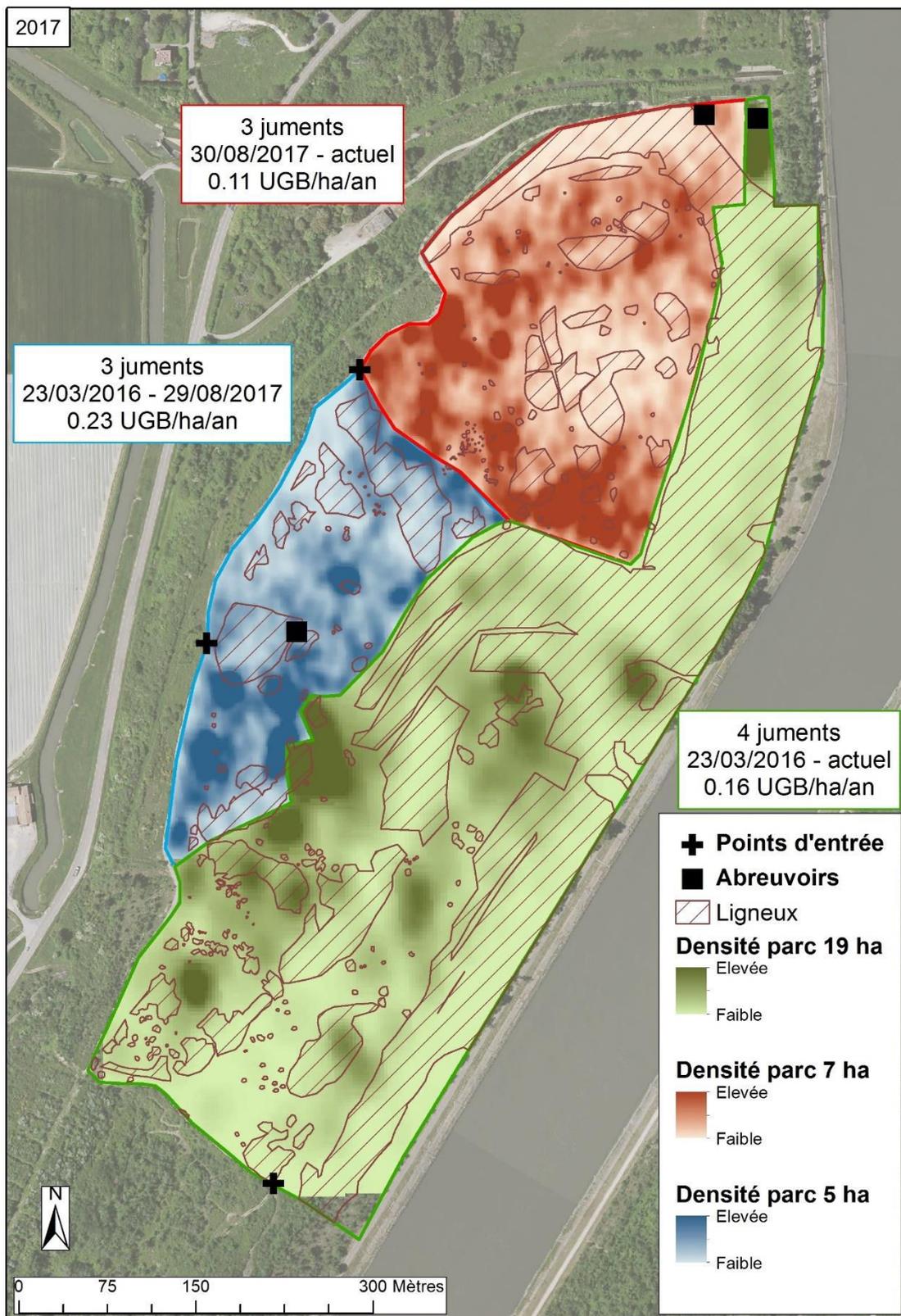


Figure 3.20. Fréquentation des juments sur chacun des parcs étudiés. La charge pastorale ainsi que la période de présence des juments dans les parcs sont présentées. L'emplacement des abreuvoirs, des deux points d'entrée du site sont représentés. La végétation ligneuse est également représentée par des hachures marronnes. © BD Ortho 50 cm 2015 IGN.

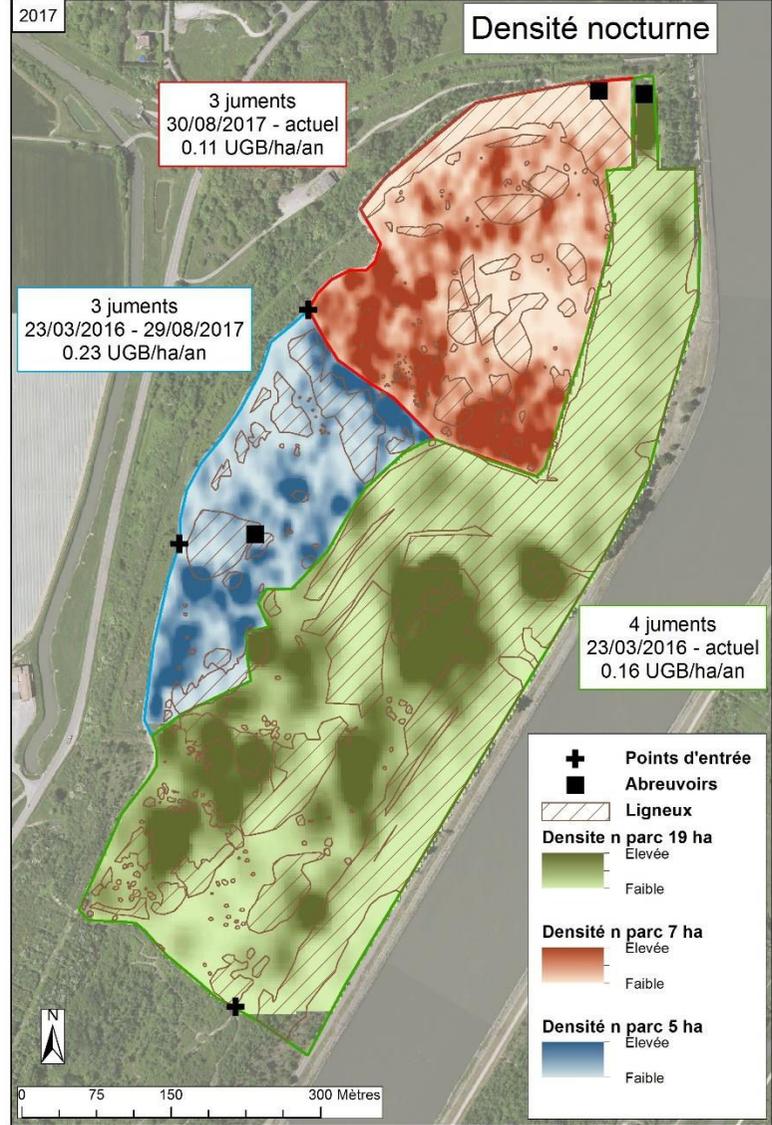
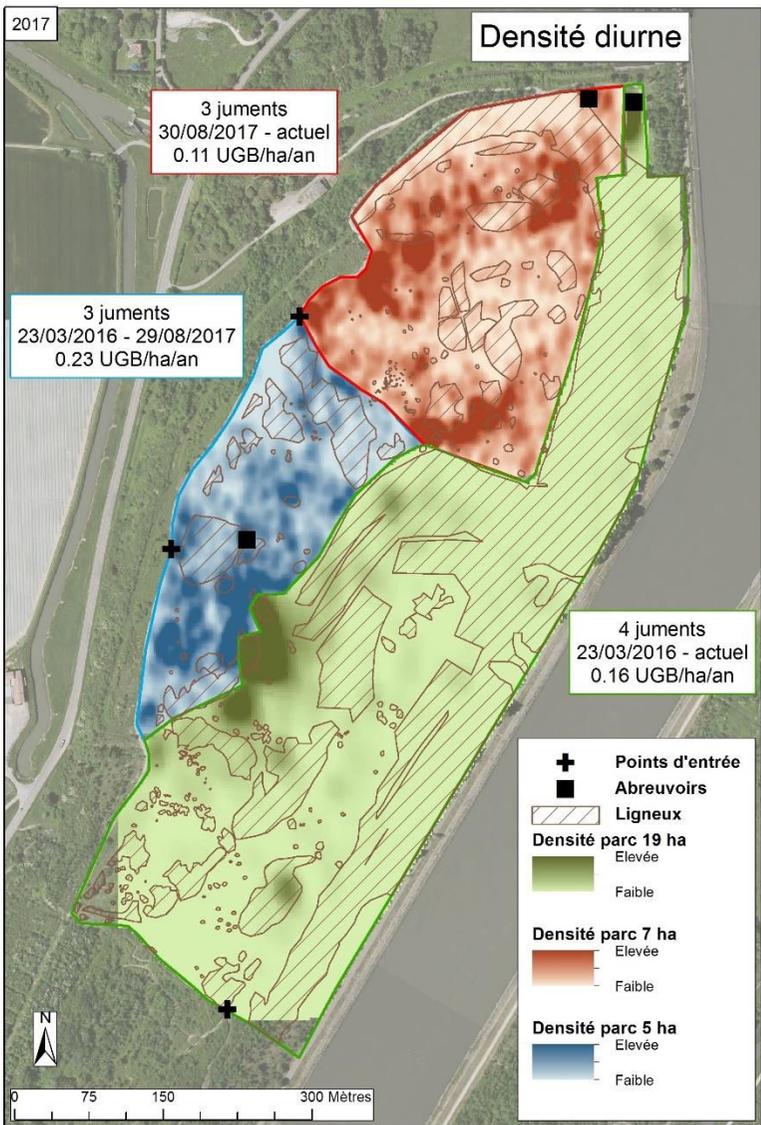


Figure 3.21. Densité diurne (gauche) et nocturne (droite) des juments sur chacun des parcs étudiés. La charge pastorale ainsi que la période de présence des juments dans les parcs sont présentées. L'emplacement des abreuvoirs, des trois points d'entrée du site sont représentés. © BD Ortho 50 cm 2015 IGN.

3.3.5.3. Fréquentation du site par les équins et recouvrement de la végétation ligneuse

La superficie occupée par la végétation ligneuse est d'environ 15 ha ; celle occupée par une végétation plus ouverte est d'environ 17 ha pour l'année de suivi 2017 (Annexe 10). La pression moyenne que les juments exercent sur la végétation ligneuse est significativement inférieure à celle exercée sur la végétation ouverte ($W = 17469$, $p < 0,001$, Fig. 3.22). Ces résultats confirment les représentations cartographiques (Fig. 3.21). Les juments pâturent entre 12 et 16h par jour, nos résultats indiquent qu'elles pâturent de préférence les milieux ouverts et qu'elles impactent donc davantage les faciès de végétation herbacée.

3.3.5.4. Fréquentation du site et NDVI

Le nombre de points GPS indiquant la position des juments sur le site est supérieur dans les milieux dont l'indice de végétation (NDVI) est moyen à fort (valeurs comprises entre 0,5 et 0,8, Fig. 23). Les juments semblent donc préférer les lieux où la biomasse herbacée est moyenne (pelouses ouvertes). Certaines classes de NDVI sont évitées par les juments ; c'est le cas des classes les plus extrêmes, correspond à une végétation soit très rase (valeurs entre 0,1 et 0,3 – pelouses écorchées) ou au contraire fermée (valeurs autour de 1 – pelouses piquetées et fourrés arbustifs).

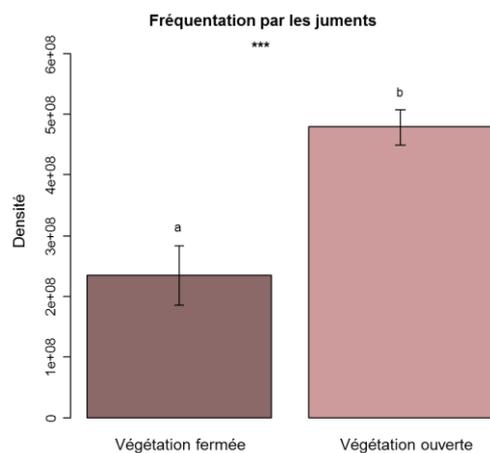


Figure 3.22. Différence de fréquentation moyenne du site par les juments entre la végétation ligneuse et les milieux ouverts. Les histogrammes ne possédant pas de lettres communes, une différence significative est détectée, selon le test Wilcoxon. P value: * < 0.05, ** < 0.01, *** < 0.001.

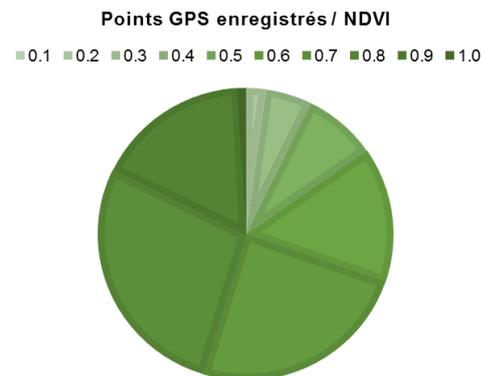


Figure 3.23. Graphique en secteur représentant la distribution de points GPS enregistrés en fonction des différentes valeurs de NDVI du site pâture par les juments. Le NDVI a été divisé en 10 catégories, la classe 1 est synonyme des plus faibles valeurs de NDVI, la classe 10 des plus élevées.

3.4. Discussion

3.4.1. Impacts du pâturage extensif équin sur la végétation exprimée et la banque de graines du sol

L'impact du pâturage extensif des chevaux Konik-Polski sur le site d'étude entre 2014 et 2015 est essentiellement notable pour les pelouses les plus ouvertes qui ne sont pas représentées dans les témoins non pâturés. Leur richesse spécifique et leur hétérogénéité sont significativement supérieures à celles des autres faciès. Une même tendance mais non significative est observée pour les pelouses fermées. L'action bénéfique de la mise en place des exclos (Tresse, 2016) s'exprime par la baisse de la hauteur moyenne et par l'augmentation, en parallèle, de la richesse spécifique des pelouses fermées, et ce pour les trois parcs. Ainsi, dès que la dominance du Brachypode de Phénicie régresse sous l'effet du pâturage, la richesse en espèces augmente notamment grâce à l'installation d'espèces annuelles comme *Lysimachia arvensis*, *Filago germanica* ou encore *Sherardia arvensis*. Certaines de ces espèces sont signalées comme rares. C'est notamment le cas de *Limonium echioides* et de *Ranunculus parviflorus* dont notre site d'étude est la seule station connue dans le Vaucluse. *Polypogon maritimus* n'est recensé que dans cinq stations dans le département et *Aphanes arvensis* dans dix selon les flores et atlas régionaux disponibles (Roux et al., 2012).

La création et le maintien d'un mélange hétérogène de pelouses ouvertes, rases et pelouses fermées plus denses, par le pâturage équin a été déjà démontré depuis plusieurs décennies (Duncan, 1992; Beaver et al., 2008) pour les milieux semi-naturels (Köhler et al., 2016).

L'impact du pâturage sur une banque de graines d'un milieu nouvellement formé comme c'est le cas dans notre étude a peu été étudié. Sur le site du Plateau, site entièrement artificiel, une banque de graines s'est constituée au cours de la soixantaine d'années écoulée depuis la construction du remblai. Dans les parties pâturées, elle a notamment été influencée par l'action des chevaux exercée sur la végétation. Ainsi, dans la banque de graines, des différences entre faciès échantillonnés en relation avec la présence ou non de chevaux ont été mis en évidence mais, certains auteurs n'ont pas démontré l'existence de différences de banques de graines entre milieux pâturés et non pâturés (Meissner and Facelli, 1999).

L'ouverture du milieu conduit à une diminution de la diversité dans la banque de graines. Ainsi, les pelouses écorchées qui peuvent être considérées comme des stades pionniers des pelouses, ont une diversité inférieure au témoin qui comprend des pelouses fermées donc, *a priori*, plus anciennes. En revanche, l'ouverture du milieu conduit à une augmentation du nombre de graines. Dans notre étude,

les espèces les plus représentées dans la banque de graines du sol sont des espèces annuelles ou bisannuelles (*Centaureum tenuiflorum*, *Filago germanica*, *Erigeron sumatrensis*, *Dipsacus fullonum*, *Blackstonia perfoliata*). Au niveau de la viabilité des graines dans le sol, les espèces possèdent différentes stratégies en fonction de leur durée de vie (annuelle ou pérenne). Les plantes annuelles issues de milieux perturbés possèdent ainsi une dormance plus importante de leurs graines constituant une assurance suite aux mauvaises années où les conditions de germination sont défavorables. Les espèces pérennes quant à elles survivent entre les années, le phénomène de dormance prolongée est donc plus rare chez ces espèces. L'hétérogénéité est également supérieure dans le faciès de pelouses écorchées, ce résultat est semblable à celui de la végétation exprimée. Sur le long terme, il a déjà été montré que la richesse et la diversité de la banque de graines diminuent avec la succession (Donelan and Thompson, 1980) ce qui n'est pas confirmé dans notre cas pour les différents faciès de végétation herbacée. Dans les zones pâturées, l'apport d'azote peut modifier les taux de minéralisation des horizons pédologiques en surface et modifier l'activité biologique, ce qui a alors pour effet, de diminuer la viabilité des semences (Hilhorst and Karssen, 2000). Cependant la charge pastorale est relativement faible dans notre site d'étude. D'après nos résultats, la fermeture du milieu provoque une diminution de la similarité. Cette dissimilarité peut s'expliquer par le fait que la stabilité de la composition de la végétation lorsque la succession avance ne favorise pas la présence de graines persistantes dans les sols (Marage et al., 2006). Cependant, la richesse de la banque de graines et celle de la végétation exprimée ne sont pas toujours fortement corrélées ; c'est notamment le cas lorsque des espèces largement représentées et possédant une forte production végétative sont présentes (Grime, 1979). Compléter cette étude en prenant en compte certaines variables pédologiques permettrait de mieux comprendre la structure de la banque de graines comme c'est le cas dans certains milieux naturels (Marage et al., 2006).

3.4.2. Organisation du pâturage extensif équin et valeur fourragère

Le pâturage permanent (jusqu'à une certaine mesure) maintient la qualité du fourrage à un niveau relativement stable et élevé en stimulant la repousse des végétaux (Wallis De Vries et al., 1998). Ainsi, lorsque l'offre fourragère est assez importante, les herbivores tendent à se concentrer sur des couverts herbacés déjà largement pâturés (McNaughton, 1984; Wallis De Vries and Daleboudt, 1994). Si l'offre fourragère n'est pas assez forte, la sélectivité des animaux diminue et la corrélation entre qualité fourragère et intensité du pâturage diminue également (Armstrong and Milne, 1995). Ces résultats correspondent à ceux de notre étude. Sur notre site, le pâturage se concentre sur les pelouses les plus

ouvertes sans que les pressions pastorales mesurées dans chaque enclos, faibles, n'entraînent des manifestations de surpâturage (développement de refus, de zones raclées, etc.).

La valeur fourragère varie avec certaines caractéristiques des plantes (âge des tissus, type des tissus, groupe fonctionnel, présence de lignine, cellulose ou tissus secondaires), (van Soest, 1994). Les feuilles des arbustes du site présentent ainsi de fortes teneurs en calcium et magnésium, elles possèdent moins de cellulose que les pelouses étudiées et une digestibilité de la matière organique (dMO) plus élevée (Istasse et al., 1981; Selmi et al., 2011). Une augmentation des constituants pariétaux implique une perte de 2 à 3 points de dMO, moins il y a de cellulose meilleure est alors la digestion (Ballard, 2009). Les pelouses fermées et le témoin sans pâturage sur notre site, tous deux dominés par des espèces pérennes, ont une digestibilité inférieure (Gilhaus and Hölzel, 2016). Consécutivement, la valeur énergétique (Unité Fourragère Cheval) est supérieure dans les feuilles et plus faible dans les pelouses fermées et le témoin. La teneur en énergie des aliments est en lien avec la digestibilité de l'énergie brute qu'ils contiennent, et est donc étroitement liée à la digestibilité de la matière organique, (Soltner, 1986). La dMO est également fortement corrélée avec la teneur en protéines (Demarquilly et al., 1981; Safietou, 1988; Demarquilly and Andrieu, 1992) et plus généralement la composition chimique (Poncet et al., 2003), comme c'est le cas avec le phosphore, le calcium, le magnésium et le potassium. Les pelouses fermées du témoin sont surtout dominées par une poacée pérenne, le Brachypode de Phénicie (*Brachypodium phoenicoides*), très pauvre en légumineuses (Moinardeau et al., 2016), et plus riches en protéines que les graminées (Wolter, 2014). Ceci explique alors le plus faible taux de protéines mesuré dans le témoin sans pâturage. Les pelouses piquetées sont un mélange à la fois de Brachypode et d'arbustes ; le résultat obtenu en termes de protéines apparaît donc dans le fourrage de ce faciès intermédiaire entre ceux du témoin et des feuilles. Pour les autres faciès de pelouses, les taux supérieurs mesurés peuvent être expliqués par la présence de rosettes de bisannuelles là où les chevaux ont ouvert le milieu l'année précédente (2015), (Malik, 2017). La richesse en espèces, liée à la présence d'espèces annuelles est ainsi corrélée positivement à la présence de potassium, elle-même témoignant d'une jeune végétation régulièrement renouvelée (jeunes pousses). La quantité de potassium est, en revanche, faible dans les pelouses fermées où le Brachypode de Phénicie est également corrélé négativement avec la présence de calcium et magnésium confirmant les faibles taux pour ces cations dans les milieux riches en graminées pérennes (témoin et pelouse fermée).

Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus précédemment puisque l'herbe jeune est riche en phosphore mais pauvre en magnésium (Wolter, 2014), or les relevés botaniques ont été réalisés au printemps, période où l'herbe est la plus jeune (Malik, 2017). La teneur en phosphore des poacées diminue rapidement au cours de leur cycle, tandis que celle des légumineuses diminue de façon moins

rapide. Sur une prairie d'herbe jeune et riche, le cheval recherche les légumineuses et des plantes de végétation plus avancée pour la cellulose et les glucides indispensables à sa flore digestive normale (Defonseca, 2007). Pour équilibrer son régime, par exemple trop de protéines et pas assez de glucides, il peut jouer sur ses réserves corporelles (Defonseca, 2007). Les fourrés sont des dicotylédones et leur feuillage sont plus riches en minéraux que les monocotylédones, ce qui est cohérent avec les résultats obtenus. Sur ce remblai, on observe une forte saisonnalité notamment concernant la digestibilité qui est nettement supérieure au printemps. Les feuilles de fourrés arbustifs possèdent de meilleures valeurs fourragères dans la plupart des éléments étudiés sauf en ce qui concerne la cellulose et ce pour chaque saison étudiée. Ce sont les témoins sans gestion qui ont les valeurs les plus basses en éléments, quelle que soit la saison étudiée. Avec l'approche de l'hiver et le stress associé par le froid et l'irradiation solaire réduite, la croissance de l'herbe diminue et la sénescence de la biomasse aérienne prend de l'importance (Wallis De Vries et al., 1998). Les herbivores sont alors confrontés à l'épuisement d'un fourrage de bonne qualité et doivent compter sur du fourrage de qualité inférieure ou se tourner vers d'autres ressources telles les feuilles des fourrés d'arbustes semi-persistants dans notre étude. Ces résultats confirment l'intérêt de la présence d'arbustes semi-persistants pour assurer l'alimentation hivernale du troupeau (Malik, 2017) et diversifier son bol alimentaire. Ainsi, la persistance de l'ensemble des faciès identifiés en mosaïque apparaît comme une garantie permettant aux animaux d'assurer leur équilibre alimentaire tout au long de l'année.

Les relations entre NDVI et productivité de la biomasse sont de plus en plus utilisées en recherche (Jensen and Hardin, 2007; Purkis and Klemas, 2011). Pour notre étude, l'indice de végétation NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*) paraît comme un bon estimateur de la biomasse herbacée aérienne du site permettant d'obtenir des informations fines sur la dynamique et la distribution de la végétation à large échelle, une trentaine d'hectares (Pettorelli et al., 2011). Les cartes réalisées témoignent de la différence de production photosynthétique et de biomasse végétale au sein du site et permet d'attester de l'intensité du pâturage et de son hétérogénéité au fil des années. La pose de GPS sur les animaux a également permis de mieux quantifier et d'analyser leur fréquentation du site. Une critique a été précédemment émise sur le nombre d'échantillons de biomasse collectés pour estimer le NDVI, qui ne représentent généralement qu'une petite partie des sites pâturés (Flynn, 2006). Cependant, la technique de collecte utilisée s'est révélée être d'une bonne précision et fréquente dans les études dont l'échantillonnage destructeur de biomasse n'est pas un problème (Haydock and Shaw, 1975; Harman et al., 1997; Martin et al., 2005). Pour les quatre années d'analyse d'imagerie aérienne (2014-2017), une corrélation très significative a pu être notée entre l'indice de végétation NDVI et la richesse en espèces végétales recensées sur le terrain via les relevés botaniques réalisés dans les quadrats. Le NDVI est donc bien un outil opérationnel permettant des

comparaisons spatiales et temporelles de la végétation à des échelles supérieures aux quadrats de végétation (Pettoirelli et al., 2011).

Divers facteurs, communs aux systèmes de pâturage, sont connus pour influencer sur l'indice de végétation NDVI, y compris la physiologie de la plante, la croissance et la sénescence (Manning et al., 2017). La baisse du NDVI est révélatrice de l'évolution de l'activité photosynthétique des plantes, d'une plante en croissance à une plante en cours de maturation. Dans notre étude, il a été montré que les chevaux préféraient brouter les zones photosynthétiques élevées, ce qui a pour résultat le fait que le matériel sénescé n'est pas consommé, comme d'autres études l'ont démontré chez les bovins (Manning et al., 2017). Cette affirmation révèle également une préférence des chevaux pour les endroits du site où le NDVI est élevé, soulignant alors la nature sélective du pâturage équin en relation avec la qualité de la végétation. Un NDVI élevé étant synonyme d'une augmentation de la quantité mais pas de la qualité des fourrages, (Handcock et al., 2009; Manning et al., 2017). Cet attrait pour les milieux correspondant à un indice de végétation élevé a déjà été démontré par d'autres recherches, notamment lors d'un suivi de troupeau bovin également équipé de dispositifs GPS (Trotter and Lamb, 2008). Une température extérieure élevée peut influencer la sélection de milieux où le NDVI est élevé, ces milieux incluant des zones sous les arbres où les animaux trouvent de l'ombrage (Manning et al., 2017). Une expérience réalisée avec des GPS pour observer les déplacements des animaux en prenant compte la température de l'air au cours de chaque journée permettrait d'observer le comportement des juments et la sélection des lieux propices à leur alimentation, particulièrement en région méditerranéenne. Les changements du NDVI au fil du temps peuvent aussi indiquer la baisse de la qualité des pâturages, comme la teneur en fibres. En effet, à mesure que les fourrages mûrissent, la teneur en fibres (hémicellulose, cellulose et lignine) dans la végétation augmente (Beever et al., 1989). Le pâturage peut donc affecter à la fois l'activité photosynthétique des plantes et le NDVI.

La pose de GPS sur les animaux souligne une fréquentation privilégiée de certaines parties/zones du parc, notamment près des points d'entrée où les chevaux sont visités quotidiennement, mais également près des abreuvoirs. D'autre part, les deux troupeaux cherchent régulièrement un contact visuel bien qu'ils ne puissent pas être regroupés en un seul troupeau pour des raisons de hiérarchie et dominance (com. pers. technicienne de la réserve). Les animaux sont capables d'ajuster leur comportement et le budget-temps associé afin de répondre à leurs demandes (nutritionnelles, sociales, etc.), (Manning et al., 2017). Cependant le cycle circadien joue un rôle important dans le comportement des juments et le site n'est pas fréquenté de la même manière la nuit et le jour. La nuit, les animaux de chacun des parcs semblent se regrouper au centre du site, dans des milieux ouverts. Les chevaux préfèrent manger de jour et surtout en fin de journée (Duncan, 1992). Cette préférence est corrélée avec la concentration des nutriments dans les plantes qui est maximale après une journée de photosynthèse. Les seules variations majeures de l'organisation des activités sur 24h seraient

causées par les parasites hématophages, taons et moustiques : pendant les heures d'activité de ces insectes les chevaux ne s'alimentent pas et présentent une gamme de comportements afin de diminuer l'impact des insectes piqueurs (Duncan and Cowtan, 1980; Hughes et al., 1981). D'autres facteurs jouent également un rôle dans l'influence des comportements de pâturage telles que la hauteur, la maturité et la qualité des plantes (Scarnecchia et al., 1985).

3.4.3. Implications pour la gestion de la végétation de la digue

Entre 2014 et 2018, le pâturage équin extensif appliqué sur notre site d'étude a eu un impact positif essentiellement sur les faciès de pelouses les plus ouvertes, mais également sur les pelouses fermées après la division du site en trois parcs entre 2016 et 2017. Ces impacts positifs comprennent, une augmentation de la richesse spécifique et de l'hétérogénéité de la végétation exprimée ainsi qu'un nombre de graines viables plus important dans la banque de graines. La réduction de la hauteur moyenne de la végétation via la réduction du recouvrement de *B. phoenicoides* a également permis une augmentation de la valeur fourragère en lien avec l'apparition d'espèces annuelles considérées comme des bonnes fourragères (*Trifolium sp.*, *Vicia sp.*). Sur ce dernier point, nos résultats montrent cependant la nécessité de maintenir la diversité des faciès de végétation présents.

Cependant, pas ou peu d'impacts des juments ont été mis en évidence sur les milieux fermés et les fourrés arbustifs dont seules les feuilles sont consommées en hiver. Ces prélèvements sont insuffisants pour avoir une action significative pour un contrôle de l'embroussaillage du site (Rotherham, 2013). Il a été montré que les systèmes de pâturage en parcs alternés peuvent augmenter l'impact des animaux sur la végétation et la durabilité des pelouses mais ils dépendent d'une bonne gestion avec un pilotage des troupeaux optimal pour les objectifs de gestion visés (Manning et al., 2017). Les approches traditionnelles utilisées ont permis de fournir des résultats au niveau local et il est difficile d'étendre cette information à de vastes zones géographiques (Duro et al., 2007). Pour ce faire, une analyse paysagère par télédétection et analyse d'imagerie aérienne a été effectuée et a permis d'étudier les animaux dans leur environnement ainsi qu'avoir une meilleure compréhension des interactions entre les animaux et le paysage, ce qui peut mener à préconiser des options de gestion plus durables (Handcock et al., 2009).

Dans notre cas, la pression de pâturage pourrait être légèrement augmentée car elle reste, pour chaque enclos, voisine de 0,2 UGB/ha/an. Cette charge est en effet conseillée par les gestionnaires d'espaces naturels de pelouses mésophiles denses pour une restauration de parcelles où l'action du pâturage doit être importante (Poirier and Philippot, 2012). Des associations de plusieurs espèces

d'herbivores pourraient également être testées en prenant compte d'éventuelles aptitudes des différentes races à exploiter des milieux hétérogènes (Edwards and Hollis, 1982; Loucougaray et al., 2002). Un troupeau mixte chevaux/chèvres pourrait ainsi être testé sur le site du Plateau de façon à diminuer la superficie des faciès piquetés d'arbustes et des fourrés, pauvres en espèces, assurant ainsi une grande disponibilité de la lumière au sein des peuplements (Kotowski and van Diggelen, 2004) par l'aptitude des caprins à consommer les ligneux. Les caprins devraient néanmoins être gardés par un chevrier pour s'assurer que l'impact sur la végétation ciblée soit suffisant. Adopter une pression de pâturage optimale ou pouvoir la réajuster rapidement est en effet la clé du succès et la gestion des pâturages non seulement au niveau local mais aussi au niveau de l'échelle paysage (Kleijn et al., 2009; Dengler et al., 2014).

TRANSITION VERS LE CHAPITRE 4

Le **Chapitre 4** est centré sur le site 3, le plus au Sud de la zone d'études afin de mesurer l'impact de deux gestions sur un remblai en sous-bois, débroussaillé et/ou pâturé par des caprins, sur les communautés végétales (quadrats permanents). Une estimation du prélèvement caprin sur la ronce, espèce cible à contrôler, est également effectuée grâce à l'outil SIG à la fin de chaque saison de pâturage pour mesurer l'efficacité du système de pâturage à l'échelle du site. Un des objectifs de ce chapitre est de savoir si le pâturage caprin peut créer et/ou maintenir des communautés herbacées ouvertes riches et diversifiées en sous-bois et surtout entretenir les layons forestiers créés par le débroussaillage mécanique.

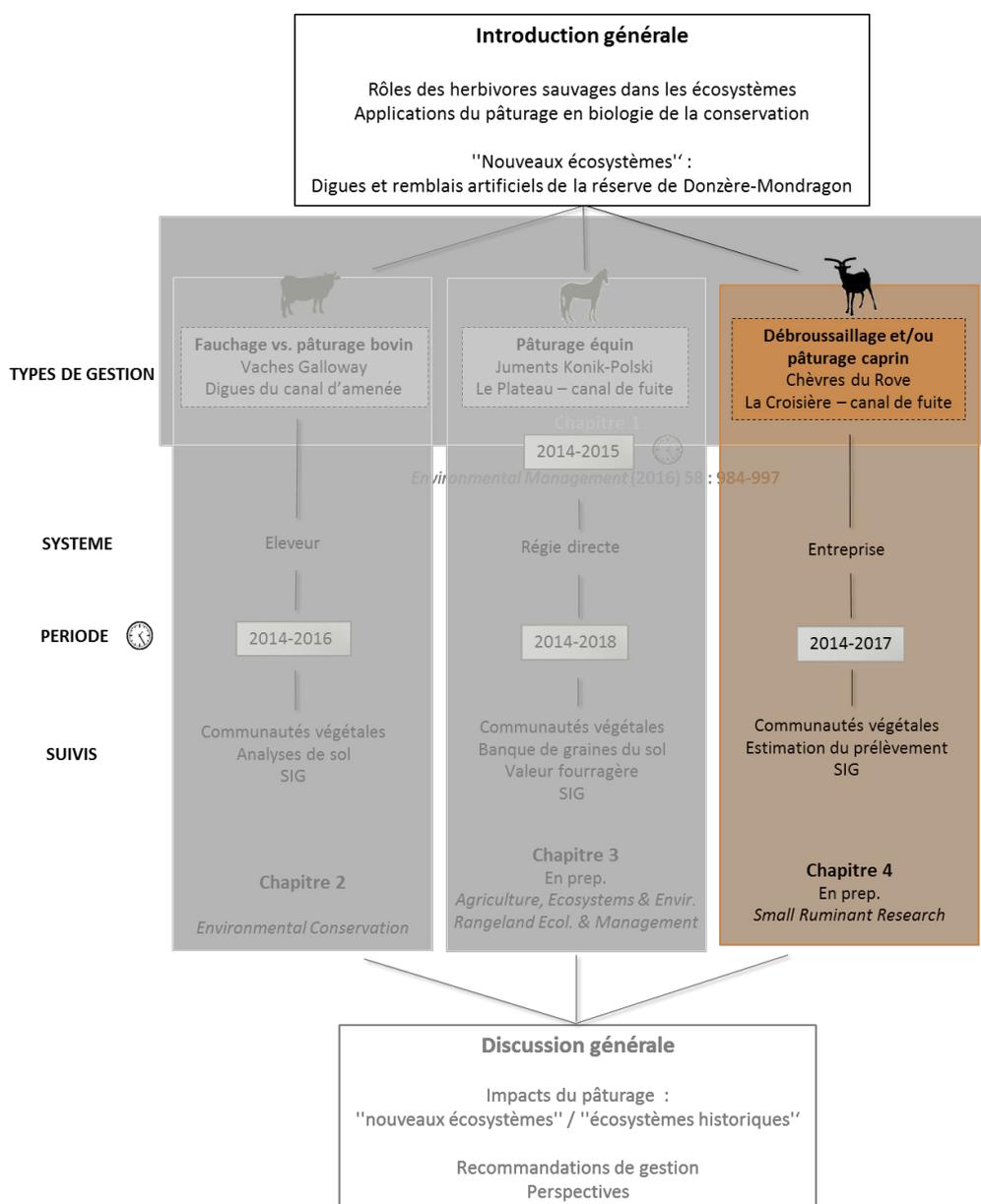


Figure T.4. Localisation du **Chapitre 4** dans l'organisation générale de la thèse



Photographie T.7. Chèvres du Rove pâturent le site de la Croisière © C. Moinardeau



Photographie T.8. Débroussaillage en cours sur le site de la Croisière © J. Chenot

CHAPITRE 4

Utiliser le débroussaillage mécanique et le pâturage caprin pour restaurer la diversité végétale herbacée sous le couvert forestier d'une digue dans la vallée du Rhône

Using mechanical clearing and goat grazing for restoring understory plant diversity of dykes in the Rhône valley

(Southern-France)

En prep. pour *Small Ruminant Research*

Cannelle Moinardeau, François Mesléard, Hervé Ramone, Thierry Dutoit

Résumé du chapitre

De nombreuses recherches ont été menées sur les impacts du pastoralisme en zones boisées ou arbustives. Celles-ci ont montré que le pastoralisme, sous certaines conditions, a un effet positif et complémentaire aux travaux de débroussaillage. De nombreuses méthodes ont également été développées pour mesurer les prélèvements des animaux qui restent des points clés dans l'évaluation de l'efficacité des différents de gestions sur la végétation. Sur un remblai artificiel le long du Rhône, canal de fuite de l'usine hydro-électrique de Donzère-Mondragon, une végétation de type forestier avec une très forte dominance de la ronce en sous-bois s'est installée spontanément depuis 1954 après plantations de robiniers à des fins esthétiques et de maintien des sols. Pour limiter l'expansion de la ronce, celle-ci a été broyée mécaniquement en 2012 selon un système de clairières connectées par des layons et le secteur entier a ensuite été pâturé par des chèvres rustiques (Chèvres du Rove) afin d'entretenir les layons et inciter les chèvres à consommer les ronciers à partir de ces layons. Ces deux modes de gestion ont été testés en comparaison de la non intervention durant trois années (2014 à 2016). Le suivi de la végétation sur des placettes permanentes (25m²) a permis, de montrer que le pâturage caprin augmente significativement à court terme la richesse en espèces herbacées et l'hétérogénéité (diversité beta) en complément d'un débroussaillage préalable. A l'échelle du site, l'analyse d'indices de consommation de la ronce sous SIG a permis d'obtenir une estimation du volume ingéré par le troupeau et a donc permis d'estimer l'efficacité de l'action des caprins entre 2015 et 2017. A court terme, les objectifs des gestionnaires d'ouvrir le milieu et de réduire les ronciers semblent atteints mais une arrivée annuelle plus précoce des animaux et l'installation de plusieurs parcs de contention comme en 2016, semblent souhaitables pour assurer la pérennité de ces résultats.

Mots-clés : communautés végétales – débroussaillage mécanique – écopastoralisme caprin – télédétection – *Rubus ulmifolius*

4.1. Introduction

La construction de barrages et de digues depuis plusieurs siècles a totalement perturbé la biodiversité des vallées fluviales européennes (Jensen et al., 2006). L'artificialisation du lit des fleuves peut s'avérer irréversible car la restauration écologique du milieu ne permet pas nécessairement le retour à une dynamique naturelle du cours d'eau notamment lorsque la rivière a profondément incisé son lit et que les sources de sédiments sont taries (Schumm et al., 1984). La chenalisation des cours d'eau a également divers impacts sur l'écoulement de l'eau, la température et l'eutrophisation. Il réduit le débit à l'aval de l'ouvrage et provoque l'immersion des berges par un élargissement plus ou moins important du cours d'eau selon la hauteur de l'ouvrage (Bravard and Clémens, 2008). Ces modifications hydrogéologiques peuvent conduire à des changements significatifs dans les communautés végétales riveraines (Wasson et al., 1995) notamment là où des digues et remblais ont été mis en place suite à la construction des chenaux et ouvrages hydro-électriques. Sur ces aménagements, le besoin des concessionnaires des ouvrages de détecter et d'éviter, pour des raisons de sécurité, toutes anomalies, comme des infiltrations d'eau en surface ou via les systèmes racinaires en profondeur, nécessite alors le plus souvent de maintenir une végétation ouverte notamment en débroussaillant ou fauchant mécaniquement les digues de manière récurrente (Nicaise, 1996). Au contraire, sur les digues où la sécurité n'est pas la préoccupation majeure une succession végétale spontanée peut alors s'effectuer et conduire à une colonisation de ces ouvrages par des espèces ligneuses. C'est notamment le cas des digues situées en aval des ouvrages hydroélectriques, où l'eau turbinée représente moins de risques qu'en amont. L'ouverture de la végétation et le contrôle des ligneux peut alors s'avérer nécessaire pour d'autres raisons comme la lutte contre l'effet refuge pour les sangliers en contexte paysager agricole (Tolon and Baubet, 2010), la volonté de maintenir une certaine hétérogénéité de la végétation pour maximiser la diversité floristique et faunistique ou encore la création des corridors prairiaux à l'échelle du bassin versant (Clément and Maltby, 1996). Le pâturage, selon certaines modalités, pourrait alors être proposé comme un outil de restauration et de conservation d'espaces ouverts (pelouses, prairies, clairières, lisières, etc.).

Le pâturage par les grands herbivores est déjà utilisé depuis de nombreuses années comme moyen de gestion dans de nombreux écosystèmes prairiaux semi-naturels (McNaughton, 1985; C.W.D. Gibson et al., 1987; Bullock et al., 1994; van Wieren, 1995; Bakker, 1998; van Wieren and Bakker, 1998; Bokdam and Gleichman, 2000), afin notamment de favoriser une certaine biodiversité (Watkinson and Ormerod, 2001). Il permet, le plus souvent, la maîtrise de l'embroussaillage, sous réserve d'appliquer des modalités de gestion adaptées (Rotherham, 2013). Le pâturage ciblé (*targeted grazing*, Frost and Launchbaugh, 2003) vise, par la mise en place d'un troupeau durant des périodes, et selon

des intensités déterminées, à répondre à des objectifs précis de gestion de la végétation. La quantification de l'impact d'une telle gestion sur les plantes ainsi que son ajustement sont des objectifs assez récents (Ingham, 2008). Il a ainsi été démontré que le pastoralisme a souvent un effet positif complémentaire aux travaux de débroussaillage mécanique (Tälle et al., 2016). De façon générale la consommation dans la durée d'un végétal entraîne sa mortalité due à son incapacité de se régénérer sur le long terme si les prélèvements sont supérieurs à 30% (Roudaut et al., 2007b). De plus, le pâturage en parcours embroussaillé, jadis délaissé car présentant de fortes contraintes, fait aujourd'hui de nouveau l'objet d'une attention particulière (De Simiane, 1987). Ceci est en partie lié aux politiques européennes en matière de préservation de la biodiversité incitant les éleveurs à maîtriser l'embroussaillage des milieux par le pâturage et restaurer ou conserver des habitats pastoraux herbacés à forte valeur patrimoniale (Meuret, 2005; Roudaut et al., 2007a). En Europe, ce regain d'intérêt s'observe majoritairement dans la région méditerranéenne et pour les petits ruminants (Recensement de l'Agriculture 2000). En sous-bois, ils consomment à la fois les espèces herbacées, les ligneux bas, les feuillages et les jeunes pousses d'arbres mais aussi les fruits tombés au sol. L'arbre apporte ainsi des compléments dans la ration par la diversité de son offre (feuillage, rameaux, fruits), (Roudaut et al., 2007a), même si sa consommation varie au cours de l'année (De Simiane, 1987). La quantité ingérée varie en fonction de la qualité et de la digestibilité de la végétation consommée. Le mode de conduite et la technique de pâturage utilisée (rotation, parcs, chargement) conditionnent également le comportement alimentaire (nature, intensité du prélèvement). Dès lors que les animaux sont utilisés pour la production, une connaissance préalable de leur régime alimentaire et de la valeur nutritive des végétaux est indispensable car les animaux doivent concilier d'une part la production attendue mais aussi les attentes des gestionnaires des espaces forestiers concernés (Roudaut et al., 2007b). Le choix de la période, du circuit et de l'intensité sont le plus souvent déterminant car le pâturage tôt en saison implique un meilleur impact sur les arbustes tandis que le pâturage tardif limite les atteintes aux espèces animales et végétales tardives.

Les brebis consomment de préférence l'herbe (*grazers*), les chèvres consomment plus largement les ligneux (*browsers*), (Campbell and Taylor, 2006). Elles sont, par rapport aux autres animaux d'élevage, davantage opportunistes. En adaptant leurs préférences en fonction de la disponibilité en nourriture, elles sont ainsi capables de tirer profit d'un nouveau type de pâturage (Osoro et al., 2013). Les chèvres peuvent incorporer dans leurs rations des éléments très grossiers pauvres en substances nutritives ; elles consomment ainsi fortement les espèces ligneuses (Gihad et al., 1980; Malechek, 1981; Hodgson, 1990) et les ressources arbustives (feuillages, lianes, rameaux), (Colas et al., 2002), dont la ronce (Gautier et al., 2006). Les caprins augmentent la proportion de végétation ligneuse dans leur ration

dès que la valeur nutritive de l'herbe diminue, tandis que les ovins continuent à exercer une forte pression de pâturage sur l'herbe sèche (Bourbouze, 1982; Leclerc, 1985). Certains auteurs qualifient alors les chèvres de consommateurs intermédiaires ou mixtes (*intermediate or mixed feeders*), (McGregor, 2003). La préférence des caprins va globalement aux tissus jeunes. La phytomasse disponible pour les animaux diminuant au cours de la saison, les chèvres compensent en partie cette baisse de la disponibilité en augmentant leur hauteur de broutage (Etienne et al., 2002). Les facteurs permettant d'expliquer les différences mesurées dans les choix alimentaires des deux espèces peuvent être des adaptations morphologiques, biochimiques, physiologiques et comportementales (McGregor, 2003). La chèvre a une lèvre supérieure mobile et une langue préhensile (Campbell and Taylor, 2006). En se positionnant sur ses pattes arrières ou en grimpant sur des arbustes quand la structure des branches le permet, elle peut consommer les parties des végétaux situées plus haut (Narjisse, 1991). Ainsi, l'agilité naturelle des chèvres leur permet d'atteindre jusqu'à 2 mètres de hauteur (Colas et al., 2002). Diverses études (Wilson, 1977; Gihad et al., 1980) ont montré que les caprins possédaient une aptitude supérieure aux autres ruminants pour digérer les végétaux grossiers. Elles possèdent des capacités digestives spécifiques, une aptitude à recycler l'azote sous forme d'urée dans la salive. A chaque bouchée, l'azote avalé est enrichi, facilitant la digestion (Meuret and Provenza, 2015). Les chèvres sont davantage tolérantes aux tanins et alcaloïdes des végétaux que les ovins (Malechek and Provenza, 1983). Certains végétaux possèdent des caractéristiques morphologiques, telles les épines censées empêcher l'herbivorie (Bruzzese and Lane, 1996), mais les caprins s'avèrent également capables de les consommer (Decandia et al., 2008). Les chèvres apparaissent ainsi les herbivores domestiques les mieux adaptés pour pâturer les milieux embroussaillés méditerranéens en termes d'utilisation potentielle des arbustes (Rogosic et al., 2006).

Le pâturage ciblé (*targeted grazing*), (Frost and Launchbaugh, 2003) en milieu embroussaillé nécessite une bonne motivation des troupeaux, qui se produit par la conception de circuits de pâturage et la création de « menus » pour les animaux, où chaque « plat » correspond à des portions d'espaces enchaînées au cours du circuit (herbes fines, herbes grosses, lianes, feuillages d'arbres et d'arbustes, fruits), (Meuret, 2005). Un circuit de pâturage correspond généralement à un repas. Chez les ruminants comme la chèvre, le repas doit ensuite être ruminé dans des lieux de repos confortables (plats, ventilés, à l'ombre, à la mi-journée, loin des perturbations). Un troupeau n'ayant pas suffisamment ruminé n'a qu'une faible motivation pour le repas suivant. Un nombre croissant de particuliers et d'entreprises choisissent de fait le « débroussaillage » caprin ou éco-pâturage via l'utilisation de races rustiques pour des raisons pratiques (capacité d'action sur terrain non mécanisable), économique mais aussi pour l'image « positive » que ce moyen de débroussaillage véhicule (McGregor, 2003).

La chèvre du Rove est une race rustique largement utilisée dans les parcours embroussaillés du Sud de la France notamment dans la région Provence-Alpes-Côte-D'azur (60%). Si elle faillit disparaître, ses effectifs connaissent aujourd'hui une augmentation croissante (1832 : moins de 200 individus, 2010 : 7 918), (Duclos, 2010). Cette race mixte (laitière et viande) possède aussi de bonnes aptitudes à la valorisation des espaces difficiles de par sa rusticité (peu sensible aux fortes variations de températures, aptitude aux déplacements sur terrain accidenté, valorisation des espaces pauvres). De ce fait la chèvre du Rove est régulièrement utilisée dans les travaux de débroussaillage malgré le fait que seulement 9% des élevages aient cette vocation initiale en France (Duclos, 2010).

Sur milieu embroussaillé, le pâturage est très souvent associé à des interventions mécaniques (gyrobroyage, débroussaillage). De manière quasi systématique, il est recommandé de pratiquer une ouverture préalable mécanique du milieu en première année, afin de favoriser et simplifier l'accès du troupeau au milieu (CERPAM, 2006). Bien que les études portant sur les effets respectifs du débroussaillage et du pâturage ne conduisent pas toujours à des décisions tranchées, les travaux sur le sujet en prairies semi-naturelles européennes (article de synthèse réalisé par Tälle et al., 2018) montrent le plus généralement un effet similaire des fréquences de fauchage à court terme et des effets plus flous à long terme. La raison pourrait être le changement plus rapide de la végétation au cours des premières années après l'introduction d'une nouvelle méthode de gestion ou des changements dans l'intensité de pâturage (Lepš, 1987). Ces résultats ont cependant été obtenus pour des prairies semi-naturelles européennes et non des espaces embroussaillés ou forestiers méditerranéens. Le type de gestion appliqué peut être davantage déterminant que l'intensité (Tóth et al., 2016; Batáry et al., 2010). La fréquence est également importante à considérer ; un fauchage répété au cours d'une même année peut être favorable pour la conservation, mais pas d'un point de vue économique (Tälle et al., 2018).

L'efficacité du pâturage en matière de restauration et de conservation de la biodiversité est fortement liée aux types, volumes et époques de prélèvements des végétaux par les herbivores. C'est pourquoi, de nombreuses méthodes ont été préalablement développées pour mesurer les prélèvements des animaux mais elles restent très différentes selon les objectifs de l'étude. La mesure d'indice de consommation permet d'avoir une vue d'ensemble du phytovolume ingéré par le troupeau et donc d'estimer l'efficacité du débroussaillage par le troupeau. Cette méthode est largement préconisée lors des suivis des travaux de débroussaillage par les troupeaux en milieux naturels (Etienne et al., 2002). Le couplage de cette méthode avec la télédétection permet également de quantifier et représenter

spatialement, via Système d'Information Géographique (SIG), le prélèvement des animaux sur la végétation à l'échelle de la zone pâturée (Köhler et al., 2016).

Plusieurs études concernant les impacts et l'efficacité du pastoralisme caprin sur la végétation de sous-bois (Elias and Tischew, 2016), et notamment sur la ronce (Hendrickson and Olson, 2006; Ingham, 2008) ont déjà été réalisés préalablement. Les espèces dont les taux de croissance sont élevés, notamment après coupe ou broutage de leurs extrémités, telle la ronce, colonisent souvent les forêts perturbées ou en cours de succession (Radosevich et al., 2007). Parmi ces études, peu ont eu pour objet la comparaison des effets du débroussaillage, du pâturage et de leur combinaison en comparaison d'un contrôle non pâturé, seul dispositif expérimental de terrain permettant de discriminer les effets de chaque traitement et leur combinaison par rapport à l'absence de gestion.

Dans cette étude d'une durée de trois ans (2014-2016), nous avons donc testé les impacts respectifs d'un régime de pâturage extensif caprin sans objectif de production succédant ou non à un débroussaillage mécanique annuel par layons (2012), sur la végétation herbacée d'une digue recouverte d'une végétation boisée spontanée située dans la basse vallée du Rhône, le long d'un canal de dérivation du fleuve. En complément des suivis botaniques en placettes permanentes, les prélèvements de ronce ont été estimés en hiver sur l'ensemble du site pour être ensuite cartographier sous SIG. Différentes variables peuvent alors être testées pour expliquer la répartition spatiale des différents taux de prélèvements (distance aux parcs, zone préalablement débroussaillée mécaniquement ou pas).

Par cette expérimentation nous avons donc voulu répondre aux questions suivantes :

- Qui du pâturage caprin, du débroussaillage mécanique ou de la combinaison des deux, favorise le plus la composition, richesse, diversité et hétérogénéité de la végétation herbacée d'un sous-bois installé spontanément sur une digue en comparaison de l'absence de gestion ?
- Quels sont les facteurs qui expliquent l'hétérogénéité spatiale du prélèvement de la ronce par les chèvres à l'échelle du site ?
- Le pâturage caprin et/ou le débroussaillage mécanique permettront-ils de conserver durablement un mélange d'espaces herbacés et boisés sur les digues et remblais bordant les canaux et ouvrages hydro-électriques de la vallée du Rhône ?

4.2. Matériel & méthodes

4.2.1. Site d'étude

Le climat local du site est méditerranéen, avec une température annuelle moyenne de 15°C et des précipitations totales annuelles entre 500 et 700 mm (voir I.4.). Le site (coord. 44°16'41.58"N 4°43'22.65"E) est constitué des digues et remblais artificiels du barrage et de l'usine hydro-électrique de Donzère-Mondragon (180 km au Sud de Lyon et 55 km au Nord d'Avignon) dans le cours inférieur du fleuve (Fig. 4.1). Construit entre 1948 et 1952 par la Compagnie Nationale du Rhône (CNR), le canal de Donzère-Mondragon transporte une part des eaux du Rhône nécessaires à l'usine hydro-électrique, entre les villes de Donzère et Mondragon dans la plaine alluviale du Tricastin (Fig. 4.1). Les digues et remblais ont été construits avec les millions de tonnes de sédiments alluviaux (pierres, sables, limons) extraits du creusement du canal, et ont été plantés avec des arbres ornementaux pour des raisons d'esthétique. En février 1954, une réserve de chasse et de faune sauvage a été créée, gérée depuis par l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage, sur 1454 ha, le long d'une bande de 28 km et de 300 à 850 m de largeur. Son objectif était d'augmenter les espèces gibiers ainsi que la diversité des habitats pour la flore et la faune (Roux et al., 2007).

En 2014, un site de 20 ha a été retenu pour tester l'effet du pâturage sur la végétation forestière notamment pour casser l'effet de refuge pour les populations de sangliers dans un contexte de matrice paysagère de grandes cultures (céréales, oléo-protéagineux, vergers, etc.). Le site retenu « La Croisière » est localisé à 4 km au Sud de l'usine hydro-électrique sur un remblai du canal de fuite (Fig. 4.1). Initialement planté en robiniers dans les années 1950 afin de maintenir les sols et d'accélérer la succession végétale spontanée par leur action fixatrice d'azote atmosphérique, le site est aujourd'hui pourvu d'une canopée dense (95 %) composée d'arbres plantés (*Robinia pseudoacacia*) ou d'arbres ayant colonisé naturellement le site (*Populus alba*, *Populus nigra*, *Fraxinus excelsior*, *Juglans regia*, etc.). La ronce à feuilles d'orme (*Rubus ulmifolius* Schott.) est l'espèce cible de la gestion mise en place sur le site. Cette espèce dont la dynamique de colonisation est facilitée par des modifications des régimes de perturbation et/ou les conditions environnementales (Masson, 2014) est originaire de la région méditerranéenne. La végétation a été débroussaillée mécaniquement en 2012 via un système de layons reliant des clairières puis un pâturage caprin par des chèvres du Rove a été mis en place depuis 2013 sur 20 ha. Les chèvres appartiennent à un entrepreneur spécialisé dans l'éco-pâturage, n'ayant pas pour objectif la production de lait ou de viande. Entre juillet et octobre 2013, 300 chèvres rustiques (chèvres du Rove) ont ainsi pâturé le site mais, seulement une centaine durant la même période en 2014 et 2015. En 2016, une centaine de chèvres et de brebis étaient présentes dès le mois de mars. En 2017, les chèvres sont arrivées plus tardivement que la saison de végétation propice aux

relevés botaniques qui n'ont donc pas été effectués en 2017 (Introduction Générale). Un chevrier est présent durant la période de pâturage et le troupeau est guidé par des chiens le jour et parqué la nuit dans un parc dont l'emplacement a été changé à chaque saison de pâturage pour réduire les risques d'infections de parasites à cycle court et optimiser l'action de prélèvement du troupeau sur l'ensemble du site (cf. infra).

4.2.2. Relevés de végétation

Les relevés ont été réalisés par la méthode des quadrats dont les dimensions ont été déterminées par le calcul de l'aire minimale (Guinochet, 1973) des communautés végétales arbustives et arborées soit 25 m² (5 x 5 m). L'abondance de chaque espèce végétale a été définie en classes de recouvrement, comme suit : 1 = espèce couvrant moins de 5% du quadrat, 2 = espèce couvrant entre 5 et 25 %, 3 = espèce couvrant entre 26 et 50 %, 4 = espèce couvrant entre 51 et 75 %, 5 = espèce couvrant plus de 75 %, and + = espèce représentée par un seul individu dans le quadrat. Le recouvrement de la végétation (en %), le recouvrement de litière (%) et le sol nu (%), la présence de galets (%) ont également été mesurés.

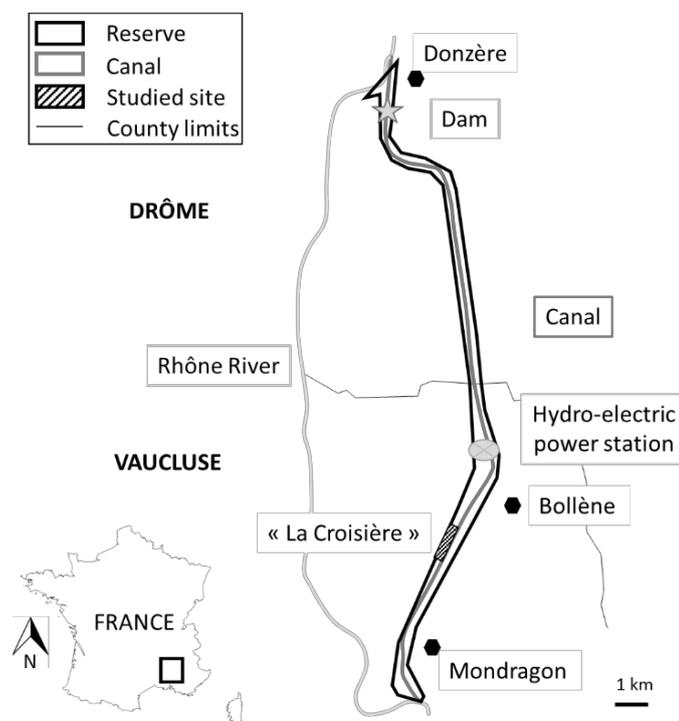


Figure 4.1. Localisation du site d'étude « La Croisière » au niveau de l'ouvrage hydro-électrique de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône (Sud-Est de la France). Localisation du site d'études (en pointillés), limites de la réserve (linéaire noir), usine hydro-électrique (point gris clair), canal (linéaire gris foncé), le Rhône (linéaire gris clair).

Cinq quadrats ont été distribués aléatoirement dans chacun des traitements : pâturage caprin seul (G : grazed), débroussaillage et pâturage (CG : cleared and grazed), débroussaillage puis exclusion du pâturage (CF : cleared and fenced) et contrôle sans gestion (C : control).

Les suivis de la végétation ont été réalisés chaque année en mai (2014 à 2016) période à laquelle la majorité des espèces végétales sont identifiables. Les paramètres de diversité, la diversité alpha (richesse spécifique) et la diversité beta qui correspond à la moyenne de la distance de Bray-Curtis entre les 5 quadrats de chacun des traitements ont été calculés (la moyenne de la distance varie de 0 à 1, 0 signifiant une similarité totale entre les traitements). La hauteur moyenne de la strate de végétation herbacée a également été estimée. La nomenclature des plantes vasculaires suit celle de Tison et al. (2014).

4.2.3. Estimation du prélèvement caprin sur la ronce

La ronce étant l'espèce dominante de la strate arbustive (Rocher, 2014), elle a été désignée comme l'espèce à contrôler par les gestionnaires de la réserve pour évaluer le succès de l'opération. Trois campagnes d'évaluation du prélèvement par les chèvres ont donc été réalisées. Pour évaluer ces prélèvements, des relevés ont été effectués à la fin de chaque période de pâturage en 2015, 2016 et 2017 avec pour objectif de comparer les prélèvements effectués sur la ronce en fonction de la distance au parc, de la réalisation ou non d'un débroussaillage. Pour chaque relevé, le pourcentage de consommation de la ronce (Tab. 4.1) a été estimé d'après le protocole proposé par (Garde et al., 2013), dont la classe 1 révèle 0 à 10 % de consommation, la classe 5 plus de 60 %. L'absence de consommation ou l'absence de ronce au point de lecture sont également notifiées.

Indice	Prélèvement par les chèvres (%)
∅	Absence de ronce
+	Absence totale de prélèvements
1	0 - 10
2	10 - 20
3	20 - 40
4	40 - 60
5	> 60

Tableau 4.1. Indice de consommation de la ronce (Garde et al., 2013, modifié)

L'estimation de la consommation de la ronce a été mesurée par un groupe de huit personnes, quatre disposées au Nord du chemin d'accès (Fig. 4.4) et quatre personnes disposées au Sud, une personne parcourant le bas de pente, deux au milieu et une le haut de pente. Les points de relevés référencés par GPS (indice de consommation) ont été effectués tous les 20 m environ, le long de transects rectilignes, jusqu'à la limite du terrain pâturé (20 ha au total). Si un point préalablement référencé

n'est pas accessible à l'observateur (présence de ronciers impénétrables), un point est alors réalisé au début de l'obstacle et un autre à la fin. Cette méthode a été choisie car il était impossible d'utiliser de l'imagerie aérienne du fait de la très grande hétérogénéité verticale de la végétation du sous-bois.

Les ligneux, dont les ronces, supportent jusqu'à 30% de consommation de leurs organes. Au-delà, la régénération diminue et la ressource s'épuise (Tab. 4.2, Garde et al. 2013). C'est donc un prélèvement supérieur à ce taux qui est visé à l'échelle du site d'étude.

Renouvellement de la ressource ligneuse		Prélèvement annuel (%)				
		0-10 1	10-20 2	20-40 3	40-60 4	> 60 5
Strate ligneuse en croissance	1					
Strate ligneuse en croissance ralentie	2					
Ressource ligneuse en équilibre avec le pâturage	3					
Ressource ligneuse en baisse ou en voie d'épuisement	4					
Ressource ligneuse épuisée	5					

Tableau 4.2. Grille d'évaluation de la consommation en ligneux adaptée pour l'espèce cible du site : la ronce. D'après Garde et al. 2013, modifié

Une carte de consommation annuelle de la ronce par les chèvres à la fin de la saison de pâturage a alors pu être dressée à l'aide du logiciel ArcGis 10.2, en utilisant le principe d'interpolation spatiale des points GPS selon les voisins naturels (prédiction de la valeur d'un point sur la base des valeurs des points dans le voisinage). Les méthodes d'interpolation sont basées sur le principe de l'autocorrélation spatiale, qui suppose que, plus les points sont proches, plus ils se ressemblent (ESRI, 2004).

4.2.4. Analyses statistiques

Des Modèles Linéaires (LM) ont été utilisés pour analyser les effets des différents traitements appliqués sur la végétation. Les traitements (CG, CF, G et C) et les années de suivi (2014, 2015 et 2016) ont été considérés comme des facteurs et les propriétés de la végétation comme des variables. Un second Modèle Linéaire a été réalisé avec le débroussaillage ou non et l'année (2015, 2016, 2017) comme facteurs et la consommation de la ronce par les chèvres en variable.

Afin de caractériser les changements dans la composition et la distribution de la végétation, ainsi que les corrélations entre espèces et traitements, les caractéristiques concernant la composition et l'abondance en espèces végétales ont été ordonnées en utilisant des NMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling) basés sur l'indice de similarité de Bray-Curtis (Borcard et al., 2011).

Pour comparer la hauteur de la végétation, la richesse en espèces et la distance de Bray-Curtis, des tests ANOVA ont été utilisés pour les comparaisons multiples quand les données suivaient une loi normale (tests de Shapiro-Wilk ou Lilliefors). Cette première analyse a été suivie par un test post-hoc de Tukey lorsqu'une différence significative était détectée entre les traitements. Des tests t ont été utilisés pour les comparaisons deux à deux notamment concernant la différence de prélèvement caprin sur les ronces entre les milieux débroussaillés ou non. Un test non-paramétrique de Wilcoxon ou de Kruskal-Wallis, suivi par un test non-paramétrique de Mann-Whitney-Wilcoxon dans lequel la valeur de p était ajustée selon la méthode de Benjamini and Hochberg (1995) a été utilisé lorsque les données ne suivaient pas une distribution normale. Quand une différence était détectée entre traitements, les comparaisons deux à deux ont été réalisées à l'aide de tests de Mann-Whitney-Wilcoxon.

Des corrélations de Spearman entre la distance aux parcs de contention et les indices de consommation de la ronce ont été réalisées chaque année. Un coefficient de corrélation de Spearman égal à 1 correspond à une corrélation parfaite, près de 0,5 une corrélation forte, entre 0,2 et 0,5 une corrélation médium, un score inférieur à 0,2 signifie qu'il n'y a pas de corrélation entre les deux paramètres.

Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec la version de logiciel de R 2.15.3. (R Core team, 2012), en utilisant ses packages natifs pour les analyses univariées et les packages supplémentaires ade4 (Chessel et al., 2004; Dray and Dufour, 2007) et vegan (Oksanen et al., 2012) pour les analyses multivariées (ACP et NMDS).

4.3. Résultats

4.3.1. Relevés de végétation

Les espèces les plus fréquentes dans les relevés de végétation tous traitements confondus sont : *Hedera helix*, *Rubus ulmifolius*, *Brachypodium sylvaticum*, *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea* et *Clematis vitalba*, présentes dans plus de 75 % des quadrats. Les espèces herbacées les moins fréquentes sont des espèces annuelles telles *Bromus hordeaceus*, *Artemisia annua* ou *Anagallis arvensis* (Annexe 3). L'analyse NMDS (stress NMDS = 0,13) réalisée sur les données de la dernière année (2016), (20 quadrats x 67 espèces), (Fig. 4.2A) met en évidence des différences de composition de végétation entre les différents traitements appliqués (pâturage, débroussaillage, pâturage + débroussaillage). Le témoin sans gestion est caractérisé par des espèces lianescentes, arbustives et arborées (*Hedera helix*, *Juglans regia*, *Cornus sanguinea*, *Crataegus monogyna* et *Populus alba*). Les quadrats débroussaillés et pâturés (CG) sont plutôt dominés par des espèces herbacées (*Brachypodium sylvaticum*, *Anisantha sterilis*, *Torilis arvensis*, *Erigeron* sp, *Verbena officinalis*). Les traitements non débroussaillés et pâturés (G) et débroussaillé en 2012 puis mis en exclos dès 2013 (CF) possèdent le même cortège floristique mais avec des espèces arbustives ou lianescentes encore présentes ou s'étant régénérées (*Robinia pseudoacacia*, *Rubus ulmifolius*, *Clematis vitalba*). Après trois années de suivi, la trajectoire des barycentres des polygones entre les années de suivi de 2014 à 2016 (Fig. 4.2B) caractérise que la végétation des traitements pâturés (G), débroussaillés et pâturés (CG) partent dans la même direction. Le témoin sans gestion (C) prend une direction opposée. Les relevés débroussaillés et mis en exclos (CF) ont une trajectoire opposée à celles des trois autres traitements.

Les Modèles Linéaires (Tab. 4.3) montrent des effets significatifs des traitements de gestion sur la hauteur moyenne de la végétation ($p < 0,01$), la richesse spécifique et l'indice de Bray-Curtis ($p < 0,001$). Il n'existe pas d'effet significatif de l'année sur les paramètres de végétation mesurés et de l'interaction traitement réalisé – année. Par conséquent, l'analyse des différences entre les types de gestion testées et les descripteurs des communautés végétales rencontrées a du sens dans notre étude. En 2014 et 2015, aucune différence significative dans la hauteur moyenne de la végétation herbacée n'est mesurée entre les différents traitements, même si une tendance a été observée en 2015 concernant une diminution pour le traitement débroussaillé et pâturé (CG), (Fig. 4.3A). En 2016, cette hauteur est significativement plus faible que dans les exclos après débroussaillage (CF) et la végétation uniquement pâturée (G), (Fig. 4.3A). En 2015, une forte hétérogénéité de hauteur de végétation entre quadrats est observée pour le traitement uniquement pâturé. Les quadrats débroussaillés et pâturés (CG) possèdent une richesse spécifique supérieure au témoin en 2015, et supérieure à tous les autres

traitements en 2016 (Fig. 4.4B). En 2015 comme en 2016, la richesse spécifique des traitements débroussaillés puis mis en exclos (CF) ou pâturés uniquement (G) ne sont pas significativement différents du témoin sans gestion (Fig. 4.3B). En 2014, l'indice de Bray-Curtis est significativement supérieur, dans les quadrats gérés en comparaison du témoin (Fig. 4.3C). En 2015, les traitements débroussaillés et pâturés (CG) et les exclos après débroussaillage (CF) sont significativement supérieurs aux deux autres (G, C) en termes d'indice d'hétérogénéité. En 2016, seul le traitement débroussaillé et pâturé (CG) est significativement supérieur aux trois autres, qui sont alors égaux entre eux (Fig. 4.3C).

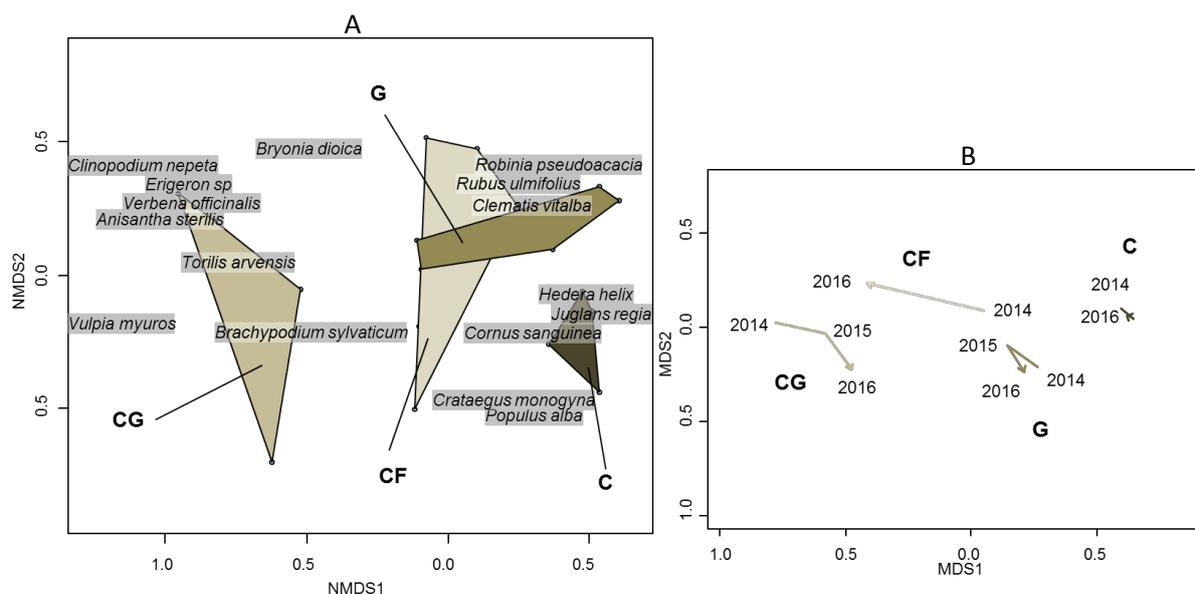


Figure 4.2. Ordination NMDS (NMDS stress = 0,13) basée sur 20 quadrats de relevés de végétation x 67 espèces situés sur une digue du canal de fuite de Donzère-Mondragon (SE France). La figure A représente les relevés de la dernière année de suivi (2016) regroupés par traitement (polygones) : débroussaillé et pâturé par les chèvres (CG), débroussaillé et mis en exclos (CF), non débroussaillé et pâturé (G) et non débroussaillé non pâturé (C). Pour simplifier la lecture, seules les plantes les plus corrélées aux deux premiers axes sont figurées. Le B montre la dynamique de la végétation pour chaque traitement, en fonction de la position de leur barycentre pendant les trois années de suivis de végétation (2014-2016).

Paramètres	Df	F value	p value
Hauteur moyenne de végétation			
Traitement	3	4,931	**
Année	2	0,746	NS
Traitement : année	6	1,851	NS
Richesse spécifique			
Traitement	3	27,804	***
Année	2	1,2564	NS
Traitement : année	6	1,735	NS
Indice de Bray-Curtis			
Traitement	3	135,621	***
Année	2	2,499	NS
Traitement : année	6	2,201	NS

Tableau 4.3. Résultats des Modèles Linéaires testant les effets des traitements appliqués (pâturage et/ou débroussaillage), les années de suivi (2014-2016) et leurs interactions sur quatre situations gérées de manière différente sur le site de la Croisière dans la basse vallée du Rhône : $p < 0,05^*$, $p < 0,01^{**}$, $p < 0,001^{***}$, Non significatif (NS).

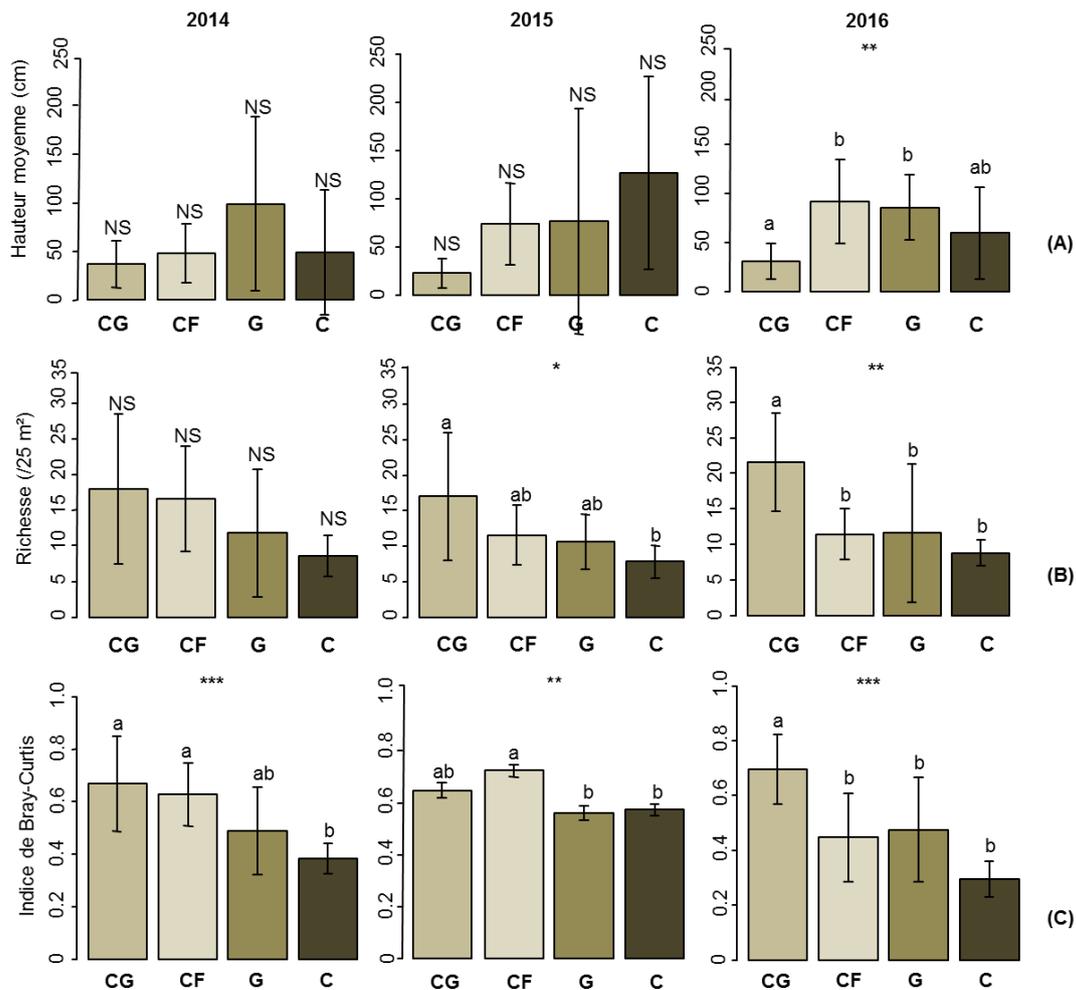


Figure 4.3. Moyennes et erreurs standards de la hauteur moyenne (A), la richesse spécifique(B) et l'indice de Bray-Curtis dans les quadrats de 25 m² en 2014, 2015 et 2016 sur le site pâturé par les chèvres et/ou débroussaillé (site de la Croisière, Donzère-Mondragon): débroussaillé et pâturé par les chèvres (CG), débroussaillé et mis en exclus (CF), non débroussaillé et pâturé par les chèvres (G), non débroussaillé et non pâturé (C). Les histogrammes possédant des lettres communes ne montrent pas de différence significative entre les traitements pour la même année, selon le test post-hoc de Tukey.

4.3.2. Estimation du prélèvement caprin sur la ronce

Les indices de consommation mesurés chaque année à la fin de la saison de pâturage (Fig. 4.4) permettent une estimation à l'échelle du site de la consommation de la ronce par les chèvres. En 2015, les plus forts taux de consommation de ronce (40-60 %) sont situés essentiellement au Nord des parcs de contention. Au Sud des parcs, la consommation excède rarement les 10-20 % de prélèvement. Globalement, le site apparaît relativement peu pâturé (en moyenne 15 % de consommation de la ronce), avec une pression de pâturage hétérogène. L'action de prélèvement des chèvres est alors exercée au voisinage de leurs parcs de contention.

En 2016, le déplacement des parcs en haut de talus a permis une augmentation de la pression pastorale et cela à plus large échelle (40-60 % en moyenne sur l'ensemble du site). Des noyaux de prélèvements

supérieurs à 60 % sont également visibles. L'année 2016 correspond en effet à une plus longue période de présence du troupeau (6 mois) et à une arrivée plus tôt en saison qu'en 2015 (dès le mois de mars, Introduction Générale).

En 2017, bien que le troupeau ne soit resté que deux mois, la charge pastorale (0,40 UGB/ha/an) a permis un impact important en termes de prélèvement de la ronce (40-60 %). Cet impact fort ne concerne cependant qu'une superficie réduite sur le site, mais il est à noter que les animaux sont restés trois fois moins longtemps.

Pour les trois années de suivi, dès que le milieu a été débroussaillé en 2012, le prélèvement des chèvres sur la ronce augmente significativement. En 2015, le prélèvement caprin moyen sur les ronces dans les layons et clairières débroussaillés est de $30,17 \pm 1,86$ % contre $27,67 \pm 1,77$ % pour les espaces non débroussaillés ($W = 17470$, $p < 0,001$) ; en 2016, $31,35 \pm 2,02$ % contre $22,92 \pm 2,15$ % ($W = 12320$, $p < 0,05$) et en 2017, $38,36 \pm 2,30$ % contre $30,12 \pm 1,92$ % ($W = 11252$, $p < 0,01$). Le Modèle Linéaire réalisé révèle que le traitement débroussaillé ou non ainsi que l'année d'échantillonnage influent de manière hautement significative sur nos résultats (respectivement F value = 14,073, $df = 1$, $p < 0,001$; F value = 348.831, $df = 2$, $p < 0,001$). L'interaction des deux facteurs est également significatif (F value = 3,174, $df = 2$, $p < 0,05$).

Le taux de 30%, au-delà duquel la régénération de la biomasse aérienne est compromise, n'est atteint, au cours de la période d'expérimentation, que dans les layons et clairières débroussaillés pour les années 2015 et 2016. En 2017 seulement, ce taux est atteint pour les espaces non débroussaillés (45 % de leur surface).

En 2015, deux parcs de contention ont été mis en place sur le site (Fig. 4.4) en son centre. Les mêmes résultats sont alors mesurés pour les deux parcs, les prélèvements effectués par les chèvres sur la ronce sont ainsi négativement corrélés à la distance à laquelle se trouve le troupeau des parcs (premier parc : $Rho = -0,38$, $p < 0,001$; second parc : $Rho = -0,35$, $p < 0,001$, $N = 370$ points GPS). En 2016, les deux parcs sont plus espacés et en haut de pente. Les résultats sont semblables à ceux de 2015, avec une corrélation négative significative mais plus élevée concernant le premier parc (parc le plus au sud, Fig. 4.4), ($Rho = -0,56$, $p < 0,001$, pour le premier parc et $Rho = -0,28$, $p < 0,001$ pour le second, $N = 299$ points GPS). En 2017, un seul parc a été placé sur le site et le résultat demeure identique aux années précédentes, à savoir une corrélation négative significative entre distance au parc et prélèvement caprin sur la ronce ($Rho = -0,32$, $p < 0,001$, $N=313$ points GPS).

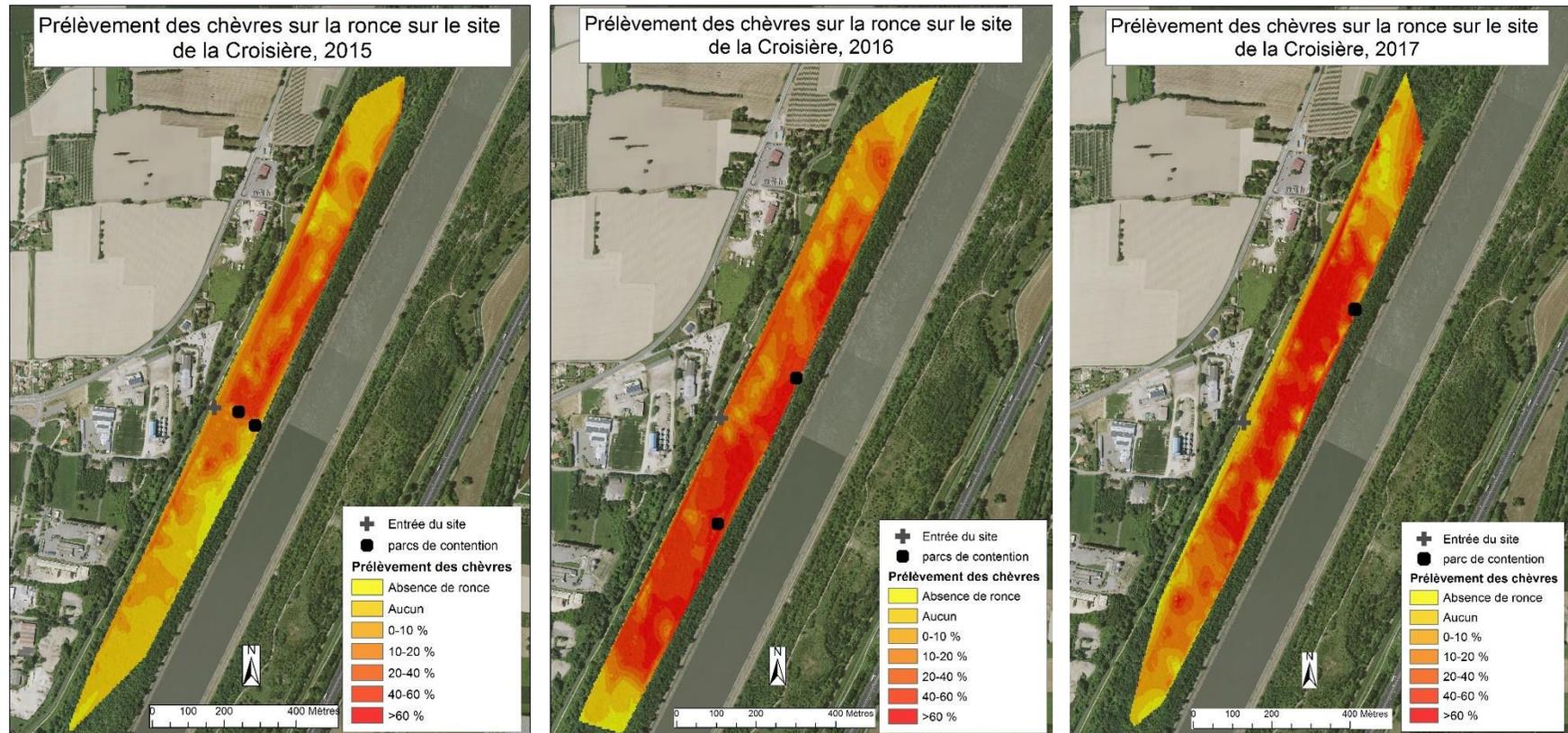


Figure 4.4. Cartographie de l'estimation de la consommation en ronce des chèvres du Rove sur le site de la Croisière (Donzère-Mondragon) à la fin des saisons de pâturage de 2015, 2016 et 2017 (de gauche à droite). Le pourcentage de prélèvement de la ronce apparaît en dégradé de rouge. L'emplacement des parcs de contention est représenté par un symbole noir. © BD Ortho 50 cm 2015 IGN.

4.4. Discussion

4.4.1. Impacts des deux types de gestion conservatoire sur la végétation

Comme déjà démontré dans différentes expérimentations en milieux naturels (Bakker, 1989) le débroussaillage suivi d'un pâturage caprin a permis ici aussi, dans un milieu d'origine artificielle, d'augmenter significativement la richesse en espèces (diversité alpha) et l'hétérogénéité (diversité beta) de la végétation herbacée après trois ans de suivi (2014-2016). La présence de ronce est déjà connue pour diminuer la diversité floristique (McEvoy et al., 2006; Masson et al., 2015a, 2015b) notamment car elle entre en compétition pour la lumière avec certaines espèces herbacées (van Uytvanck et al., 2008). Le débroussaillage mécanique permet d'éliminer la plus grande partie des rameaux principaux et stimule la croissance des jeunes rameaux qui sont à leur tour fortement consommés par les chèvres car hautement appétents (Ingham, 2008). La diminution de la hauteur et du recouvrement de la ronce par le débroussaillage mécanique ou le pâturage caprin (Barbaro et al., 2004) peut bénéficier aux autres espèces car la lumière devient alors disponible. C'est l'action cumulée des deux types de gestion dans notre étude qui permet cette ouverture du milieu. L'augmentation de la lumière à la surface du sol (Radosевич et al., 2007) et la diminution de la compétition (McEvoy et al., 2006), stimulent la germination des autres espèces. Ainsi, dans notre étude le nombre d'espèces herbacées a augmenté entre 2014 et 2015. Le nombre global de plantes recensées a cependant diminué en 2016 mais demeure supérieur à l'année 2014 (2014 : 63 espèces, 2015 : 76 espèces, 2016 : 67 espèces). Le succès du pâturage est aussi dû à la façon dont les chèvres broutent, notamment en défoliant les plantes, en consommant de larges portions de tiges et en remontant les racines peu profondes (Stein and Fosket, 1969). Cette action hétérogène du troupeau sur la végétation se traduit ainsi par un indice de Bray-Curtis plus élevé en 2016 pour le traitement débroussaillé et pâturé.

4.4.2. Impacts des deux types de gestion sur la ronce (*Rubus ulmifolius*)

L'introduction des deux types de gestions appliquées sur ce site visait à ouvrir le milieu et réduire les ronciers importants sur une digue artificielle initialement fortement colonisée par la ronce.

Nos résultats démontrent ainsi que lorsqu'un débroussaillage est préalablement appliqué, le prélèvement caprin sur la ronce est plus important. Durant les trois années de suivi la pression pastorale étant peu différente, c'est donc la méthode utilisée par le chevrier pour garder son troupeau, la période et la durée de pâturage ainsi que la répartition du ou des parcs de contention qui provoquent des différences dans le prélèvement par les caprins. En 2015, le site n'a pas été pâturé

dans sa globalité (20 ha) et de façon peu homogène. Alors qu'en 2016, les animaux ont été guidés et menés de manière plus étendue à travers le site. Ils sont, d'autre part, arrivés tôt en saison. Les parcs ont également été disposés pour maximiser le taux de prélèvement de la ronce à l'ensemble du site. En 2017, les animaux sont restés trois fois moins de temps mais leur impact sur la ronce n'est que légèrement inférieur à l'année 2016.

Diverses études ont déjà fait état d'utilisation concluante des chèvres pour contrôler la ronce (Vere and Holst, 1979; McGregor, 1996). Le contrôle efficace d'une espèce cible consiste à faire correspondre l'herbivore avec la plante cible en termes de palatabilité et de faire pâturer les animaux à une fréquence et à une intensité qui seront les plus préjudiciables pour la plante (Olson and Launchbaugh, 2006). Les chèvres sélectionnent les jeunes repousses de rameaux les plus appétents, les jeunes feuilles nutritives ce qui peut au final empêcher la floraison et consomment les tissus méristématiques des plantes (Ingham, 2008). Ainsi, certaines études déclarent que 18 mois peuvent suffire lorsque que l'ajustement de la charge est correct pour que les chèvres contrôlent la ronce (Vere and Holst, 1979; McGregor, 1996). De plus, les arbustes sont souvent sélectionnés par ces animaux car leurs feuilles possèdent plus de protéines et moins de fibres que les feuilles et tiges des herbacées (Holechek et al., 1989; Papachristou and Nastis, 1990).

4.4.3. Implications pour la gestion de la végétation des digues

L'utilisation d'un troupeau de chèvres à des fins d'éco-pâturage ou « débroussaillage » est une pratique de plus en plus fréquente en complément ou non d'un débroussaillage mécanique. Sur notre site d'étude, ces deux modes de gestion combinés ont permis l'expression d'une plus grande diversité et hétérogénéité de la végétation herbacée. Sur ce site, la présence d'un chevrier expérimenté conduisant son troupeau comme en 2017 où l'impact sur la ronce s'est révélé être le plus fort, et relançant la motivation alimentaire de son troupeau tout au long de la journée de pâturage (Meuret, 2005) apparaît comme une nécessité. Une arrivée précoce des animaux (dès le mois de mars) constituerait également un avantage car il s'agit de la période de débourrement de la ronce en région méditerranéenne. Le pâturage après le début de la floraison endommage plus fortement la plante en supprimant les tiges qui contiennent de l'énergie et des nutriments stockés (Hendrickson and Olson, 2006). Au contraire, l'abandon du pâturage et du débroussaillage a conduit au développement d'espèces colonisatrices, robustes et hautes (Dembek, 2002) et a diminué la richesse spécifique en espèces herbacées.

Les lieux de mise en place des parcs de contention doivent être décidés en amont. Le pâturage est plus fort aux alentours des parcs ainsi qu'observé sur le site de Donzère-Mondragon. La distribution des schémas de pâturage peut être améliorée grâce à l'entraînement et la sélection des animaux au fil du temps (Roath and Krueger, 1982; Walker, 1995) ce qui peut être un argument en faveur du fait de conserver le même troupeau d'années en années. Sur le site d'étude, deux troupeaux différents ont pâturé. Conserver le même troupeau permet également de mettre en place des contrats pluriannuels avec les éleveurs ce qui facilite la pérennisation de leur activité. La pression de pâturage doit être ajustée en fonction des caractéristiques propres du site (surface, biomasse en ronce ou espèce cible présente, etc.). Des charges mal ajustées peuvent être problématiques dans le cas des chèvres quelque fois décriées pour causer des dégradations des habitats (Peacock and Sherman, 2010). L'étude menée par Elias and Tischew (2016) formule plusieurs règles à appliquer en cas de mise en place de pâturage caprin en sous-bois : la complémentation alimentaire doit être fortement évitée (sauf les minéraux) ; leur effet sur les arbustes est plus élevé lorsque les arbustes ne dépassent pas deux mètres (Rocher, 2014) et, dans ce cas, aucune coupe mécanique d'arbuste n'est nécessaire ; si les arbustes sont plus hauts, leur élimination mécanique avant le début du pâturage accélèrera le succès de la pratique.

De nombreuses études ont montré des effets positifs du pâturage sur la biodiversité (De Cauwer and Reheul, 2009; D'Aniello et al., 2011), du débroussaillage (Wahlman and Milberg, 2002; Tälle et al., 2015), ou des deux types de gestion (Kahmen et al., 2002; Saarinen and Jantunen, 2005). Sur le site de Donzère-Mondragon, c'est la complémentarité du pâturage caprin et du débroussaillage mécanique qui a permis d'augmenter la biodiversité et de contrôler l'embroussaillage de la ronce. Cependant, l'application combinée ces deux gestions n'est pas toujours efficace pour contrôler *R. ulmifolius* (Masson, 2014). La mise en place d'un débroussaillage mécanique doit répondre à plusieurs règles. Les conditions spécifiques du site sont en effet importantes pour déterminer une intensité de gestion mécanique appropriée (Tälle et al., 2018). A terme, un régime de débroussaillages mécaniques a tendance à déplacer la communauté végétale d'un assemblage d'espèces annuelles à un assemblage d'espèces pérennes, en favorisant la rétention de l'azote (Maron and Jefferies, 2001). Dans les sites à productivité élevée, ou les sites qui ont déjà été gérés de manière plus intense, une fréquence de fauche plus élevée qu'un passage tous les deux ans ou annuellement peut être ainsi nécessaire (Tälle et al., 2018). La matière organique laissée sur place favorise l'enrichissement des sols. Selon la définition des objectifs de gestion, l'exportation des produits de la fauche peut être envisagée. Le coût parfois onéreux du débroussaillage mécanique est à prendre en compte lorsque le choix de la gestion est incertain. Le fauchage tardif peut avoir des effets négatifs sur les espèces tardives (Poschlod et al., 2011) et, combiné à des fauchages plus fréquents, affecter la capacité des espèces à repousser, ce qui nuit aux espèces cibles pour la conservation (Grime, 2001).

DISCUSSION GENERALE

D.1. Apports globaux de la thèse

D.1.1. Les « nouveaux écosystèmes »

Aujourd'hui, les écosystèmes peuvent être qualifiés, en majorité, de « nouveaux écosystèmes » qui se sont développés sur des substrats artificiels (Hobbs et al., 2006, 2013a; Seastedt et al., 2008) et sont le résultat d'actions humaines délibérées ou involontaires (Hobbs et al., 2006; Mascaro et al., 2013). Plusieurs causes majeures expliquent ce constat (Hobbs et al., 2006) : (1) des extinctions locales de populations et/ou des introductions d'espèces; (2) la prédominance de paysages urbains, cultivés ou dégradés provoquant des barrières de dispersion pour les espèces ; (3) une pression anthropique directe (construction de barrage, récolte, pollution) et indirecte (érosion due à l'absence de végétation ou de surpâturage). Ces écosystèmes sont de potentiels réservoirs de biodiversité, via de nouvelles combinaisons d'espèces (McKinney, 2006 ; Eversham et al., 1996, Kowarik, 2011). Leur contribution à la biodiversité a été peu étudiée (Lindenmayer et al., 2008; Kennedy et al., 2018) et une meilleure appréhension de leur devenir constitue un défi scientifique majeur (Kowarik, 2011).

Ce défi suscite de nombreuses questions et notamment celle de devoir ou non réviser, pour ces écosystèmes, les pratiques actuelles de restauration (Hobbs et al., 2009). Les techniques de restauration et les gestions qui correspondent à ces « nouveaux écosystèmes », peuvent-elles être identiques à celles appliquées pour des écosystèmes qualifiés « d'historiques » (Hobbs et al., 2009) ? Comment prendre alors en compte les spécificités et potentialités de ces nouveaux milieux ?

D.1.2. Impacts des systèmes pastoraux de la réserve de Donzère-Mondragon sur la végétation

Nous avons ainsi cherché à évaluer sur de « nouveaux écosystèmes » (Hobbs et al., 2006) récents (1954) et fortement anthropisés (digues et remblais) l'impact de deux outils particulièrement utilisés en gestion conservatoire (le pâturage et la fauche). Nous nous sommes notamment posés la question de la pertinence de ces outils de gestion et de la similitude de leurs effets avec ceux déjà largement observés sur des écosystèmes naturels ou semi naturels « historiques ». Pour ce faire nous avons considéré différents niveaux d'organisation des systèmes biologiques (communautés, paysage) ainsi qu'un service écosystémique (valeurs fourragères).

Différents paramètres ont été utilisés (relevés de végétation, analyses de sols, analyses minérales des herbages, télémétrie, SIG, etc.) à des échelles spatiales différentes (de quelques cm² à plusieurs km²) afin de dégager les interrelations entre ces différents niveaux d'organisation et fonctionnalités.

Le site atelier qui a fait l'objet de ces travaux de recherche est la réserve de Donzère-Mondragon, issu du creusement du canal de dérivation du même nom. Le premier site d'étude choisi est une digue pâturée par des bovins Galloway appartenant à une Société Civile d'Exploitation Agricole. Une partie de la digue est fauchée mécaniquement pour mieux répondre aux exigences sécuritaires du site car la pression pastorale antérieurement appliquée ne permettait pas d'obtenir la végétation herbacée souhaitée (site 1). Le deuxième site est pâturé par des juments de race Konik-Polski avec pour objectifs d'endiguer la colonisation par des arbustes et de maintenir des faciès de pelouses rases (site 2). Enfin, le troisième est débroussaillé mécaniquement et pâturé par un troupeau de chèvres du Rove avec pour objectifs de maintenir l'ouverture des chemins de débroussaillage et d'éliminer les ronciers servant de refuge aux sangliers (site 3). Les sites 2 et 3 sont situés le long du canal de fuite où les exigences sécuritaires sont plus faibles qu'en amont (site 1).

Le pâturage, tel qu'il a été ici appliqué, a permis d'augmenter l'ouverture des milieux. Celle-ci s'est traduite par une augmentation de la richesse spécifique, de la diversité et de l'hétérogénéité de la végétation en quelques années (de 3 à 5 ans selon le site d'étude). Cette capacité du pâturage à rouvrir le milieu et à augmenter la biodiversité correspond à celles mises en évidence pour des milieux d'origine plus naturelle (van Wieren and Bakker, 1998; Rambo and Faeth, 1999; Rosenthal et al., 2012; Collins et al., 1998; Cingolani et al., 2005) et qui justifie l'utilisation du pastoralisme comme outil de gestion de la biodiversité dans les réserves (Weber, 1998; Poschlod and WallisDeVries, 2002). Cette biodiversité est assurée par le contrôle des espèces les plus compétitrices mais aussi par le maintien ou la création d'une relative hétérogénéité du milieu (McIntosh, 1985).

Les résultats du premier chapitre (**Chapitre 1**), portant sur les trois sites étudiés montrent qu'après deux années de suivi seulement, le pâturage extensif, tel qu'il est appliqué sur des digues et remblais artificiels, favorise davantage la diversité floristique (composition et hétérogénéité) que la fauche annuelle estivale sans ramassage des éléments fauchés et que l'absence de gestion. Le pâturage, comme le fauchage, augmentent très généralement la valeur conservatoire des habitats naturels et semi-naturels comparés à l'absence de contrôle de la végétation (Gordon and Duncan, 1988; Bakker, 1989; Olf and Ritchie, 1998; Rosenthal et al., 2012; Tälle et al., 2016). L'effet du fauchage en raison d'une élimination synchrone et uniforme de l'ensemble de la biomasse, peut entraîner une relative homogénéisation de la végétation (Lepš, 2014). Les expériences menées ici sur un pas de temps réduit n'ont pas permis d'évaluer les impacts respectifs du pâturage et de la fauche à long terme et leur capacité à maintenir ou augmenter les diversités obtenues.

La comparaison des effets du pâturage bovin et de la fauche (**Chapitre 2**) sur la végétation de digues artificielles du site 1 a été réalisée sur une durée de trois années via des relevés de végétation et via l'utilisation du Système d'Information Géographique. Le pâturage à faible densité (0.5 UGB/ha) est apparu davantage efficace pour améliorer la richesse et la diversité des communautés végétales que la fauche annuelle ou l'absence d'intervention. Le pâturage bovin est connu pour favoriser sur les systèmes prairiaux la richesse en espèces (Pykälä, 2000), notamment en raison de la sélectivité alimentaire des animaux (Pykälä, 2003). Une forte corrélation de l'indice NDVI avec la biomasse et la richesse en espèces végétales a été mise en évidence pour la partie du site pâturée. Cette méthode a été employée avec succès pour généraliser les résultats obtenus de l'échelle des quadrats à celle du site pâturé, et pourrait donc être proposée pour de nombreuses autres digues et remblais pâturés.

Le **Chapitre 3** avait pour objet la caractérisation des impacts sur la végétation, la banque de graines et la valeur fourragère d'un pâturage équin extensif (site 2), mis en place afin de favoriser l'ouverture de la végétation d'un remblai artificiel. L'indice de végétation (NDVI) obtenu après l'analyse de photographies aériennes a également confirmé la corrélation entre le NDVI, la biomasse, la richesse en espèces végétales et la pression de pâturage. Les suivis de végétation réalisés montrent que les chevaux maintiennent les faciès des pelouses riches en espèces annuelles et ouvrent les faciès des pelouses hautes et fermées. Les nouvelles espèces apparues contribuent à augmenter la valeur fourragère du site. Les chevaux ont également un impact sur la banque de graines permanente du sol en augmentant son hétérogénéité et la densité de graines viables sous les faciès les plus pâturés. Après cinq années, aucun impact significatif du pâturage n'a cependant été mesuré sur les milieux les plus fermés (pelouses piquetées de ligneux et fourrés) que ce soit en pâturage libre ou en parcs rotatifs. Ces résultats sont à mettre en relation avec la pression de pâturage qui reste très faible (environ 0.2 UGB/ha) par rapport aux fortes ressources végétales du site.

Le **Chapitre 4** a porté sur l'utilisation comparée de deux modes de gestion (débroussaillage mécanique et pâturage caprin) sur la diversité végétale herbacée d'une digue arborée (site 3). Comme c'est le cas en milieux naturels (Bakker, 1989), au cours de nos trois années de suivi, le pâturage caprin a augmenté significativement la richesse et l'hétérogénéité (diversité beta) après débroussaillage préalable. Le développement des ronces est en effet connu pour réduire la diversité floristique (McEvoy et al., 2006; Masson et al., 2015a, 2015b). L'analyse d'indices de consommation de la ronce sous SIG a permis d'obtenir une estimation du volume ingéré par le troupeau et de l'efficacité de celui-ci à l'échelle du site d'étude. Cette efficacité est apparue plus élevée lorsque plusieurs parcs de repos étaient installés et éloignés les uns des autres sur le site.

Les trois sites étudiés constituent des cas de figure différents et le peu de caractéristiques communes aux trois systèmes ne permet pas une approche globale. Chaque système a été considéré séparément en fonction des gestions de troupeaux appliquées et des suivis possibles. Il ressort néanmoins quelques points communs entre les sites. Le pâturage pratiqué sur chacun des sites induit une augmentation de la richesse spécifique et de l'hétérogénéité, en complément d'un débroussaillage mécanique pour le site 3, et en comparaison à la fauche annuelle mise en œuvre sur le site 1. Ces résultats obtenus ici pour de « nouveaux écosystèmes » sont déjà bien observés sur les milieux naturels (Bakker, 1989; van Wieren, 1991).

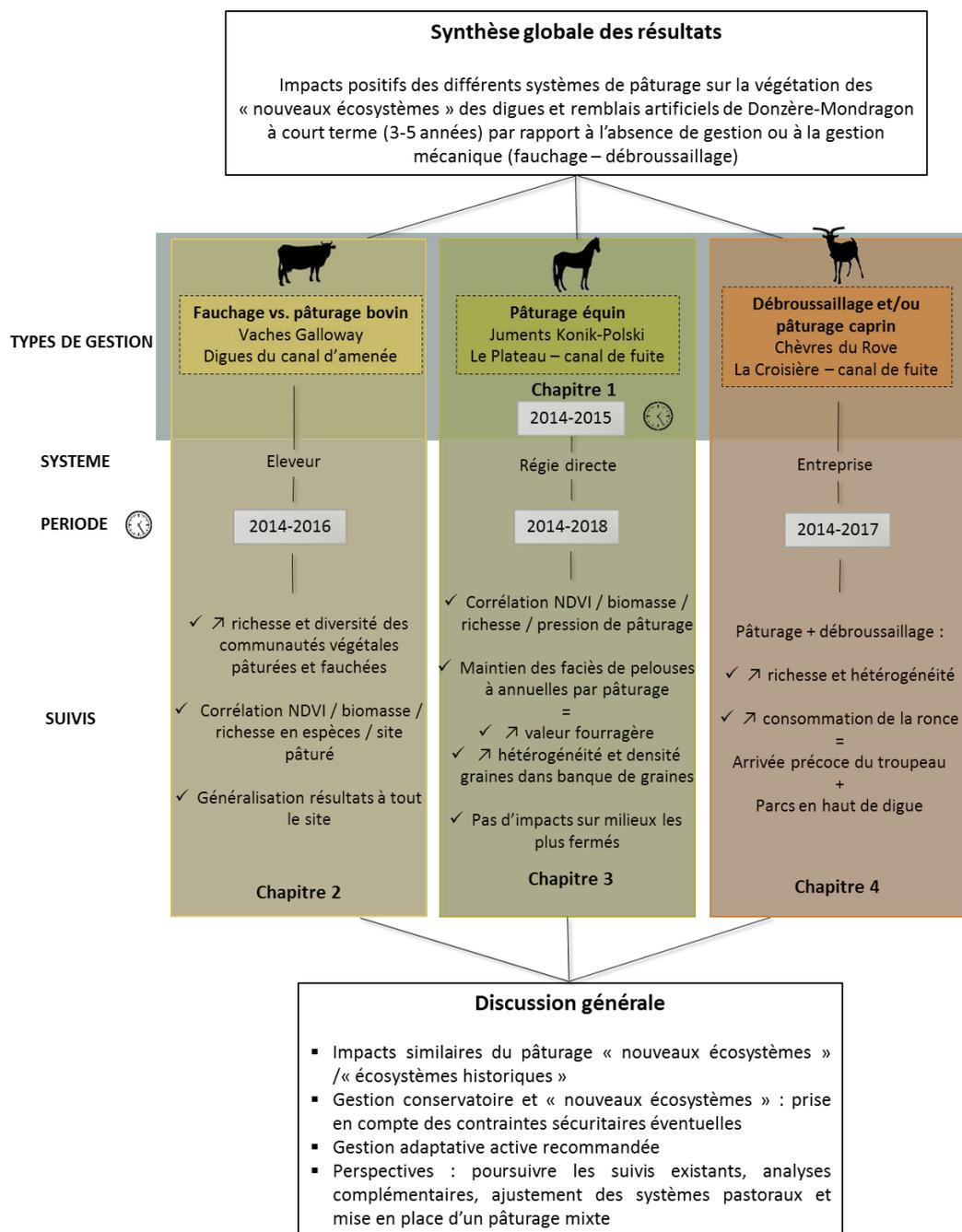


Figure D.1. Principaux résultats de thèse replacés dans le résumé graphique de l'organisation générale de la thèse

D.1.3. L'importance des échelles d'étude

Plusieurs niveaux d'organisation du vivant ont été ciblés par nos analyses, via les diversités alpha, beta et gamma. En outre, il a été choisi d'utiliser plusieurs outils pour répondre aux différentes questions dont ce travail a fait l'objet (relevés de végétation, analyses de sol, analyses fourragères, etc.). L'analyse effectuée par SIG semble particulièrement pertinente pour extrapoler certains résultats obtenus à l'échelle du site d'étude (Pettorelli et al., 2005) et représente un outil complémentaire de ceux utilisés traditionnellement (Flynn, 2006). La complémentarité de ces outils (Pettorelli et al., 2011) permet, en biologie de la conservation, de définir et compléter les savoir sur la gestion. La compréhension des phénomènes étudiés peut alors être améliorée par l'existence de boucles de rétroaction ou « *feedback loop* ». Comme cela a été le cas notamment entre pâturage équin, végétation exprimée et potentielle (banque de graines) et valeur fourragère (**Chapitre 3**).

D.2. Gestion conservatoire et « nouveaux écosystèmes »

Mettre en place ou non des gestions pour « maximiser » la biodiversité fait aujourd'hui débat pour les « nouveaux écosystèmes ». Les « nouveaux écosystèmes » résultant d'actions humaines, la mise en place d'une gestion serait nécessaire afin de guider leur trajectoire vers un état souhaitable (Hobbs et al., 2009, 2011; Hobbs, 2016). Cet état souhaitable ne peut correspondre à l'état historique d'avant perturbation.

Pour Hobbs et al. (2009), ne pas chercher à prendre comme référence unique un écosystème historique, permet d'augmenter l'éventail des options en termes de restauration et/ou de gestion. Cette vision n'est cependant pas universellement partagée. Pour Murcia et al. (2014), par exemple, tout doit être mis en œuvre dans la restauration de ces milieux pour tendre vers un état similaire à l'écosystème historique. Cette controverse sur la capacité d'un « nouvel » écosystème à atteindre une trajectoire semblable à celles d'écosystèmes historiques ou plus naturels pose la question de l'impact de la gestion sur ces écosystèmes, notamment des types de gestions appliqués sur des systèmes moins anthropisés.

D.2.1. Vers une gestion adaptative des « nouveaux écosystèmes »

L'émergence des « nouveaux écosystèmes » peut obliger les gestionnaires à reconsidérer les principes initiaux de la gestion et à tester des stratégies non-traditionnelles ou alternatives de façon adaptative

(Holling, 1978; Walters, 1986) afin de déterminer des stratégies adéquates (Hobbs et al., 2013b) qui permettront d'atteindre les objectifs souhaités (Hobbs et al., 2013b).

La gestion adaptative (Holling, 1978; Walters, 1986) consiste à ajuster les modalités de gestion en place en parallèle des retours d'expériences obtenus par les suivis scientifiques. Elle permet alors en retour d'approfondir les connaissances sur l'impact des gestions sur les milieux considérés (Fig. D.2). Une collaboration étroite entre scientifiques et gestionnaires est ainsi nécessaire (Seastedt et al., 2008). La gestion adaptative est en effet une démarche collective et collaborative (Lee, 1999) qui nécessite un engagement de toutes les parties concernées. L'étape de synthèse doit permettre de faire des hypothèses sur les résultats possibles des stratégies de gestion proposées (Cordonnier and Gosselin, 2009). Les risques associés à la prise de décision peuvent prendre la forme d'une incertitude sur les mesures de gestion choisies et leurs résultats souhaités ou non, notamment dans le cas des « nouveaux écosystèmes » où les résultats obtenus dans des écosystèmes analogues n'existent pas, privant alors l'opération de référence ou de retours d'expériences préalables (Hulvey et al., 2013). La gestion adaptative est donc pertinente lorsqu'il existe des incertitudes sur les relations milieu/gestion comme cela peut être le cas pour les « nouveaux écosystèmes » (Graham and Hicks, 2015). La gestion adaptative peut être active ou passive (Walters, 1986). La gestion adaptative passive consiste à tester des modalités de gestion considérées comme optimales et à mettre en place un système de suivi permettant de vérifier que les objectifs fixés sont atteints. Dans la gestion adaptative active, différents scénarii de gestion sont évalués selon une approche scientifique expérimentale. Cette dernière est souvent préférée à celle dite passive (Lee, 1999).

Des retours d'expérience de gestion adaptative pour des « nouveaux écosystèmes » existent, c'est par exemple le cas des récifs coralliens (Graham and Hicks, 2015) ou des milieux forestiers (Cordonnier and Gosselin, 2009). La gestion adaptative n'est pas applicable à tous les contextes mais semble une démarche prometteuse, comme elle l'est dans les écosystèmes plus naturels, pour affiner les gestions des « nouveaux écosystèmes » (Graham and Hicks, 2015).

D'un point de vue application, cette thèse avait pour objectif d'aider à la définition de stratégies de pâturage durables pour conserver ou restaurer les « nouveaux écosystèmes ». Dans ce cadre, les gestions (pâturage, fauchage, débroussaillage) mises en place sur la réserve de Donzère-Mondragon peuvent être qualifiées d'adaptatives et actives dans la mesure où elles sont testées selon des protocoles scientifiques et avec des résultats conduisant à des préconisations immédiates (mise en place des exclos pour le pâturage équin) qui devraient permettre d'ajuster au mieux les modalités de

gestion (dates d'entrées et de sorties des troupeaux) voire à en tester de nouvelles le cas échéant (pâturage mixte par exemple).

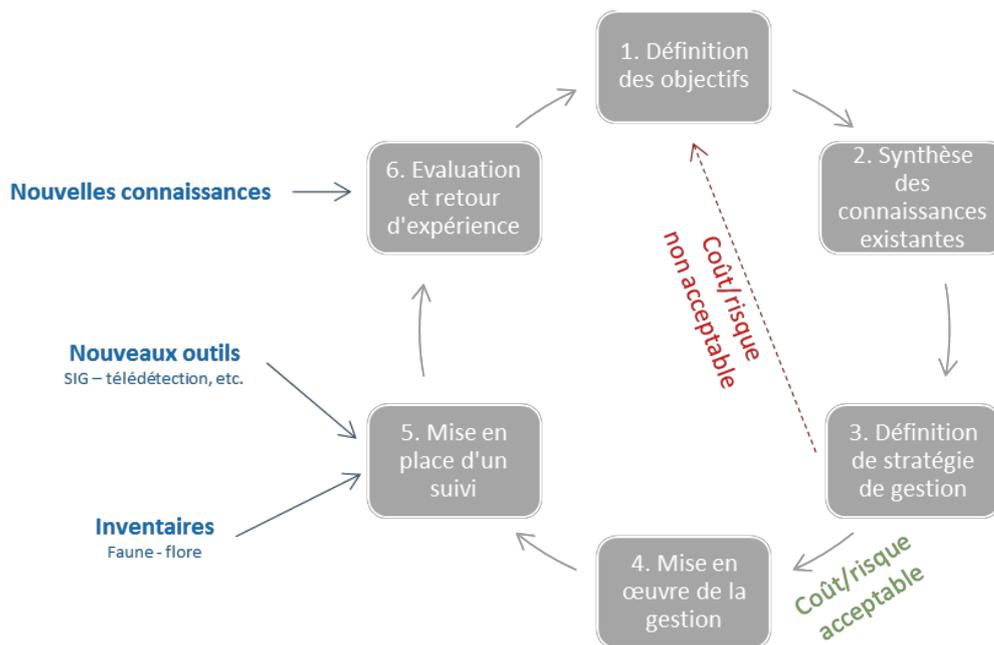


Figure D.2. Schéma illustrant la démarche de gestion adaptative adaptée aux « nouveaux écosystèmes ». Modifié d'après (Schreiber et al., 2004; Hulvey et al., 2013)

D.2.2. Compatibilité entre gestion conservatoire et contraintes sécuritaires

Le site 1 correspond au site le plus sensible des trois en matière de sécurité. Le choix a donc été fait de faucher mécaniquement une partie de la digue initialement pâturée par des bovins pour pouvoir être en mesure de détecter toute fuite d'eau. Ce choix s'est avéré néfaste en termes de conservation. La raison invoquée pour ce changement de gestion récent (2012) est la hauteur trop importante du couvert herbacé après pâturage bovin (Rocher, 2014). Bien que moins ras et sélectif que le pâturage équin, celui exercé par les bovins (Loucougaray, 2003) peut être relativement ras (5 cm) dès lors que les animaux seront gardés ou contraints par des parcs. La gestion conservatoire par pâturage bovin pour ce site d'étude et les contraintes sécuritaires liées à la proximité immédiate avec l'usine d'enrichissement en uranium semblent ainsi être tout à fait compatibles, s'il s'agit de contrôler l'étanchéité de la digue. Cependant, l'absence de maîtrise des ligneux (*Crataegus monogyna* notamment) par les bovins pose d'autres problèmes de sécurité comme l'obstruction de la visibilité nécessaire aux vigies de l'usine.

Sur les deux autres sites étudiés (2 et 3), le pâturage tel qu'il est appliqué est compatible avec les contraintes sécuritaires moins drastiques (canal de fuite). Il s'agit essentiellement d'empêcher la

divagation potentielle des animaux sur les axes de circulations nombreux dans le secteur (routes départementales, nationales, autoroute, voies ferrées). A ce titre, l'ONCFS s'est séparé des Konik-Polski mâles entiers (non castrés) suite à plusieurs épisodes de divagation pour ne garder que des juments. En 2018, des problèmes de maîtrise du troupeau de chèvres ont entraîné la mort d'une partie du troupeau (une trentaine de têtes), remettant en cause la contractualisation avec l'entreprise pour 2019.

Apparaissent donc une série de contraintes propres aux sites industriels pouvant fortement influencer les résultats des gestions écopastorales mises en place et militant en faveur de la gestion adaptative active, permettant d'intégrer ces facteurs spécifiques au contexte socio-économique de ces « nouveaux écosystèmes ».

D.2.3. La gestion pastorale multi-acteurs

Les trois sites étudiés sont pâturés par trois espèces différentes (chevaux Konik-Polski, vaches Galloway, chèvres du Rove) dont les troupeaux respectifs appartiennent au gestionnaire du site, l'ONCFS ; à un éleveur et à une entreprise spécialisée dans l'écopastoralisme (Moinardeau and Roux, 2013). Il existe de fortes différences entre les modalités de pâturage notamment dans la constitution du cheptel, la conduite des troupeaux et les objectifs qui leur sont assignés (Moinardeau et al., 2016, 2018). Les vaches et les chèvres sont présentes sur le site de manière saisonnière. De ce fait, les dates d'entrée et de sortie des troupeaux dépendent de diverses contraintes (disponibilités des autres ressources fourragères, périodes de vêlage pour les bovins, mise-bas pour les chèvres), tandis que la rotation entre parcs du troupeau de juments dépend essentiellement de l'estimation de leur état sanitaire et de la disponibilité de la ressource herbagère par la personne en charge de la gestion du troupeau (agent ONCFS), (Rocher, 2014).

Il apparaît essentiel, avant la mise en place des systèmes de pâturage, de définir précisément les objectifs de gestion par les gestionnaires et donc les moyens à mobiliser pour atteindre ces objectifs basés sur la concertation entre les différents acteurs (gestionnaires du site et du troupeau). Il convient ensuite d'établir un suivi piloté par le chercheur qui, une fois les suivis réalisés et les résultats analysés, devra en assurer la communication et la vulgarisation technique auprès des deux autres acteurs. Une nouvelle concertation permettra, dans le cadre d'une gestion adaptative, de formuler les modifications à apporter aux gestions en place. Pour ce faire, il est important que les éleveurs détaillent les besoins (techniques ou autres) nécessaires au bon déroulement des actions de pastoralisme sur le site. Dans notre cas, ce point aurait pu être davantage approfondi. Si des enquêtes pastorales ont été effectuées

en 2014 (Rocher, 2014; Moinardeau et al., 2016), elles n'ont cependant pas été répétées les années suivantes du fait de changements dans l'organisation et le choix des prestataires. C'est le cas notamment des entreprises gérant le troupeau de chèvres sur le site de la Croisière (site 3) en 2015, année où la pression pastorale caprine était la plus faible et où la consommation de la ronce par le troupeau s'est révélée en baisse. Les années suivantes, l'application d'une plus charge pastorale plus importante a permis de meilleurs résultats. Pour atteindre l'objectif, à moyens termes, d'ouverture du milieu et son maintien, la charge devra être suffisamment élevée et le rester.

La gestion conservatoire lorsqu'elle est assurée par des prestataires (débroussaillage mécanique ou élagage réalisés par une société privée, pâturage de troupeau appartenant à un éleveur ou une entreprise, etc.) doit correspondre au cahier des charges établi par les gestionnaires. Ce n'est malheureusement pas toujours le cas. Dans notre étude, c'est le site d'étude 2 (le Plateau) pâturé par des juments Konik-Polski qui nous a permis d'effectuer le plus d'analyses et d'expérimentations grâce à la régie directe des animaux par l'ONCFS, la communication aisée et la très grande disponibilité de la personne en charge du troupeau, la présence continue des animaux sur le site et l'assurance d'une charge pastorale contrôlée d'années en années.

D.3. Perspectives

D.3.1. Perspectives de recherche

D.3.1.1. Expérimentation complémentaire

Comme précédemment évoqué, des suivis à moyen et long termes doivent nécessairement être conduits pour mesurer les impacts dans le temps des modalités pastorales mises en place sur ce milieu. Ces mesures pourraient être complétées par d'autres expérimentations pour parfaire celles menées durant ce travail de thèse.

D.3.1.1.1. Poursuite des suivis scientifiques

La réserve de Donzère-Mondragon, comme toutes les réserves régionales et nationales en France, est gérée sur la base d'un document référence : le plan de gestion. D'une durée de cinq ans, ce document est essentiel pour prioriser les opérations à effectuer (Roux et al., 2000; Tatin and Roux, 2008; Moinardeau and Roux, 2013). Certaines opérations concernent le suivi d'espèces (mammifères, avifaune, etc.) et sont réalisées en majorité via des collaborations entre le gestionnaire (ONCFS) et des organismes extérieurs. C'est lors de la rédaction du plan de gestion 2013-2017 (Moinardeau and Roux,

2013) que le projet de thèse a été mis en place. Dans le futur, il apparaît essentiel que les gestionnaires et structures partenaires assurent et maintiennent un niveau et une intensité de suivis permettant de caractériser l'impact des systèmes actuels de pâturage et fauchage sur la composition, la richesse et la diversité des espèces végétales (écologie des communautés végétales) et les processus de succession à moyens et longs termes ainsi que les conséquences pour les espèces de grande valeur conservatoire à se maintenir, coloniser ou disparaître. Seuls des suivis assez fins permettront, dans le cadre d'une gestion adaptative active (Walters, 1986), d'ajuster si nécessaire les gestions en place.

D.3.1.1.2. Mesures et analyses complémentaires

- Concernant l'estimation de la fréquentation du site par les juments (**Chapitre 3**), une récolte de donnée par saison par exemple, aurait permis de préciser la charge pastorale sur ces périodes (Köhler et al., 2016). L'association de données comportementales aux données des GPS pourrait également préciser certaines informations alors reliables aux effets sur la biomasse et sur la densité de végétation (NDVI), (Köhler et al., 2016).

- Les analyses multi-niveaux et multiscalaires pourraient être approfondies en se basant sur ce qui est réalisé. Un premier croisement des données entre terrain (relevés de végétation, valeur fourragère) et imagerie aérienne (indice de végétation) a été effectué. Une différenciation plus fine des types de végétation rencontrés, via photo-interprétation, pourrait permettre de suivre leur évolution spatiale entre les années étudiées afin de modifier, le cas échéant, la pression pastorale. Certaines corrélations entre NDVI et notamment quantité de cellulose ou abondance du Brachypode de Phénicie pourrait compléter les boucles de rétroaction détaillées dans le **Chapitre 3**. La mise à disposition de cartographie des habitats de la réserve (Moinardeau and Roux, 2013) aurait permis de croiser les NDVI par habitats et la disponibilité fourragère du site afin de pouvoir prédire de façon plus précise, et à l'échelle d'un site entier, la quantité fourragère présente par habitat (**Chapitre 3**). Une approche semblable a été réalisée par Primi et al, (2016) en intégrant les données de biomasse obtenues par télédétection avec les valeurs fourragères provenant d'enquêtes de terrain pour calculer et suivre la disponibilité fourragère à grande échelle.

- Les petits mammifères en addition des grands herbivores jouent un rôle dans la structuration de la végétation (Loucougaray, 2003), certains profitant des zones d'herbes hautes pour s'abriter des prédateurs (zones de dépôts de fèces), (Amiaud, 1998). La présence de lapins peut être positivement corrélée à la présence de troupeaux (Marchandeaou et al., 1998). Ils permettent de maintenir les pelouses les plus ouvertes et rases et même contenir davantage certains ligneux que les herbivores

domestiques (Mesléard et al., 2011). L'ONCFS réalise des comptages annuels de lapins de garenne, Une étude pourrait donc être programmée pour attester de l'impact potentiellement important de ces petits herbivores sur le milieu.

- Lorsque différents stades de succession sont stabilisés par les herbivores domestiques, une faune caractéristique se développe (van Wieren, 1991). Ainsi, à la suite d'un diagnostic réalisé en 2014 (Dutoit, 2014), il pourrait être pertinent de réaliser un suivi de la faune invertébrée sur ce milieu anthropisé pour connaître, d'une part, l'impact des herbivores sur ces espèces et, d'autre part, leur abondance et leur diversité au sein de ce « nouvel écosystème ».

D.3.1.2. Gestion conservatoire et « nouveaux écosystèmes »

- Durant le travail de thèse, nous n'avons pas été en mesure de trouver des milieux plus naturels (référence historique) correspondant à ceux étudiés. Dans notre cas, il s'agirait d'une ancienne prairie à Brachypode de Phénicie pâturée traditionnellement sur des terrasses jeunes aux alentours du vieux Rhône. Le but serait de comparer leurs compositions en espèces et leurs dynamiques successionales, avec celles des prairies à B. de Phénicie étudiées dans cette thèse (sites 1 et 2).

- Sur le site d'étude créé artificiellement il y a une soixantaine d'années, quelques espèces végétales ont été plantées pour maintenir les sols et pour des raisons esthétiques mais la majorité des espèces présentes sont issues d'une colonisation spontanée. D'où proviennent les graines ? Les flux de graines ont-ils pu être des facteurs limitant la colonisation par certaines espèces ? La banque de graines du site pâturé par les chevaux a été analysée (**Chapitre 3**), une analyse de la pluie de graines par le biais de pièges (pots enterrés dans le sol, plaques collantes, pièges aériens, ...) puis par une mise à germination après récolte pourrait permettre de répondre, au moins en partie, à ces questions.

D.3.2. Perspectives pour la gestion

D.3.2.1. Ajustement des systèmes pastoraux

Les systèmes pastoraux en place dans le cadre de la gestion de la réserve de Donzère-Mondragon répondent aux objectifs de conservation de la biodiversité de ce site. Des ajustements pourraient néanmoins améliorer l'efficacité des troupeaux pour gérer le milieu.

Sur le site 2 (le Plateau), le troupeau de juments divisé en deux groupes dans deux enclos distincts afin d'éviter des comportements dangereux liés à des phénomènes de dominance, cherchent néanmoins régulièrement un contact visuel. La réunion des sept animaux pourrait être testée afin d'affiner la gestion du site. Elles permettrait d'effectuer des rotations d'un unique troupeau entre les différents enclos, comme cela est déjà utilisé avec succès en milieux naturels (Briske et al., 2008).

Sur le site 3 (la Croisière), dès lors que les chèvres arrivent tôt en saison et sont parquées en haut de digue, les objectifs des gestionnaires de maintenir le milieu ouvert après débroussaillage et de réduire les ronciers sont mieux atteints. Comment faire pour que les chèvres assurent le maintien de l'ouverture du milieu après débroussaillage sur le long terme ? La permanence d'un pâturage annuel semble nécessaire pour éviter que le milieu se referme par l'expansion très rapide de la ronce (Ingham, 2008). Cette permanence pourrait être assurée via notamment l'établissement de contrats pluriannuels.

D.3.2.2. Mise en place d'un pâturage mixte

Les espèces d'herbivores diffèrent par leurs habitudes alimentaires, l'utilisation du site et leur impact sur le développement de la végétation. L'utilisation de plusieurs espèces d'herbivores augmente les effets d'une seule espèce sur la diversité, la composition des communautés et l'hétérogénéité (A. J. Rook et al., 2004; Sebastia et al., 2009). Les effets attendus du pâturage mixtes sont : (1) une diminution des zones de refus ; (2) une augmentation de la valeur nutritive du couvert végétal ; (3) la dilution du parasitisme gastro-intestinal (Brun et al., 2017). Aux Pays-Bas par exemple, des chevaux ont privilégié une végétation rase tandis que les bovins se reportaient sur les zones plus hautes refusées par les équins (Edwards and Hollis, 1982; Vulink et al., 2000). Pour mettre en place du pâturage plurispécifique, l'offre fourragère doit néanmoins répondre aux exigences des différentes espèces qui se distinguent par leur taille, leur système digestif et l'usage qu'ils font des différentes parties de la végétation (Gordon, 1989).

Sur la réserve de Donzère-Mondragon, des associations de plusieurs espèces d'herbivores pourraient être testées en prenant en compte les différentes aptitudes des espèces à exploiter des milieux hétérogènes (Edwards and Hollis, 1982; Loucougaray et al., 2002). Un troupeau mixte chevaux/chèvres semblerait ainsi à expérimenter sur le site du Plateau pour diminuer la superficie des surfaces parsemées d'arbustes et des fourrés arbustifs, pauvres en espèces. Les caprins, par leur capacité à consommer des ressources ligneuses, assurent ainsi une meilleure disponibilité de la lumière (Kotowski and van Diggelen, 2004) pour les espèces herbacées. Une plus grande efficacité du pâturage mixte équin-bovin a également été démontrée pour contrôler les jeunes pousses de ligneux (Carrère

et al., 1999). Un troupeau de caprins pourrait également pâturer sporadiquement le site pâturé par les bovins qui a tendance à s'embroussailler par endroit. Sur le site de la Croisière, dès lors que les chèvres et le débroussaillage mécanique par endroit auront suffisamment ouvert le milieu, la végétation herbacée dominée par le Brachypode des bois pourra être pâturée par l'addition d'un troupeau ovin.

D.4. Conclusion

Les résultats obtenus durant cette thèse démontrent que la gestion de milieux industriels, artificiels et nouvellement créés, les « nouveaux écosystèmes », peut se baser sur les nombreux retours d'expériences pastorales réalisées sur les réserves naturelles depuis plusieurs décennies. Cependant, la dynamique de ces milieux est encore peu connue et peu étudiée, ne permettant pas de prédire finement leur trajectoire, les possibilités d'installation de nouvelles espèces dont certaines à valeur patrimoniale, ou les risques de colonisation par des espèces indésirables (proliférantes, invasives) et leurs conséquences pour certains services écosystémiques. Ainsi que dans les écosystèmes se développant sur des milieux plus naturels, l'application de gestions à des fins conservatoires seuls ou visant également d'autres objectifs notamment sécuritaires devra préalablement avoir analysés les enjeux et les potentialités du site. La mise en place d'expérimentation et de suivis basés sur des protocoles scientifiques déjà éprouvés pour des milieux plus classiques devrait permettre non seulement d'augmenter les connaissances sur ces milieux et leur dynamique, sur leur originalité par rapport aux écosystèmes plus anciens, mais aussi, dans le cadre d'une gestion adaptative active de réajuster en permanence les modalités de gestion appliquée.

A l'échelle du site, les systèmes pastoraux mis en place dans le cadre de la gestion de la réserve de Donzère-Mondragon semblent répondre à la fois aux objectifs de conservation de la biodiversité et aux contraintes sécuritaires. Des expérimentations pourraient être menées via des systèmes de pâturage mixte notamment bovin-caprin, ovin-caprin et équin-caprin afin de limiter plus efficacement la colonisation de certains arbustes très compétitifs dont la ronce présente sur tous les sites étudiés et de façon plus ou moins étendue. La gestion pastorale à appliquer doit être pensée sur le long terme, notamment via des contrats pluriannuels, favorisant la durabilité de cette méthode de gestion et de ses effets dans le temps.

BIBLIOGRAPHIE

- A**dler, P., Raff, D., Lauenroth, W., 2001. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 128, 465–479. <https://doi.org/10.1007/s004420100737>
- Adler, P.B., Milchunas, D.G., Lauenroth, W.K., Sala, O.E., Burke, I.C., 2004. Functional traits of graminoids in semi-arid steppes: a test of grazing histories. *Journal of Applied Ecology* 41, 653–663. <https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00934.x>
- Alados, C.L., Elaich, A., Papanastasis, V.P., Ozbek, H., Navarro, T., Freitas, H., Vrahnakis, M., Larrosi, D., Cabezudo, B., 2004. Change in plant spatial patterns and diversity along the successional gradient of Mediterranean grazing ecosystems. *Ecological Modelling* 180, 523–535. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2003.10.034>
- Alard, D., Poudevigne, I., 2002. Biodiversity in changing landscapes: from species or patch assemblages to system organisation, in: *Application of Geographic Information Systems and Remote Sensing in River Studies*. Backuys Publishers, Leiden, The Netherlands, pp. 9–24.
- Allen, T.F.H., Starr, T.B., 1982. *Hierarchy: Perspectives for ecological complexity*. University of Chicago Press, Chicago.
- Allen, V.G., Batello, C., Berretta, E.J., Hodgson, J., Kothmann, M., Li, X., Mclvor, J., Milne, J., Morris, C., Peeters, A., Sanderson, M., The Forage and Grazing Terminology Committee, 2011. An international terminology for grazing lands and grazing animals: Grazing lands and grazing animals. *Grass and Forage Science* 66, 2–28. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2010.00780.x>
- Allison, L., 1965. Organic carbon, in: *Methods of Soil Analysis, Part 2*. Madison, Wisconsin: ASA, pp. 1367–1378.
- Amiaud, B., 1998. Dynamique végétale d'un écosystème prairial soumis à différentes modalités de pâturage: exemple des communaux du marais Poitevin.
- Amiaud, B., Bouzillé, J.B., Tournade, F., 1996. Conséquences agro-écologiques de la suppression du pâturage dans les communaux du Marais Poitevin (France). *Acta Botanica Gallica* 143, 421–430.
- Amiaud, B., Touzard, B., Bonis, A., Bouzillé, J.-B., 2008. After grazing exclusion, is there any modification of strategy for two guerrilla species: *Elymus repens* (L.) Gould and *Agrostis stolonifera* (L.)? *Plant Ecol* 197, 107–117. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9364-z>
- ARC, 1980. *The Nutrient Requirements of Ruminant Livestock*. CAB, Farnham Royal, UK.
- Armstrong, H.M., Milne, J.A., 1995. The effects of grazing on vegetation species composition, in: *Heaths and Moorlands: Cultural Landscapes*. Edinburgh, pp. 162–173.
- Ash, A.J., Smith, D.M.S., 1996. Evaluating Stocking Rate Impacts in Rangelands: Animals Don't Practice What We Preach. *Rangel. J.* 18, 216–243. <https://doi.org/10.1071/rj9960216>
- Auestad, I., Rydgren, K., Austad, I., 2011. Road verges: potential refuges for declining grassland species despite remnant vegetation dynamics. *Annales Botanici Fennici* 48, 289–303.
- Auffret, A.G., Schmucki, R., Reimark, J., Cousins, S.A.O., 2012. Grazing networks provide useful functional connectivity for plants in fragmented systems. *Journal of Vegetation Science* 23, 970–977. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01413.x>
- B**ailey, D.W., Gross, J.E., Laca, E.A., Rittenhouse, L.R., Coughenour, M.B., Swift, D.M., Sims, P.L., 1996. Mechanisms That Result in Large Herbivore Grazing Distribution Patterns. *Journal of Range Management* 49, 386. <https://doi.org/10.2307/4002919>
- Baize, D., 2000. *Guide des analyses en pédologie: choix, expression, présentation, interprétation*, 2e éd. rev. et augm. ed, Techniques et pratiques. Institut national de la recherche agronomique, Paris.
- Bakker, J.P., 1998. The impact of grazing on plant communities, in: *Grazing and Conservation Management*. Springer, Dordrecht, pp. 137–184.
- Bakker, J.P., 1989. *Nature Management by Grazing and Cutting: On the ecological significance of grazing and cutting regimes applied to restore former species-rich grassland communities in the Netherlands*. Springer Science & Business Media, Kluwer, Dordrecht.
- Bakker, J.P., Elzinga, J.A., De Vries, Y., 2002. Effects of long-term cutting in a grassland system: perspectives for restoration of plant communities on nutrient-poor soils. *Applied Vegetation Science* 5, 107–120.
- Bakker, J.P., Poschlod, P., Strykstra, R.J., Bekker, R.M., Thompson, K., 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica* 45, 461–490. <https://doi.org/10.1111/j.1438-8677.1996.tb00806.x>

- Ballard, V., 2009. Analyse des valeurs alimentaires de la luzerne déshydratée en fonction du temps de préfanage. *Coop. de France* 1–34.
- Balmford, A., Bond, W., 2005. Trends in the state of nature and their implications for human well-being: Trends in the state of nature. *Ecology Letters* 8, 1218–1234. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00814.x>
- Barbaro, L., Dutoit, T., Anthelme, F., Corcket, E., 2004. Respective influence of habitat conditions and management regimes on prealpine calcareous grasslands. *Journal of Environmental Management* 72, 261–275. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2004.05.006>
- Barradas, I., Cohen, J.E., 1994. Disturbances allow coexistence of competing species. *J. of Mathematical Biology* 32, 663–676.
- Batáry, P., Báldi, A., Sárospataki, M., Kohler, F., Verhulst, J., Knop, E., Herzog, F., Kleijn, D., 2010. Effect of conservation management on bees and insect-pollinated grassland plant communities in three European countries. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 136, 35–39. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.11.004>
- Baumont, R., Champciaux, P., Agabriel, J., Michaket-Doreau, B., Demarquilly, C., 1999. Une démarche intégrée pour prévoir la valeur des aliments pour les ruminants. *INRA Prod. Anim.* 12, 183–194.
- Beever, D.E., Offer, N., Gill, M., 1989. The feeding value of grass and grass products, in: Hopkins, A., British Grassland Society (Eds.), *Grass: Its Production and Utilization*. Published for the British Grassland Society by Blackwell Science, Oxford ; Malden, MA, pp. 140–195.
- Beever, E.A., Tausch, R.J., Thogmartin, W.E., 2008. Multi-scale responses of vegetation to removal of horse grazing from Great Basin (USA) mountain ranges. *Plant Ecology* 196, 163–184. <https://doi.org/10.1007/s11258-007-9342-5>
- Bekker, R.M., Schaminée, J.H.J., Bakker, J.P., Thompson, K., 1998. Seed bank characteristics of Dutch plant communities. *Acta Botanica Neerlandica* 47, 15–26.
- Belyea, L.R., Lancaster, J., 1999. Assembly rules within a contingent ecology. *Oikos* 86, 402–416.
- Benjamini, Y., Hochberg, Y., 1995. Controlling the False Discovery Rate: A Practical and Powerful Approach to Multiple Testing. *Journal of the Royal Statistical Society* 57, 289–300.
- Berbigier, P., 1988. *Bioclimatologie des ruminants domestiques en zone tropicale*. INRA, Paris.
- Billeter, R., Peintinger, M., Diemer, M., 2007. Restoration of montane fen meadows by mowing remains possible after 4–35 years of abandonment. *Bot. Helv.* 117, 1–13. <https://doi.org/10.1007/s00035-007-0743-9>
- Black, J.L., Kenney, P.A., 1984. Factors affecting diet selection by sheep. Height and density of pasture. *Australian Journal of Agriculture Research* 11, 565–578.
- Blondel, J., 2006. The “design” of mediterranean landscapes : a millennial story of Humans and ecological systems during the historic period. *Hum. Ecol.* 34, 713–729.
- Bobiec, A., Kuijper, D.P.J., Niklasson, M., Romankiewicz, A., Solecka, K., 2011. Oak (*Quercus robur* L.) regeneration in early successional woodlands grazed by wild ungulates in the absence of livestock. *Forest Ecology and Management* 262, 780–790. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.05.012>
- Bokdam, J., Gleichman, J.M., 2000. Effects of grazing by free-ranging cattle on vegetation dynamics in a continental north-west European heathland. *Journal of Applied Ecology* 37, 415–431. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00507.x>
- Bond, W.J., Keeley, J.E., 2005. Fire as a global “herbivore”: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 387–394.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2011. *Numerical Ecology* with R. Springer New York, New York, NY. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6>
- Borer, E.T., Seabloom, E.W., Gruner, D.S., Harpole, W.S., Hillebrand, H., Lind, E.M., Adler, P.B., Alberti, J., Anderson, T.M., Bakker, J.D., Biederman, L., Blumenthal, D., Brown, C.S., Brudvig, L.A., Buckley, Y.M., Cadotte, M., Chu, C., Cleland, E.E., Crawley, M.J., Daleo, P., Damschen, E.I., Davies, K.F., DeCrappeo, N.M., Du, G., Firn, J., Hautier, Y., Heckman, R.W., Hector, A., HilleRisLambers, J., Iribarne, O., Klein, J.A., Knops, J.M.H., Pierre, K.J.L., Leakey, A.D.B., Li, W., MacDougall, A.S., McCulley, R.L., Melbourne, B.A., Mitchell, C.E., Moore, J.L., Mortensen, B., O’Halloran, L.R., Orrock, J.L., Pascual, J., Prober, S.M., Pyke, D.A., Risch, A.C., Schuetz, M., Smith, M.D., Stevens, C.J., Sullivan, L.L., Williams, R.J., Wragg, P.D., Wright, J.P., Yang, L.H., 2014. Herbivores and nutrients control grassland plant diversity via light limitation. *Nature* 508, 517–520. <https://doi.org/10.1038/nature13144>
- Bottema, S., 1988. Back to nature? Objectives of nature management in view or archeological research. *Archeologie en landschap* 185–206.
- Bourbouze, A., 1982. Utilisation de la végétation de type méditerranéen par des caprins. *Fourrages* 92, 95–106.
- Bravard, J.-P., Clémens, A., 2008. *Le Rhône en 100 questions*. Graie, Villeurbanne.

- Bray, J.R., Curtis, J.T., 1957. An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs* 27, 325–349. <https://doi.org/10.2307/1942268>
- Bremner, J.M., 1996. Nitrogen total, in: *Methods of Soil Analysis. Part 3 – Chemical Methods*. Soil Science Society of America Book Series, pp. 1085–1121.
- Briske, D.D., 1996. Strategy of plant survival in grazed systems: a functional interpretation, in: *The Ecology and Management of Grazing Systems*. CAB International, Wallingford, UK.
- 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. *Rangeland Ecology & Management* 61, 3–17. <https://doi.org/10.2111/06-159R.1>
- Brown, J.H., McDonald, W., 1995. Livestock grazing and conservation on Southwestern rangelands. *Conservation Biology* 1644–1647.
- Brun, F., Lansade, L., Fleurance, G., 2017. Le pâturage mixte bovins-équins : De nouvelles données comportementales à la disposition des éleveurs et détenteurs. *EQU'IDÉE* n°11, 4p.
- Bruzzese, E., Lane, M., 1996. *The Blackberry Management Handbook*. Department of Conservation and Natural Resources, East Melbourne, Australia.
- Buisson, E., 2011. *Community and restoration ecology : Importance of disturbance, natural resilience & assembly rules (Thèse HDR)*. Avignon.
- Bullock, J.M., Hill, B.C., Dale, M.P., Silvertown, J., 1994. An Experimental Study of the Effects of Sheep Grazing on Vegetation Change in a Species-Poor Grassland and the Role of Seedling Recruitment Into Gaps. *Journal of Applied Ecology* 31, 493–507. <https://doi.org/10.2307/2404445>
- Bülow-Olsen, A., 1980. Nutrient cycling in grassland dominated by *Deschampsia flexuosa* and grazed by nursing cows. *Agro-Ecosystems* 6, 209–220.
- Burel, F., Baudry, J., 1999. *Écologie du paysage. Concepts, méthodes et applications*. Editions TEC&TOC, Paris.
- Cabin, R.J., Mitchell, R.J., Marshall, D.L., 1998. Do surface plant and soil seed bank populations differ genetically? A multipopulation study of the desert mustard *Lesquerella fendleri* (Brassicaceae). *American Journal of Botany* 85, 1098–1109.
- Caldeira, M.C., Hector, A., Loreau, M., Pereira, J.S., 2005. Species richness, temporal variability and resistance of biomass production in a Mediterranean grassland. *Oikos* 110, 115–123. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2005.13873.x>
- Caldwell, M.M., Richards, J.H., Johnson, D.A., Nowak, R.S., Dzurec, R.S., 1981. Coping with herbivory: Photosynthetic capacity and resource allocation in two semiarid *Agropyron* bunchgrasses. *Oecologia* 50, 14–24. <https://doi.org/10.1007/BF00378790>
- Callaway, R., Walker, L., 1997. Competition and facilitation: A synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78, 1958–1965.
- Campan, R., Bon, R., Barre, V., 1991. The wild ungulates of France: a review of recent field studies. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)* 1–282.
- Campbell, E., Taylor, C.A., 2006. Targeted grazing to manage weedy brush and trees, in: *Targeted Grazing: A Natural Approach to Vegetation Management and Landscape Enhancement*. American Sheep Industry Association, pp. 77–87.
- Carboni, M., Dengler, J., Mantilla-Contreras, J., Venn, S., Török, P., 2015. Conservation Value, Management and Restoration of Europe's Semi-Natural Open Landscapes. *Hacquetia* 14. <https://doi.org/10.1515/hacq-2015-0017>
- Carpenter, S., Walker, B., Anderies, J.M., Abel, N., 2001. From Metaphor to Measurement: Resilience of What to What? *Ecosystems* 4, 765–781. <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0045-9>
- Carrère, P., 2007. Fonctionnement de l'écosystème prairial pâturé, in: *Compte-Rendu de La 33ème Journée de La Recherche Equine*.
- Carrère, P., Orth, D., Kuiper, R., Poulin, N., 1999. Development of shrubs and young trees under extensive grazing, in: *Proceedings of the International Occasional Symposium of the European Grassland Federation*. pp. 27–29.
- Cary, G.J., Keane, R.E., Gardner, R.H., Lavorel, S., Flannigan, M.D., Davies, I.D., Li, C., Lenihan, J.M., Scott Rupp, T., 2006. Comparison of the sensitivity of landscape-fire- succession models to variation in terrain, fuel pattern, climate and weather. *Landscape Ecology* 21, 121–137.
- Catorci, A., Ottaviani, G., Ballelli, S., Cesaretti, S., 2011. Functional differentiation of Central Apennine grasslands under mowing and grazing disturbance regimes. *Polish Journal of Ecology* 59, 115–128.
- CERPAM, 2006. *Pâturer la broussaille: connaître et valoriser les principaux arbustes des parcours du Sud de la France*. CERPAM.

- Chasson, P.L., Case, T.J., 1986. Overview : Nonequilibrium community theories : chance, variability, history, and coexistence., in: Diamond, J., Case, T. (Eds.), *Community Ecology*. Harper and Row, pp. 229–239.
- Chaudron, C., Chauvel, B., Isselin-Nondedeu, F., 2016. Effects of late mowing on plant species richness and seed rain in road verges and adjacent arable fields. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 232, 218–226. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.047>
- Chessel, D., Dufour, A.B., Thioulouse, J., 2004. The ade4 package - I : One-table methods. *R News* 4, 5–10.
- Chippindale, H.G., Milton, W.E.J., 1934. On the viable seeds present in the soil beneath pastures. *Journal of Ecology* 22, 508–531.
- Chuvieco, E., 1998. El factor temporal en teledetección: evolución fenomenológica y análisis de cambios. *Revista de teledeteccion* 10, 39–48.
- Ciesielski, H., Sterckeman, T., Santerne, M., Willery, J., 1997. A comparison between three methods for the determination of cation exchange capacity and exchangeable cations in soils. *Agronomie* 17, 9–16.
- Cingolani, A.M., Noy-Meir, I., Díaz, S., 2005. Grazing effects on rangeland diversity: a synthesis of contemporary models. *Ecological Applications* 15, 757–773.
- Clément, B., Maltby, E., 1996. Quelques facteurs de la biodiversité végétale dans les prairies humides des corridors fluviaux. *Acta Botanica Gallica* 143, 309–316. <https://doi.org/10.1080/12538078.1996.10515728>
- Clements, F.E., 1916. *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington, Washington.
- CNR, 2016a. CNR et les crues du Rhône.
- CNR, 2016b. Entretien de la végétation sur les digues du Rhône. 10 questions pour tout comprendre.
- CNR, 2012. 60 ans de Donzère-Mondragon. Donzère-Mondragon, symbole du relèvement national. Graphistar.
- CNR, 1998. L'aménagement de Donzère-Mondragon. Au fil du Rhône.
- Cohen, D., 1966. Optimizing reproduction in a randomly varying environment. *Journal of Theoretical Biology* 12, 119–129. [https://doi.org/10.1016/0022-5193\(66\)90188-3](https://doi.org/10.1016/0022-5193(66)90188-3)
- Coiffait-Gombault, C., 2011. Règles d'assemblages et restauration écologique des communautés végétales herbacées méditerranéennes: le cas de la Plaine de La Crau (Bouches-du-Rhône, France). Université d'Avignon.
- Colas, S., Muller, F., Meuret, M., Agreil, C., 2002. Pâturage sur pelouses sèches : un guide d'aide à la mise en oeuvre. *Espaces Naturels de France, fédération des Conservatoires d'Espaces Naturels, programme Life-Nature « Protection des pelouses relictuelles de France, Orléans*.
- Cole, D.N., Bayfield, N.G., 1993. Recreational trampling of vegetation: standard experimental procedures. *Biological Conservation* 63, 209–215. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(93\)90714-C](https://doi.org/10.1016/0006-3207(93)90714-C)
- Collins, S.L., 1989. Experimental analysis of patch dynamics and community heterogeneity in tallgrass prairie. *Vegetatio* 85, 57–66. <https://doi.org/10.1007/BF00042255>
- Collins, S.L., Knapp, A.K., Briggs, J.M., Blair, J.M., Steinauer, E.M., 1998. Modulation of diversity by grazing and mowing in native tallgrass prairie. *Science* 280, 745–747.
- Cook, W.M., Yao, J., Foster, B.L., Holt, R.D., 2005. Secondary succession in an experimentally fragmented landscape: community patterns across space and time. *Ecology* 86, 1267–1279.
- Cordonnier, T., Gosselin, F., 2009. La gestion forestière adaptative : intégrer l'acquisition de connaissances parmi les objectifs de gestion. *Revue Forestière Française*. <https://doi.org/10.4267/2042/28896>
- Crawley, M.J., 1983. *Herbivory: The Dynamics of Animal-plant Interactions*. Blackwell Scientific.
- Crutzen, P.J., 2006. The “Anthropocene,” in: Ehlers, E., Krafft, T. (Eds.), *Earth System Science in the Anthropocene*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 13–18. https://doi.org/10.1007/3-540-26590-2_3
- Cutler, N., 2010. Long-term primary succession: a comparison of non-spatial and spatially explicit inferential techniques. *Plant Ecology* 208, 123–136. <https://doi.org/10.1007/s11258-009-9692-2>
- D**anell, K., Bergstrom, R., Duncan, P., Pastor, J. (Eds.), 2006. *Large Herbivore Ecology, Ecosystem Dynamics and Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511617461>
- D'Aniello, B., Stanislao, I., Bonelli, S., Balletto, E., 2011. Haying and grazing effects on the butterfly communities of two Mediterranean-area grasslands. *Biodiversity and Conservation* 20, 1731–1744. <https://doi.org/10.1007/s10531-011-0058-4>
- Davidson, D.W., 1993. The Effects of Herbivory and Granivory on Terrestrial Plant Succession. *Oikos* 68, 23. <https://doi.org/10.2307/3545305>
- De Cauwer, B., Reheul, D., 2009. Impact of land use on vegetation composition, diversity and potentially invasive, nitrophilous clonal species in a wetland region in Flanders. *Agronomy for Sustainable Development* 29, 277–285. <https://doi.org/10.1051/agro:2008049>

- De Leo, G.A., Levin, S., 1997. The Multifaceted Aspects of Ecosystem Integrity. *Ecology and Society* 1, 1–16.
- De Montard, F.X., 1991. Réflexions sur la dynamique de la végétation des prairies de moyenne montagne du Massif Central. *Fourrages* 125, 71–84.
- De Pinel de La Taule, M., Morissette, S., Ménard, P., Jean, K., 2012. L'imagerie multispectrale comme outil d'analyse et de diagnostic pour la productivité des sols en agriculture de précision.
- De Simiane, M., 1987. Composition botanique et valeur alimentaire de la ration ingérée par les petits ruminants, in: *La Forêt et l'élevage En Région Méditerranéenne Française*. Louis-Jean, Gap, pp. 167–183.
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Végvári, Z.S., Hartel, T., Schmotzer, A., Kapocsi, I., Tóthmérész, B., 2014. Grassland fires in Hungary - Experiences of nature conservationists on the effects of fire on biodiversity. *Applied Ecology and Environmental Research* 12, 267–283.
- Decandia, M., Yiakoulaki, M.D., Pinna, G., Cabiddu, A., Molle, G., 2008. Foraging behaviour and intake of goats browsing on mediterranean shrublands, in: *Dairy Goats Feeding and Nutrition*. CAB International, Wallingford, UK, pp. 161–168.
- Defonseca, M., 2007. Une prairie pour le cheval de loisir, *Exploitation d'une prairie*.
- Demarquilly, C., Andrieu, J., 1992. Composition chimique, digestibilité et ingestibilité des fourrages européens exploités en vert. *INRA Prod. Anim.* 5, 213–221.
- Demarquilly, C., Andrieu, J., Weiss, P., 1981. L'ingestibilité des fourrages verts et des foins et sa prévision, in: *Prévision de La Valeur Nutritive Des Aliments Des Ruminants*. INRA Publications, Versailles, pp. 155–167.
- Dembek, W. (Ed.), 2002. Aktualne problemy ochrony mokradel. *Walory przyrodnicze mokradel mokradel i ich użytkowanie*. Wyd, IMUZ, Falenty, pp. 82–92.
- Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C., 2014. Biodiversity of Palaearctic grasslands: a synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Biodiversity of Palaearctic grasslands: processes, patterns and conservation* 182, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.12.015>
- Diaz, S., Cabido, M., Casanoves, F., 1998. Plant functional traits and environmental filters at a regional scale. *Journal of Vegetation Science* 9, 113–122.
- Digard, J.P., 1990. *L'homme et les animaux domestiques*. Fayard, Paris.
- Dislich, C., Johst, K., Huth, A., 2010. What enables coexistence in plant communities? Weak versus strong species traits and the role of local processes. *Ecological Modelling* 221, 2227–2236.
- Doley, D., Audet, P., Mulligan, D.R., 2012. Examining the Australian context for post-mined land rehabilitation: Reconciling a paradigm for the development of natural and novel ecosystems among post-disturbance landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 163, 85–93. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.04.022>
- Doležal, J., Mašková, Z., Lepš, J., Steinbachová, D., de Bello, F., Klimešová, J., Tackenberg, O., Zemek, F., Květ, J., 2011. Positive long-term effect of mulching on species and functional trait diversity in a nutrient-poor mountain meadow in Central Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment, Understanding species and community response to environmental change - a functional trait perspective* 145, 10–28. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.01.010>
- Donelan, M., Thompson, K., 1980. Distribution of buried viable seeds along a successional series. *Biological Conservation* 17, 297–311.
- Dorrough, J.W., Ash, J.E., Bruce, S., McIntyre, S., 2007. From plant neighbourhood to landscape scales: how grazing modifies native and exotic plant species richness in grassland. *Plant Ecology* 191, 185–198. <https://doi.org/10.1007/s11258-006-9236-y>
- Dray, S., Dufour, A.-B., 2007. The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software* 22. <https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04>
- Drent, R.H., Prins, H.H.T., 1987. The herbivore as prisoner of its food supply, in: *Disturbance in Grasslands*. Junk, Dordrecht, pp. 131–147.
- Duclos, D., 2010. Race caprine du Rove, Répertoire 2010 des Eleveurs. Institut de l'élevage, Département Génétique – Service Aptitudes et Sélection des Races Laitières.
- Duffey, E., Morris, M.G., Sheail, J., 1974. *Grassland Ecology and Wildlife Management*. Chapman & Hall, London.
- Dufour, A., Gadallah, F., Wagner, H.H., Guisan, A., Buttler, A., 2006. Plant species richness and environmental heterogeneity in a mountain landscape: effects of variability and spatial configuration. *Ecography* 29, 573–584.
- Dumas, E., 2006. Structuration des paysages d'interfaces ville/forêt en Basse Provence calcaire : Analyse couplée Ecologie/Economie. Paul Cézanne, Aix-Marseille III.

- Dumont, B., Farruggia, A., Garel, J.-P., Bachelard, P., Boitier, E., Frain, M., 2009. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science* 64, 92–105. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2494.2008.00674.x>
- Dumont, B., Rook, A.J., Coran, C., 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. *Grass and Forage Science* 2, 159–171.
- Dumont, B., Rossignol, N., Loucougaray, G., Carrère, P., Chadoeuf, J., Fleurance, G., Bonis, A., Farruggia, A., Gaucherand, S., Ginane, C., Louault, F., Marion, B., Mesléard, F., Yavercovski, N., 2012. When does grazing generate stable vegetation patterns in temperate pastures? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 153, 50–56. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.03.003>
- Duncan, P., 1992. *Horses and Grasses: The Nutritional Ecology of Equids and Their Impact on the Camargue*. Springer Science & Business Media.
- Duncan, P., Cowtan, P., 1980. An unusual choice of habitat helps horses avoid biting flies. *Biological Behaviour* 5, 55–60.
- Duncan, P., D'herbes, J.M., 1982. The use of domestic herbivores in the management of wetlands for waterbirds in the Camargue, in: *Managing Wetlands and Their Birds*. International Waterfowl Research Bureau, Slimbridge, UK.
- Dupre, C., 2000. How to determine a regional species pool: a study in two Swedish regions. *Oikos* 89, 128–136. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.890114.x>
- Duro, D.C., Coops, N.C., Wulder, M.A., Han, T., 2007. Development of a large area biodiversity monitoring system driven by remote sensing. *Progress in Physical Geography* 31, 235–260.
- Dutoit, T., 2014. Impacts du débroussaillage et de l'éco-pastoralisme sur les communautés végétales et entomologiques des digues artificielles de la Réserve de Chasse et de Faune Sauvage de Donzère-Mondragon (Rapport final). IMBE/CNR/ONCFS, Université d'Avignon.
- Dutoit, T., Alard, D., 1995. Permanent seed banks in chalk grassland under various management regimes: their role in the restoration of species-rich plant communities. *Biodiversity and Conservation* 4, 939–950.
- E**douard, N., Fleurance, G., Duncan, P., Dumont, B., Baumont, R., 2008. Effet de la hauteur de l'herbe pâturée sur l'ingestion et les choix alimentaires des chevaux, in: *34ième Journée d'étude de La Recherche Equine*. pp. 51–62.
- Edwards, P.J., Hollis, S., 1982. The distribution of excreta on new forest grassland used by cattle, ponies and deer. *Journal of Applied Ecology* 19, 953–964.
- Ekstam, U., Aronsson, M., Forshed, N., 1988. *Ängar*. LTs förlag, Stockholm.
- Elias, D., Tischew, S., 2016. Goat pasturing—A biological solution to counteract shrub encroachment on abandoned dry grasslands in Central Europe? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 234, 98–106. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.023>
- Ellis, E.C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., Ramankutty, N., 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000: Anthropogenic transformation of the biomes. *Global Ecology and Biogeography* no-no. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00540.x>
- ESRI, 2004. *ArcGis 10.2*.
- Etienne, M., Armand, D., Grudé, A., Girard, N., Napoleone, M., 2002. Des moutons en forêt littorale varoise.
- Eversham, B.C., Roy, D.B., Telfer, M.G., 1996. Urban, industrial and other manmade sites as analogues of natural habitats for Carabidae. *Annales Zoologici Fennici* 33, 149–156.
- F**attorini, M., Halle, S., 2004. The dynamic environmental filter model: how do filtering effects change in assembling communities after disturbance, in: *Assembly Rules and Restoration Ecology: Bridging the Gap between Theory and Practice*. Island Press, pp. 96–114.
- Feng, X., Fu, B., Yang, X., Lü, Y., 2010. Remote sensing of ecosystem services: An opportunity for spatially explicit assessment. *Chinese Geographical Science* 20, 522–535. <https://doi.org/10.1007/s11769-010-0428-y>
- Firn, J., House, A.P.N., Buckley, Y.M., 2010. Alternative states models provide an effective framework for invasive species control and restoration of native communities. *Journal of Applied Ecology* 47, 96–105. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01741.x>
- Fleischner, T.L., 1994. Ecological costs of livestock grazing in Western North America. *Conservation Biology* 629–644.
- Fleurance, G., Dumont, B., Farruggia, A., Mesléard, F., 2007. Impact du pâturage équin sur la diversité biologique des prairies. *Compte-rendu de la 33ème Journée de la Recherche Equine, Les Haras Nationaux* 245–258.
- Fleurance, G., Duncan, P., Farruggia, A., Dumont, B., Lecomte, T., 2011. Impact du pâturage équin sur la diversité floristique et faunistique des milieux pâturés. *Fourrages* 207, 189–199.

- Fleurance, G., Duncan, P., Fritz, H., Cabaret, J., Gordon, I.J., 2005. Importance of nutritional and anti-parasite strategies in the foraging decisions of horses: an experimental test. *Oikos* 110, 602–612.
- Fleurance, G., Duncan, P., Mallevaud, B., 2001. Daily intake and the selection of feeding sites by horses in heterogeneous wet grasslands. *Animal Research* 50, 149–156.
- Floate, M.J.S., 1970. Mineralization of nitrogen and phosphorus from organic materials and animal origin and its significance in the nutrient cycle in grazed uplands and hill soils. *Journal of British Society* 295–302.
- Flynn, E.S., 2006. Using NDVI as a pasture management tool. University of Kentucky.
- Frost, R.A., Launchbaugh, K., 2003. Prescription grazing for rangeland weed management: a new look at an old tool. *Rangelands* 25, 43–47.
- Fruget, J.F., 1989. L'aménagement du Bas-Rhône. Evolution du fleuve et influence sur les peuplements de macroinvertébrés benthiques. Université Lyon I.
- Fryxell, J.M., 1991. Forage quality and aggregation by large herbivores. *American Naturalist* 478–498.
- Fynn, R.W.S., Morris, C.D., Edwards, T.J., 2004. Effect of burning and mowing on grass and forb diversity in a long-term grassland experiment. *Applied Vegetation Science* 7, 1–10. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2004.tb00589.x>
- Fynn, R.W.S., O'Connor, T.G., 2000. Effect of stocking rate and rainfall on rangeland dynamics and cattle performance in a semi-arid savanna, South Africa. *Journal of Applied Ecology* 37.
- G**arde, L., Brosse-Genevet, E., Caraguel, B., Dellavedova, M., Romagny, R., Senn, O., 2013. Evaluation du pâturage sur parcours et alpages. *Pastum* 101, 12–33.
- Garrigues, S., 2004. Hétérogénéité spatiale des surfaces terrestres en télédétection : caractérisation et influence sur l'estimation des variables biophysiques. Agrocampus-Ecole nationale supérieure d'Agronomie, Rennes.
- Gartner, R.J.W., McLean, R.W., Little, D.A., Winks, 1980. Mineral deficiencies limiting production of ruminants grazing tropical pastures in Australia. *Tropical Grasslands* 266–272.
- Gaudet, C.A., Keddy, P.A., 1988. A comparative approach to predicting competitive ability from plant traits. *Nature* 334, 242–243.
- Gausman, H.W., 1985. Plant leaf optical properties in visible and near-infrared light. Texas Technical Press, Lubbock, Texas.
- Gausson, H., Bagnouls, F., 1953. Saison sèche et indice xérothermique. *Bulletin de la Société d'Histoire Naturelle de Toulouse* 88, 193–240.
- Gauthier-Clerc, M., Mesléard, F., Blondel, J., 2014. Sciences de la conservation.
- Gautier, D., Beylier, B., Dureau, R., Garde, L., Guerin, G., Guinamard, C., Aussibal, G., Brosse-Genevet, E., Paris, A., 2006. Techniques Pastorales, Pâturer la broussaille ... Connaître et valoriser les principaux arbustes des parcours du Sud de la France. CERPAM, Manosque.
- Gawel, A.M., Rogers, H.S., Miller, R.H., Kerr, A.M., 2018. Contrasting ecological roles of non-native ungulates in a novel ecosystem. *Royal Society Open Science* 5, 170151. <https://doi.org/10.1098/rsos.170151>
- Géhu, J.M., 2006. Dictionnaire de sociologie et synécologie végétales. J. Cramer, Berlin.
- Gibson, C. W. D., Dawkins, H.C., Brown, V.K., Jepsen, M., 1987. Spring grazing by sheep: effects on seasonal changes during early old field succession. *Vegetatio* 70, 33–43.
- Gibson, C.W.D., Watt, T.A., Brown, V.K., 1987. The Use of Sheep Grazing to Recreate Species-rich Grassland from Abandoned Arable Land. *Biological Conservation* 42, 165–183.
- Gibson, D.J., 2009. Grasses and grassland ecology. Oxford University Press, New York.
- Gifford, G.F., Hawkins, R.H., 1978. Hydrologic impacts of grazing on infiltration : a critical review. *Water Resour. Res.* 14, 305–313.
- Gihad, E.A., El Bedawy, T.M., Mehrez, A.Z., 1980. Tiber digestibility by goats and sheep. *J. Dairy Sci.* 63, 1701–1706.
- Gilhaus, K., Hölzel, N., 2016. Seasonal variations of fodder quality and availability as constraints for stocking rates in year-round grazing schemes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 234, 5–15. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.013>
- Girerd, B., 1991. La flore du Département de Vaucluse: nouvel inventaire 1990. Mise à jour 1992 / publ. par la Société linnéenne de Provence. Société botanique du Vaucluse.
- Gleason, H.A., 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bull Torrey Bot Club* 53, 7–26.
- Golodets, C., Kigel, J., Sternberg, M., 2010. Recovery of plant species composition and ecosystem function after cessation of grazing in a Mediterranean grassland. *Plant and Soil* 329, 365–378. <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0164-1>

- Gómez Sal, A., Rey Benayas, J.M., López-Pintor, A., Rebollo, S., 1999. Role of disturbance in maintaining a savanna-like pattern in Mediterranean *Retama sphaerocarpa* shrubland. *Journal of Vegetation Science* 10, 365–370.
- Gordon, I., 1989. Vegetation community selection by ungulates on the Isle of Rhum. Determinants of vegetation community selection. *Journal of Applied Ecology* 16, 65–79.
- Gordon, I., Duncan, P., 1988. Pastures new for conservation. *New Scientist* 117, 54–59.
- Gordon, I.J., 2003. Browsing and grazing ruminants: are they different beasts? *Forest Ecology and Management* 181, 13–21. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00124-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00124-5)
- Gordon, I.J., Duncan, P., Grillas, P., Lecomte, T., 1990. The use of domestic herbivores in the conservation of the biological richness of European wetlands. *Bull. Ecol.* 21, 49–60.
- Graham, N.A.J., Hicks, C., 2015. Adaptive Management for Novel Ecosystems, in: Allen, C.R., Garmestani, A.S. (Eds.), *Adaptive Management of Social Ecological Systems*. Springer, Dordrecht, pp. 133–157.
- Greenwood, K.L., McKenzie, B.M., 2001. Grazing effects on soil physical properties and the consequences for pastures: a review. *Australian Journal of Experimental Agriculture* 41, 1231–1250.
- Gregg, K.B., 2004. Recovery of Showy Lady's Slippers (*Cypripedium reginae* Walter) from Moderate and Severe Herbivory by White-tailed Deer (*Odocoileus virginianus* Zimmerman). *Natural Areas Journal* 24, 232–241.
- Grime, J.P., 2001. *Plant strategies, vegetation processes and ecosystem properties*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Grime, J.P., 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology* 86, 902–910.
- Grime, J.P., 1979. *Plant Strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons, Chichester-New York-Brisbane-Toronto.
- Grime, J.P., 1977. Evidence for the Existence of Three Primary Strategies in Plants and Its Relevance to Ecological and Evolutionary Theory. *The American Naturalist* 111, 1169–1194. <https://doi.org/10.1086/283244>
- Grumbine, R.E., 1997. Reflections on "What is Ecosystem Management?" *Conservation Biology* 11, 41–47. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.95479.x>
- Guinochet, M., 1973. *Phytosociologie*. Masson.
- Gunderson, L.H., 2000. Ecological Resilience-In Theory and Application. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31, 425–439.
- H**agerman, S.M., Satterfield, T., 2014. Agreed but not preferred: expert views on taboo options for biodiversity conservation, given climate change. *Ecol Appl* 24, 548–559.
- Handcock, R., Swain, D., Bishop-Hurley, G., Patison, K., Wark, T., Valencia, P., Corke, P., O'Neill, C., 2009. Monitoring Animal Behaviour and Environmental Interactions Using Wireless Sensor Networks, GPS Collars and Satellite Remote Sensing. *Sensors* 9, 3586–3603. <https://doi.org/10.3390/s90503586>
- Harmony, K.R., Moore, K.J., George, J.R., Brummer, E.C., Russell, J.R., 1997. Determination of pasture biomass using four indirect methods. *Agron. J.* 665–672.
- Harper, J.L., 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press, London.
- Harpole, W.S., Tilman, D., 2007. Grassland species loss resulting from reduced niche dimension. *Nature* 446, 791–793. <https://doi.org/10.1038/nature05684>
- Harris, J.A., Hobbs, R.J., Higgs, E., Aronson, J., 2006. Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology* 14, 170–176. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2006.00136.x>
- Harrison, A.E., 1978. Phosphorus cycles of forest and upland grassland ecosystem and some effects of land management practices, in: Potter, R., Fitzsimmon, D.W. (Eds.), *Phosphorus and the Environment: Its Chemistry and Biochemistry*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, pp. 175–199.
- Harrison, P., Pearce, F., Science, A.A. for the A. of, 2000. *AAAS Atlas of Population & Environment*. University of California Press.
- Hart, R.H., Ashby, M.M., 1998. Grazing intensities, vegetation, and heifer gains : 55 years on shortgrass. *Journal of Range Management* 51, 392–398.
- Haudricourt, A.G., 1987. *La technologie, science humaine : recherches d'histoires et d'ethnologie des techniques*. MSH, Paris.
- Hautier, Y., Niklaus, P.A., Hector, A., 2009. Competition for Light Causes Plant Biodiversity Loss After Eutrophication. *Science* 234, 636–638.
- Haydock, K.P., Shaw, N.H., 1975. A comparative yield method for estimating dry matter yield of pasture. *Aust. J. Exp. Anim. Husbandry* 663–670.

- Hayes, G.F., Holl, K.D., 2003. Cattle grazing impacts on annual forbs and vegetation composition of mesic grasslands in California. *Conservation Biology* 17, 1694–1702.
- Hendrickson, J., Olson, B., 2006. Understanding Plant Response to Grazing, in: *Targeted Grazing: A Natural Approach to Vegetation Management and Landscape Enhancement*. American Sheep Industry Association, pp. 32–39.
- Henneberg, W., Stohmann, F., 1864. *Begründung einer rationellen Fütterung der Wiederkäuer*. Schwetschke u. Sohn, Braunschweig.
- Herben, T., Huber-Sannwald, E., 2002. Effects of management on species richness of grasslands: sward scale processes lead to large-scale patterns. *Grassland Science European* 635–713.
- Herben, T., Krahulec, F., Hadincova, V., Kovarova, M., 1993. Small-scale spatial dynamics of plant species in a grassland community over six years. *Journal of Vegetation Science* 4, 171–178.
- Hilhorst, H.W.M., Karssen, C.M., 2000. Effect of chemical environment on seed germination., in: *Seeds : The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. CAB International, New-York, USA, pp. 293–310.
- Hill, J.D., Canham, C.D., Wood, D.M., 1995. Patterns and Causes of Resistance to Tree Invasion in Rights-of-Way. *Ecological Applications* 5, 459. <https://doi.org/10.2307/1942036>
- Hobbs, R.J., 2016. Degraded or just different? Perceptions and value judgments in restoration decisions. *Restoration Ecology* 24, 153–158. <https://doi.org/10.1111/rec.12336>
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vila, M., Zamora, R., Zobel, M., 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography* 15, 1–7. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>
- Hobbs, R.J., Hallett, L.M., Ehrlich, P.R., Mooney, H.A., 2011. Intervention Ecology: Applying Ecological Science in the Twenty-first Century. *BioScience* 61, 442–450. <https://doi.org/10.1525/bio.2011.61.6.6>
- Hobbs, R.J., Higgs, E., Hall, C.M. (Eds.), 2013a. *Novel ecosystems: intervening in the new ecological world order*. John Wiley & Sons, Chichester, West Sussex ; Hoboken, NJ.
- Hobbs, R.J., Higgs, E., Harris, J.A., 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24, 599–605. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>
- Hobbs, R.J., Higgs, E.S., Hall, C.M., 2013b. What Do We Know About, and What Do We Do About, Novel Ecosystems?, in: Hobbs, R.J., Higgs, E.S., Hall, C.M. (Eds.), *Novel Ecosystem Intervening in the New Ecological World Order*. Wiley-Blackwell, Chichester, UK, pp. 353–360.
- Hodgson, J., 1990. *Grazing Management: Science into Practice*. Longman Scientific and Technical, Essex, England.
- Holdgate, M.W., 1991. Conservation in a world context, in: *The Scientific Management of Temperate Communities for Conservation*, The British Ecological Society. Blackwell Science, pp. 1–25.
- Holechek, J.L., Herbel, C.H., 1986. Supplementing range livestock. *Rangelands* 29–33.
- Holechek, J.L., Pieper, R.D., Herbel, C.H., 1989. *Range and Management Principles and Practices*. Prentice-Hall Publ, Englewood Cliffs.
- Holling, C.S. (Ed.), 1978. *Adaptive environmental assessment and management*, International Institute for Applied Analysis. John Wiley & Sons, Bath.
- Holling, C.S., 1973. Resilience and Stability of Ecological Systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 1–23. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000245>
- Holmes, N.T.H., Hanbury, R.G., 1995. Rivers, canals and dykes, in: Sutherland, W.J., Hill, D.A. (Eds.), *Managing Habitats for Conservation*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 85–120.
- Holzapfel, C., Tielbörger, K., Parag, H., Sternberg, M., 2006. Annual plant–shrub interactions along an aridity gradient. *Basic and Applied Ecology* 7, 268–279.
- Hughes, R.D., Duncan, P., Dawson, J., 1981. Interactions between Camargue horses and horseflies (Tabanidae). *Bulletin of Entomologic Research* 71, 227–242.
- Hulvey, K.B., Standish, R.J., Hallett, L.M., Starzomski, B.M., Murphy, S.D., Nelson, C.R., Gardener, M.R., Kennedy, P.L., Seastedt, T., Suding, N., 2013. Incorporating Novel Ecosystems Into Management Frameworks, in: Hobbs, R.J., Higgs, E.S., Hall, C.M. (Eds.), *Novel Ecosystems Intervening in the New Ecological World Order*. Wiley-Blackwell, Chichester, UK, pp. 157–171.
- Huntly, N., 1991. Herbivores and the Dynamics of Communities and Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 22, 477–503. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.22.110191.002401>
- Hutson, M.A., 1994. *Biological diversity: the coexistence of species on changing landscapes*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ingham, C.S., 2008. Himalayan blackberry (*Rubus armenicus*) and English ivy (*Hedera helix*) response to high intensity-short duration goat browsing. Oregon State University, Oregon.

- Interbev Paca-Corse, 2017. Atlas Provence-Alpes-Côte d'Azur de l'élevage herbivore.
- Inversen, J., 1973. The development of Denmark's nature since the Last Glacial, Danmarks Geologiske Undersogelse. Raekke 7c, Kobenhavn.
- Istasse, L., Van Eenaeme, C., Lambot, O., Gielen, M., Bienfait, J.M., 1981. Etude de quelques facteurs de variation de ladigestibilité in vitro. Application à un foin traité ou non à la soude. Annales de zootechnie. INRA/EDP Sciences 30, 183–196.
- J**ackson, R., 1983. Spectral indices in N-Space. Remote Sensing of Environment 13, 409–421. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(83\)90010-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(83)90010-X)
- Jackson, R.D., Huete, A.R., 1991. Interpreting vegetation indices. Preventive Veterinary Medicine 11, 185–200. [https://doi.org/10.1016/S0167-5877\(05\)80004-2](https://doi.org/10.1016/S0167-5877(05)80004-2)
- Jackson, S.T., 2006. Vegetation, environment, and time: The origination and termination of ecosystems. Journal of Vegetation Science 17, 549–557. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02478.x>
- Jamoneau, A., 2010. Relations entre les diversités alpha, bêta et gamma de la flore vasculaire de fragments forestiers inclus dans des paysages agricoles contrastés. Picardie Jules Verne.
- Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, A., Saarnio, S., 2007. Flowering and seed production success along roads with different mowing regimes. Applied Vegetation Science 10, 285–292. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2007.tb00528.x>
- Janzen, D., 1981. Enterolobium cyclocarpum seeds passage rate and survival in horses, Costa Rican Pleistocene and dispersal agents. Ecology 62, 593–601.
- Jarrige, R., 1988. Alimentation Des Bovins, Ovins & Caprins. Inra-Quae.
- Jarrige, R., Ruckebusch, Y., Demarquilly, C., Farce, M.-H., Journet, M., 1995. Nutrition des ruminants domestiques: Ingestion et digestion. Quae.
- Jensen, K., Trepel, M., Merritt, D., Rosenthal, G., 2006. Restoration ecology of river valleys. Basic and Applied Ecology 7, 383–387. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2006.05.008>
- Jensen, R.R., Hardin, P.J., 2007. Using Satellite Data to Estimate Urban Leaf Area Index, in: Jensen, R.R., Gatrell, J.D., McLean, D. (Eds.), Geo-Spatial Technologies in Urban Environments. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 93–107. https://doi.org/10.1007/978-3-540-69417-5_5
- Johnstone, I.M., 1986. Plant Invasion Windows: A Time-Based Classification of Invasion Potential. Biological Reviews 61, 369–394. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.1986.tb00659.x>
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., 1997. Positive and Negative Effects of Organisms as Physical Ecosystem Engineers. Ecology 78, 1946–1957. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[1946:PANEOO\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[1946:PANEOO]2.0.CO;2)
- Jones, C.G., Lawton, J.H., Shachak, M., 1994. Organisms as Ecosystem Engineers 69, 373–386.
- K**ahmen, S., Poschlod, P., Schreiber, K.-F., 2002. Conservation management of calcareous grasslands. Changes in plant species composition and response of functional traits during 25 years. Biological Conservation 104, 319–328. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(01\)00197-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(01)00197-5)
- Kalish, S., McPeck, M.A., 1992. Demography of an age-structured annual: resampled projection matrices, elasticity analyses, and seed bank effects. Ecology 73, 1082–1093.
- Keddy, P.A., 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. Journal of Vegetation Science 3, 157–164. <https://doi.org/10.2307/3235676>
- Kennedy, P.L., Fontaine, J.B., Hobbs, R.J., Johnson, T.N., Boyle, R., Lueders, A.S., 2018. Do novel ecosystems provide habitat value for wildlife? Revisiting the physiognomy vs. floristics debate. Ecosphere 9, e02172. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2172>
- Kennedy, R.E., Townsend, P.A., Gross, J.E., Cohen, W.B., Bolstad, P., Wang, Y.Q., Adams, P., 2009. Remote sensing change detection tools for natural resource managers: Understanding concepts and tradeoffs in the design of landscape monitoring projects. Remote Sensing of Environment 113, 1382–1396. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.07.018>
- Kenney, P.A., Black, J.L., 1984. Factors affecting diet selection by sheep. Potential intake rate and acceptability of feed. Australian Journal of Agriculture Research 1, 551–563.
- Kerr, J.T., Ostrovsky, M., 2003. From space to species: ecological applications for remote sensing. Trends in Ecology & Evolution 18, 299–305.
- Kjeldahl, J., 1883. Neue Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen Körpern. Z. Anal. Chem. 22, 366–382.
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E.D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovács, A., Marshall, E.J.P., Tschardtke, T., Verhulst, J., 2009. On the relationship between farmland

- biodiversity and land-use intensity in Europe. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 276, 903–909. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1509>
- Knipling, E.B., 1970. Physical and physiological basic for the reflectance of visible and near-infrared radiation from vegetation. *Remote Sensing of Environment* 1, 155–159.
- Köhler, M., Hiller, G., Tischew, S., 2016. Year-round horse grazing supports typical vascular plant species, orchids and rare bird communities in a dry calcareous grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 234, 48–57. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.03.020>
- Kołos, A., Banaszuk, P., 2013. Mowing as a tool for wet meadows restoration: Effect of long-term management on species richness and composition of sedge-dominated wetland. *Ecological Engineering* 55, 23–28. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.02.008>
- Kotowski, W., van Diggelen, R., 2004. Light as an environmental filter in fen vegetation. *Journal of Vegetation Science* 15, 583. [https://doi.org/10.1658/1100-9233\(2004\)015\[0583:LAAEFI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1658/1100-9233(2004)015[0583:LAAEFI]2.0.CO;2)
- Kowarik, I., 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution* 159, 1974–1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Krebs, C.J., 2001. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*, 5th ed. Benjamin Cummings.
- Kruess, A., Tschardtke, T., 2002. Contrasting responses of plant and insect diversity to variation in grazing intensity. *Biological Conservation* 293–302.
- Kuang, J.J., Chesson, P., 2010. Interacting coexistence mechanisms in annual plant communities: Frequency-dependent predation and the storage effect. *Theoretical Population Biology* 77, 56–70.
- Lambin, E.F., Turner, B.L., Geist, H.J., Agbola, S.B., Angelsen, A., Bruce, J.W., Coomes, O.T., Dirzo, R., Fischer, G., Folke, C., George, P.S., Homewood, K., Imbernon, J., Leemans, R., Li, X., Moran, E.F., Mortimore, M., Ramakrishnan, P.S., Richards, J.F., Skånes, H., Steffen, W., Stone, G.D., Svedin, U., Veldkamp, T.A., Vogel, C., Xu, J., 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change* 11, 261–269. [https://doi.org/10.1016/S0959-3780\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S0959-3780(01)00007-3)
- Laurance, W.F., Nascimento, H.E.M., Laurance, S.G., Andrade, A., Ewers, R.M., Luizao, R.C.C., Ribeiro, J.E., 2007. Habitat fragmentation, variable edge effects, and the landscape-divergence hypothesis. *PLoS ONE* 2, e1017.
- Lavorel, S., Garnier, E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16, 545–556.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J., Forbes, T.D.A., 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends in Ecology & Evolution* 12, 474–478.
- Leakey, R., Lewin, R., 1995. *The sixth extinction*. Weidenfeld and Nicolson, London.
- Leclerc, B., 1985. Utilisation du maquis corse par des caprins et des ovins. Comparasion du régime alimentaire. *Acta Oecol. Appl.* 6.
- Lecomte, T., Le Neveu, C., Nicaise, L., Valot, E., 1995. *Gestion écologique par le pâturage : l'expérience des réserves naturelles*. ATEN, Montpellier.
- Lee, K., 1999. Appraising Adaptive Management. *Conservation Ecology* 3. <https://doi.org/10.5751/ES-00131-030203>
- Lepš, J., 2014. Scale- and time-dependent effects of fertilization, mowing and dominant removal on a grassland community during a 15-year experiment. *Journal of Applied Ecology* 51, 978–987. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12255>
- Lepš, J., 1987. Vegetation dynamics in an early old field succession: a quantitative approach. *Vegetatio* 72, 95–102.
- Lévêque, C., 2001. *Ecologie. De l'écosystème à la biosphère*. Dunod, Paris.
- Lezama, F., Baeza, S., Altesor, A., Cesa, A., Chaneton, E.J., Paruelo, J.M., 2014. Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science* 25, 8–21. <https://doi.org/10.1111/jvs.12053>
- Lin, Y., Hong, M., Han, G., Zhao, M., Bai, Y., Chang, S.X., 2010. Grazing intensity affected spatial patterns of vegetation and soil fertility in a desert steppe. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 138, 282–292. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.05.013>
- Lindenmayer, D.B., Fischer, J., Felton, A., Crane, M., Michael, D., Macgregor, C., Montague-Drake, R., Manning, A., Hobbs, R.J., 2008. Novel ecosystems resulting from landscape transformation create dilemmas for modern conservation practice: Novel ecosystems and conservation practice. *Conservation Letters* 1, 129–135. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2008.00021.x>
- Loiseau, P., Martin-Rosset, W., 1988. Evolution à long terme d'une lande de montagne pâturée par des bovins et des chevaux. I. Conditions expérimentales et évolution botanique. *Agronomie* 8, 873–880.

- Londo, G., 1990. Conservation and management of semi-natural grasslands in northwestern Europe, in: Bohn, U., Neuhausl, R. (Eds.), *Vegetation and Flora of Temperate Zones*. SPB Academic Publishing, Den Haag, pp. 66–77.
- Lortie, C.J., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F.I., Callaway, R.M., 2004. Rethinking plant community theory. *Oikos* 107, 433–438.
- Loucougaray, G., 2003. Régimes de pâturage et hétérogénéité de la structure et du fonctionnement de la végétation prairiale (Marais Poitevin). Rennes 1.
- Loucougaray, G., Bouzillé, J.B., Bonis, A., 2002. Effects of monospecific and mixed grazing on plant community heterogeneity and diversity in natural grasslands, in: *Multi-Function Grasslands – Quality Forages, Animal Products and Landscapes*. Presented at the EGF, La Rochelle, pp. 808–809.
- Loydi, A., Eckstein, R.L., Otte, A., Donath, T.W., 2013. Effects of litter on seedling establishment in natural and semi-natural grasslands: a meta-analysis. *Journal of Ecology* 101, 454–464. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12033>
- Loydi, A., Zalba, S.M., Distel, R.A., 2012. Viable seed banks under grazing and exclosure conditions in montane mesic grasslands of Argentina. *Acta Oecologica* 43, 8–15. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2012.05.002>
- M**afhoud, I., 2009. Cartographie et mesure de la biodiversité du Mont Ventoux. Approche par Système d'Information Géographique et Télédétection, préconisations méthodologiques et application pour l'aménagement forestier. Université d'Avignon.
- Malechek, J.C., 1981. Feeding behavior and nutrition of goats on rangelands.
- Malechek, J.C., Provenza, F.D., 1983. Comportement alimentaire et nutrition de chèvres élevées sur parcours. *Revue mondiale de Zootechnie* 47, 38–48.
- Malik, C., 2017. Impact du pâturage équin sur les communautés végétales herbacées des digues artificielles du Rhône au niveau de la Réserve de Chasse et de Faune Sauvage de Donzère - Mondragon (Drôme - Vaucluse).
- Mamarot, J., 2002. Mauvaises herbes des cultures. Acta, Paris.
- Manning, J., Cronin, G., González, L., Hall, E., Merchant, A., Ingram, L., 2017. The Behavioural Responses of Beef Cattle (*Bos taurus*) to Declining Pasture Availability and the Use of GNSS Technology to Determine Grazing Preference. *Agriculture* 7, 45. <https://doi.org/10.3390/agriculture7050045>
- Marage, D., Rameau, J.-C., Garraud, L., 2006. Banque de graines du sol et succession végétale dans les Alpes du Sud : effets des facteurs historiques et écologiques. *Can. J. Bot.* 84, 99–111. <https://doi.org/10.1139/b05-142>
- Marchandeau, S., Chantal, J., Portejole, Y., Barraud, S., Chaval, Y., 1998. Impact of viral hemorrhagic disease on a wild population of european rabbits in France. *Journal of Wildlife Diseases* 34, 429–435. <https://doi.org/10.7589/0090-3558-34.3.429>
- Marcon, E., 2015. Mesures de la Biodiversité. Kourou.
- Maron, J.L., Jefferies, R.L., 2001. Restoring enriched grasslands: effects of mowing on species richness, productivity, and Nitrogen retention. *Ecological Applications* 11, 1088–1100. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011\[1088:REGEOM\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011[1088:REGEOM]2.0.CO;2)
- Marriott, C.A., Hood, K., Fisher, J.M., Pakeman, R.J., 2009. Long-term impacts of extensive grazing and abandonment on the species composition, richness, diversity and productivity of agricultural grassland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 134, 190–200. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.07.002>
- Martin, R.C., Astatkie, T., Cooper, J.M., Fredeen, A.H., 2005. A comparison of methods used to determine biomass on naturalized swards. *J. Agronomy & Crop Science* 152–160.
- Martin-Rosset, W., Loiseau, P., 1979. Récupération des pâturages dégradés par les chevaux. Un exemple : évolution d'une lande à myrtilles soumise au pâturage de chevaux et bovins. Presented at the 5ème journée de la recherche chevaline, CEREOPA, Paris, pp. 46–66.
- Mascaro, J., Harris, J.A., Lach, L., Thompson, A., Perring, M.P., Richardson, D.M., Ellis, E.C., 2013. Origins of the novel ecosystems concept, in: *Novel Ecosystems : Intervening in the New World Order*. John Wiley & Sons, pp. 45–57.
- Masson, S., 2014. Du paysage à la population : impacts des changements d'usages et de la restauration face à la colonisation d'une espèce envahissante (*Rubus ulmifolius* Schott.) dans un écosystème substeppe méditerranéen. Université d'Avignon.
- Masson, S., Gauvain, M., Mesléard, F., Dutoit, T., 2015a. Impacts of water stress removal and disturbance regimes on Mediterranean dry grasslands diversity and succession. *Plant Ecology* 216, 1351–1369. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0513-5>

- Masson, S., Mesléard, F., Dutoit, T., 2015b. Using Shrub Clearing, Draining, and Herbivory to Control Bramble Invasion in Mediterranean Dry Grasslands. *Environmental Management* 56, 933–945. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0541-x>
- McDowell, L.R., 1985. *Nutrition of Grazing Ruminants in Warm Climates*. Academic Press, Orlando.
- McEvoy, P.M., Flexen, M., McAdam, J.H., 2006. The effects of livestock grazing on ground flora in broadleaf woodlands in Northern Ireland. *Forest Ecology and Management* 225, 39–50. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.12.026>
- McGregor, B., 2003. Eco-grazing—the use of diversified grazing ecosystems as part of integrated weed management. Weed Society of Victoria.
- McGregor, B.A., 1996. Using goats for the control of blackberries in northeastern Victoria. Presented at the Proceedings of the 11th Australian Weeds Conference, Melbourne, pp. 321–4.
- McIntosh, R.P., 1985. *The Background of Ecology: Concept and Theory*. Cambridge University Press.
- McIntyre, S., Heard, K.M., Martin, T.G., 2003. The relative importance of cattle grazing in subtropical grasslands: does it reduce or enhance plant biodiversity? *Journal of Applied Ecology* 40, 445–457.
- McKinney, M.L., 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127, 247–260.
- McNaughton, S.J., 1985. Ecology of a Grazing Ecosystem: The Serengeti. *Ecological Monographs* 55, 259–294. <https://doi.org/10.2307/1942578>
- McNaughton, S.J., 1984. Grazing lawns: animals in herds, plant form and co-evolution. *American Naturalist* 863–886.
- Meffe, G.K., Carroll, C.R., 1994. *Principles in Conservation Biology*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts.
- Meissimilly, S., Roux, D., 2012. Evaluation du plan de gestion 2008-2012 de la réserve de chasse et de faune sauvage de Donzère-Mondragon (Vaucluse-Drôme).
- Meissner, R.A., Facelli, J.M., 1999. Effects of sheep exclusion on the soil seed bank and annual vegetation in chenopod shrublands of South Australia. *Journal of Arid Environments* 42, 117–128. <https://doi.org/10.1006/jare.1999.0515>
- Ménard, C., Duncan, P., Fleurance, G., Georges, J.Y., Lila, M., 2002. Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in European wetlands. *Journal of Applied Ecology* 39, 120–133.
- Mesléard, F., Mauchamp, A., Pineau, O., Dutoit, T., 2011. Rabbits are More Effective than Cattle for Limiting Shrub Colonization in Mediterranean Xero-Halophytic Meadows. *Ecoscience* 18, 37–41. <https://doi.org/10.2980/18-1-3383>
- Mesléard, F., Yavercovski, N., Lefebvre, G., Willm, L., Bonis, A., 2017. High Stocking Density Controls *Phillyrea Angustifolia* in Mediterranean Grasslands. *Environmental Management*. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0808-x>
- Metson, A.J., 1956. *Methods of chemical analysis for soil survey samples*. New Zealand Department of Scientific and Industrial Research.
- Metzger, K.L., Coughenour, M.B., Reich, R.M., Boone, R.B., 2005. Effects of seasonal grazing on plant species diversity and vegetation structure in a semi-arid ecosystem. *Journal of Arid Environments* 61, 147–160. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.07.019>
- Meuret, M., 2005. Piloter la motivation alimentaire des herbivores sur milieux diversifiés : pour une éco-zootéchnie des pratiques de pâturage (Mémoire HDR). INRA, Université Aix-Marseille III.
- Meuret, M., 2004. Le dossier pâturage – Concevoir des habitats pour troupeaux domestiques. *Espaces naturels* 7–22.
- Meuret, M., Provenza, F., 2015. How French shepherds create meal sequences to stimulate intake and optimise use of forage diversity on rangeland. *Animal Production Science* 55, 309. <https://doi.org/10.1071/AN14415>
- Michelot, J.L., 2000. *Atlas des sites d'intérêt écologique de la vallée du Rhône de Viviers à Mondragon*. CNR.
- Middleton, B.A., Holsten, B., Van Diggelen, R., 2006. Biodiversity management of fens and fen meadows by grazing, cutting and burning. *Applied Vegetation Science* 9, 307–316.
- Milberg, P., 1992. Seed bank in a 35-year-old experiment with different treatments of a semi-natural grassland. *Acta Oecologia* 13, 743–752.
- Milberg, P., Bergman, K.-O., Cronvall, E., Eriksson, Å.I., Glimskär, A., Islamovic, A., Jonason, D., Löfqvist, Z., Westerberg, L., 2016. Flower abundance and vegetation height as predictors for nectar-feeding insect occurrence in Swedish semi-natural grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 230, 47–54. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.05.029>
- Milchunas, D.G., Lauenroth, W.K., 1993. Quantitative Effects of Grazing on Vegetation and Soils Over a Global Range of Environments. *Ecological Monographs* 63, 327. <https://doi.org/10.2307/2937150>

- Milchunas, D.G., Sala, O.E., Lauenroth, W.K., 1988. A generalized model of the effects of grazing by large herbivores on grassland community structure. *The American Naturalist* 32, 87–106.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis, world resources institute.
- Miller-Rushing, A., Primack, R., Bonney, R., 2012. The history of public participation in ecological research. *Frontiers in Ecology and the Environment* 10, 285–290. <https://doi.org/10.1890/110278>
- Mills, L.S., Soulé, M., Doak, D.F., 1993. The keystone-species concept in ecology and conservation. *BioScience* 213–224.
- Moinardeau, C., Mesléard, F., Dutoit, T., 2016. Using Different Grazing Practices for Increasing Plant Biodiversity in the Dykes and Embankments Along the Rhône River (Southern France). *Environmental Management* 58, 984–997. <https://doi.org/10.1007/s00267-016-0744-9>
- Moinardeau, C., Mesléard, F., Ramone, H., Dutoit, T., 2018. Short-Term Effects on Diversity and Biomass on Grasslands from Artificial Dykes under Grazing and Mowing Treatments. *Environmental Conservation* 1–8. <https://doi.org/10.1017/S0376892918000346>
- Moinardeau, C., Roux, D., 2013. Plan de gestion 2013-2017 de la réserve de chasse et de faune sauvage de Donzère-Mondragon (Vaucluse-Drôme).
- Molenat, G., Martin-Rosset, W., Loiseau, P., 1980. Utilisation par les chevaux de pâturages dégradés en moyenne montagne par des brebis, des génisses, des juments et des pouliches. *Bull. Techn. CRVZ Theix* 42, 9–14.
- Moretto, A.S., Distel, R.A., 1999. Effects of selective defoliation on the competitive interaction between palatable and unpalatable grasses native to a temperate semi-arid grassland of Argentina. *Journal of Arid Environments* 42, 167–175. <https://doi.org/10.1006/jare.1999.0510>
- Mouat, D.A., Mahin, G.G., Lancaster, J., 1993. Remote sensing techniques in the analysis of change detection. *Geocarto International* 8, 39–50. <https://doi.org/10.1080/10106049309354407>
- Mueller-Dombois, D., Ellenberg, H., 1974. *Aims and Methods of Vegetation Ecology*. Wiley.
- Mulholland, B., Fullen, M.A., 1991. Cattle trampling and soil compaction on loamy sands. *Soil Use and Management* 7, 189–193.
- Müller, A., Dahm, M., Bøcher, P.K., Root-Bernstein, M., Svenning, J.-C., 2017. Large herbivores in novel ecosystems - Habitat selection by red deer (*Cervus elaphus*) in a former brown-coal mining area. *PLOS ONE* 12, e0177431. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0177431>
- Muller, F.M., 1978. Seedlings of the Noth-western European lowland. Springer Science & Business Media.
- Muratet, A., Lorrillière, R., Clergeau, P., Fontaine, C., 2013. Evaluation of landscape connectivity at community level using satellite-derived NDVI. *Landscape Ecology* 28, 95–105. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9817-1>
- Murcia, C., Aronson, J., Kattan, G.H., Moreno-Mateos, D., Dixon, K., Simberloff, D., 2014. A critique of the 'novel ecosystem' concept. *Trends in Ecology & Evolution* 29, 548–553. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.07.006>
- N**arjisse, H., 1991. Feeding behaviour of goats on rangelands, in: *Goat Nutrition*. Pudoc Press, Wageningen, Netherlands, pp. 13–24.
- Nicaise, L., 1996. L'Herbivore, facteur d'augmentation de la diversité biologique des milieux artificiels: l'exemple des digues aménagées par la Compagnie Nationale du Rhône. Université de Rouen.
- Noss, R.E., 1994. Cows and conservation biology. *Conservation Biology* 613–616.
- Noy-Meir, I., Gutman, M., Kaplan, Y., 1989. Responses of Mediterranean Grassland Plants to Grazing and Protection. *The Journal of Ecology* 77, 290. <https://doi.org/10.2307/2260930>
- Ö**ckinger, E., Eriksson, A.K., Smith, H.G., 2006. Effects of grassland abandonment, restoration and management on butterflies and vascular plants. *Biological Conservation* 133, 291–300. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.06.009>
- Öckinger, E., Smith, H.G., 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *Journal of Applied Ecology* 44, 50–59.
- Odberg, F.O., Francis-Smith, K., 1976. A study on eliminative and grazing behaviour – The use of the field by captive horses. *Equine Veterinary Journal* 8, 147–149.
- Oesterheld, M., 1992. Effect of defoliation intensity on aboveground and belowground relative growth rates. *Oecologia* 92, 313–316. <https://doi.org/10.1007/BF00317456>
- Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Stevens, M.H.H., 2012. *The vegan Package*.
- Olff, H., Ritchie, M.E., 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology & Evolution* 13, 261–265. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01364-0](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01364-0)

- Olf, H., Vera, F.W.M., Bokdam, J., Bakker, E.S., Gleichman, J.M., Maeyer, K. de, Smit, R., 1999. Shifting mosaics in grazed woodlands driven by the alternation of plant facilitation and competition. *Plant Biology* 1, 127–137.
- Olsen, S.R., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. U.S. Dept. of Agriculture.
- Olson, B., Launchbaugh, K., 2006. Managing herbaceous broadleaf weeds with targeted grazing, in: *Targeted Grazing: A Natural Approach to Vegetation Management and Landscape Enhancement*. American Sheep Industry Association, pp. 58–67.
- Osem, Y., Perevolotsky, A., Kigel, J., 2002. Grazing effect on diversity of annual plant communities in a semi-arid rangeland: interactions with small-scale spatial and temporal variation in primary productivity. *Journal of Ecology* 90, 936–946.
- Osoro, K., Ferreira, L.M.M., García, U., Jáuregui, B.M., Martínez, A., Rosa García, R., Celaya, R., 2013. Diet selection and performance of sheep and goats grazing on different heathland vegetation types. *Small Ruminant Research* 109, 119–127. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2012.07.010>
- Owen-Smith, N., 1982. Factors Influencing the Consumption of Plant Products by Large Herbivores, in: Huntley, B.J., Walker, B.H. (Eds.), *Ecology of Tropical Savannas*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 359–404. https://doi.org/10.1007/978-3-642-68786-0_17
- P**aine, R.T., 1969. The *Pisaster-Tegula* interaction: prey patches, predator food preference and intertidal community structure. *Ecology* 50, 950–961.
- Pakeman, R.J., 2004. Consistency of plant species and trait responses to grazing along a productivity gradient: a multi-site analysis. *Journal of Ecology* 92, 893–905. <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00928.x>
- Papachristou, T.G., Nastis, A.S., 1990. Feeding behavior of goat in relation to shrub density and season of grazing in Greece. Presented at the Fourth Annual Meeting of European Association for Animal Production, Toulouse.
- Parr, T.W., Way, J.M., 1988. Management of Roadside Vegetation: The Long-Term Effects of Cutting. *Journal of Applied Ecology* 25, 1073–1087. <https://doi.org/10.2307/2403767>
- Parsons, A.J., Dumont, B., 2003. Spatial heterogeneity and grazing processes. *Anim. Res.* 52, 161–179. <https://doi.org/10.1051/animres:2003013>
- Pavlu, V., Heicman, M., Pavlu, L., Hejzmanova-Nezrkova, P., Meneses, L., 2006. Changes in plant densities in a mesic species-rich grassland after imposing different grazing management treatments. *Grass and Forage Science* 42–52.
- Peacock, C., Sherman, D.M., 2010. Sustainable goat production—Some global perspectives. *Small Ruminant Research* 89, 70–80. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2009.12.029>
- Peco, B., de Pablos, I., Traba, J., Levassor, C., 2005. The effect of grazing abandonment on species composition and functional traits: the case of dehesa grasslands. *Basic and Applied Ecology* 6, 175–183. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.01.002>
- Peco, B., Espigares, T., Levassor, C., 1998. Trends and fluctuations in species abundance and richness in Mediterranean annual pastures. *Applied Vegetation Science* 1, 21–28. <https://doi.org/10.2307/1479082>
- Penning, P.D., 1986. Some effects of sward conditions on grazing behaviour and intake by sheep, in: Gudmundsson, O. (Ed.), *Grazing at Northern Latitudes*. Plenum, New York, NY, pp. 219–226.
- Perevolotsky, A., Seligman, N.G., 1998. Role of Grazing in Mediterranean Rangeland Ecosystems. *BioScience* 48, 1107–1117.
- Peterson, G., Allen, C.R., Holling, C.S., 1998. Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale. *Ecosystems* 1, 6–18. <https://doi.org/10.1007/s100219900002>
- Pettorelli, N., Ryan, S., Mueller, T., Bunnefeld, N., Jedrzejewska, B., Lima, M., Kausrud, K., 2011. The Normalized Difference Vegetation Index (NDVI): unforeseen successes in animal ecology. *Climate Research* 46, 15–27. <https://doi.org/10.3354/cr00936>
- Pettorelli, N., Vik, J.O., Myysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C.J., Stenseth, N.C., 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 503–510. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>
- Pickett, S.T.A., 1976. Succession : an evolutionary interpretation. *American Naturalist* 107–119.
- Pickett, S.T.A., Kolasa, J., Armesto, J.J., Collins, S.L., 1989. The Ecological Concept of Disturbance and Its Expression at Various Hierarchical Levels. *Oikos* 54, 129. <https://doi.org/10.2307/3565258>
- Pickett, S.T.A., White, P.S., 1985. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press.

- Piégay, H., 2013. Les barrages ont-ils un impact environnemental négligeable ?, in: L'énergie à Découvert. CNRS, pp. 250–251.
- Pielou, E.C., 1969. An introduction to mathematical ecology. Wiley-Inter-science, New-York, USA.
- Plachter, H., Hampicke, U., 2010. Large-scale Livestock Grazing. Springer.
- Plantureux, S., Guckert, A., Bonischot, R., 1987. Influence des techniques d'intensification sur la végétation de prairies permanentes du plateau Lorrain. *Fourrages* 109, 3–26.
- Plantureux, S., Pottier, E., Carrère, P., 2012. La prairie permanente : nouveaux enjeux, nouvelles définitions ? *Fourrages* 211, 181–193.
- Poirier, C., Philippot, M., 2012. La gestion des prairies permanentes. *Agriculture et Gestion d'Espaces Naturels*.
- Poncet, C., Rémond, D., Lepage, E., Doreau, M., 2003. Comment mieux valoriser les protéagineux et oléagineux en alimentation des ruminants. *Fourrages* 174, 205–229.
- Poschlod, P., Hoffmann, J., Bernhardt-Römermann, 2011. Effects of grassland management on the age and reproduction structure of *Helianthemum nummularium* and *Lotus corniculatus* populations. *Preslia* 83, 421–435.
- Poschlod, P., WallisDeVries, M.F., 2002. The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands—lessons from the distant and recent past. *Biological Conservation* 104, 361–376.
- Prevost, F., Rossier, E., 1986. Utilisation par les chevaux de pâturages dégradés en moyenne montagne préalpine sèche, in: L'animal, Les Fiches et La Forêt. L'animal Au Pâturage Dans Les Fiches et Les Landes. AFPF, Versailles, pp. 131–150.
- Primi, R., Filibeck, G., Amici, A., Bückle, C., Cancellieri, L., Di Filippo, A., Gentile, C., Guglielmino, A., Latini, R., Mancini, L.D., Mensing, S.A., Rossi, C.M., Rossini, F., Scoppola, A., Sulli, C., Venanzi, R., Ronchi, B., Piovesan, G., 2016. From Landsat to leafhoppers: A multidisciplinary approach for sustainable stocking assessment and ecological monitoring in mountain grasslands. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 234, 118–133. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.04.028>
- Purevdorj, T., Tateishi, R., Ishiyama, T., Honda, Y., 1998. Relationships between percent vegetation cover and vegetation indices. *International Journal of Remote Sensing* 19, 3519–3535. <https://doi.org/10.1080/014311698213795>
- Purkis, S.J., Klemas, V.V., 2011. Remote Sensing and Global Environmental Change. John Wiley & Sons.
- Putman, R.J., 1986. Grazing in temperate ecosystems : large herbivore and the ecology of the new forest. Croom & Helm, London & Sydney.
- Pykälä, J., 2003. Effects of restoration with cattle grazing on plant species composition and richness of semi-natural grasslands. *Biodiversity and Conservation* 12, 2211–2226.
- Pykälä, J., 2000. Mitigating Human Effects on European Biodiversity through Traditional Animal Husbandry. *Conservation Biology* 14, 705–712. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2000.99119.x>
- Pykälä, J., Luoto, M., Heikkinen, R.K., Kontula, T., 2005. Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology* 6, 25–33. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2004.10.002>
- R** Core team, 2012. R : A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Radosevich, S.R., Holt, J.S., Ghera, C.M., 2007. Ecology of Weeds and Invasive Plants. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, NJ, USA. <https://doi.org/10.1002/9780470168943>
- Ralps, M.H., Kothmann, M.M., Taylor, C.A., 1990. Vegetation response to increased stocking rates in short-duration grazing. *Journal of Range Management* 43, 104–108.
- Ralps, M.H., Pfister, J.A., 1992. Cattle diets in tall forb communities on mountain rangelands. *Journal of Range Management* 534–537.
- Rambo, J.L., Faeth, S.H., 1999. Effect of vertebrate grazing on plant and insect community structure. *Conservation Biology* 13, 1047–1054.
- Roath, L.R., Krueger, W.C., 1982. Cattle grazing and behavior on a forested range. *Journal of Range Management* 332–338.
- Roberts, J., 2014. Potential for Remote Monitoring of Cattle Movement to Indicate Available Biomass. University of New England, Armidale, NSW, Australia.
- Rocher, A., 2014. Circuits de pâturage et ressources alimentaires des communautés végétales des digues et délaissés de la réserve de chasse et de faune sauvage de Donzère-Mondragon (Vaucluse et Drôme, France) (Rapport de stage). IUT, Avignon.

- Rogers, W.E., Hartnett, D.C., 2001. Temporal vegetation dynamics and recolonization mechanisms on different-sized soil disturbances in tallgrass prairie. *American Journal of Botany* 88, 1634–1642. <https://doi.org/10.2307/3558408>
- Rogosic, J., Pfister, J.A., Provenza, F.D., Grbesa, D., 2006. Sheep and goat preference for and nutritional value of Mediterranean maquis shrubs. *Small Ruminant Research* 64, 169–179. <https://doi.org/10.1016/j.smallrumres.2005.04.017>
- Rook, A. J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisDeVries, M.F., Parente, G., Mills, J., 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation* 119, 137–150. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.010>
- Rook, A.J., Dumont, B., Isselstein, J., Osoro, K., WallisDeVries, M.F., Parente, G., Mills, J., 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation* 119, 137–150. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.11.010>
- Root, T.L., Schneider, S.H., 2006. Conservation and climate change: the challenges ahead. *Conserv. Biol. J. Soc. Conserv. Biol.* 20, 706–708.
- Rosén, E., Bakker, J.P., 2005. Effects of agri-environment schemes on scrub clearance, livestock grazing and plant diversity in a low-intensity farming system on Öland, Sweden. *Basic and Applied Ecology* 6, 195–204. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2005.01.007>
- Rosenthal, G., Schrautzer, J., Eichberg, C., 2012. Low-intensity grazing with domestic herbivores: A tool for maintaining and restoring plant diversity in temperate Europe. *Tuexenia* 32, 167–205.
- Rotherham, I.D., 2013. *Trees, Forested Landscapes and Grazing Animals: A European Perspective on Woodlands and Grazed Treescapes*. Routledge. <https://doi.org/10.4324/9780203102909>
- Rottman, R.J., Capinera, J.L., 1983. Effects of insects and cattle-induced perturbation on a short grass prairie arthropod community. *Journal of the Kansas Entomological Society* 241–252.
- Roudaut, F., Aussibal, G., Beylier, B., Garde, L., Gautier, D., 2007a. La broussaille, un atout pour le pâturage. *Rencontres autour des recherches sur les ruminants*, A 14, 161–164.
- Roudaut, F., Baron, D., Gautier, D., Beylier, B., Garde, L., Thavaud, P., Guerin, G., Aussibal, G., Brosse-Genevet, E., 2007b. *Guide du débroussaillage pastoral*, Institut de l'Élevage. ed, B.
- Rouse, J.W.J., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W., 1973. Monitoring vegetation systems in the great plain with ERTS. *NASA*, pp. 309–317.
- Roux, D., Bernard, C., Ivernia-Lebrun, N., 2000. *Plan de gestion 2001-2007 de la réserve de Chasse et de Faune Sauvage de Donzère – Mondragon*.
- Roux, D., Roux, J.P., Debieesse, L., 2007. *Donzère-Mondragon : la nature aux portes de l'urbain.... Faune Sauvage*. 278, 8–11.
- Roux, J.P., Noble, V., Barcelli, M., Roux, D., 2012. *Atlas de la flore de la réserve de chasse et de faune sauvage de Donzère-Mondragon (partie vaclusienne)*. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage/Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles.
- Russi, L., Cocks, P.S., Roberts, E.H., 1992. Seed Bank Dynamics in a Mediterranean Grassland. *Journal of Applied Ecology* 29, 763–771. <https://doi.org/10.2307/2404486>
- S**aarinen, K., Jantunen, J., 2005. Grassland Butterfly Fauna under Traditional Animal Husbandry: Contrasts in Diversity in Mown Meadows and Grazed Pastures. *Biodivers Conserv* 14, 3201–3213. <https://doi.org/10.1007/s10531-004-0387-7>
- Saatkamp, A., Henry, F., Dutoit, T., 2017. Vegetation and soil seed bank in a 23-year grazing exclusion chronosequence in a Mediterranean dry grassland. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 152, 1020–1030. <https://doi.org/10.1080/11263504.2017.1407375>
- Safietou, T.F., 1988. *Utilisation digestive par les ruminants domestiques de ligneuses fourragères disponibles au SENEGAL*. ISRA, P.B. 2057, Dakar.
- Salihi, D.O., Norton, B.E., 1987. Survival of Perennial Grass Seedlings Under Intensive Grazing in Semi-Arid Rangelands. *Journal of Applied Ecology* 24, 145–151.
- Savory, A., 1988. *Holistic resource management*. Island Press.
- Savory, A., 1983. The Savory grazing method or holistic resource management. *Rangelands* 155–159.
- Scarnecchia, D.L., Nastis, A.S., Malechek, J.C., 1985. Effects of Forage Availability on Grazing Behavior of Heifers. *Journal of Range Management* 38, 177. <https://doi.org/10.2307/3899265>
- Schrautzer, J., Breuer, V., Holsten, B., Jensen, K., Rasran, L., 2016. Long-term effects of large-scale grazing on the vegetation of a rewetted river valley. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 216, 207–215. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.09.036>

- Schumm, S.A., Harvey, D.M., Watson, C.C., 1984. Incised channels : morphology, dynamics and control. Water Resources Publications, Littleton, Colorado.
- Seastedt, T.R., Hobbs, R.J., Suding, K.N., 2008. Management of novel ecosystems: are novel approaches required? *Frontiers in Ecology and the Environment* 6, 547–553. <https://doi.org/10.1890/070046>
- Sebastià, M.-T., Bello, F. de, Puig, L., Taull, M., 2009. Grazing as a factor structuring grasslands in the Pyrenees. *Applied Vegetation Science* 11, 215–222. <https://doi.org/10.3170/2008-7-18358>
- Selmi, H., Ben Gara, A., Rekik, B., Rouissi, H., 2011. Effect of the Concentrate Feed on in vitro. Gas production and Methane in Sicilo-Sarde Sheep. *American-Eurasian J. Agric. & Environ. Sci.* 10, 346–350.
- Selvi, F., Coppi, A., Cecchi, L., 2011. High epizoochorous specialization and low DNA sequence divergence in Mediterranean *Cynoglossum* (Boraginaceae): Evidence from fruit traits and ITS region. *Taxon* 969–985.
- Shmida, A., Ellner, S., 1984. Coexistence of plant species with similar niches. *Vegetatio* 58, 29–55.
- Sigcha, F., Pallavicini, Y., Camino, M.J., Martínez-Ruiz, C., 2018. Effects of short-term grazing exclusion on vegetation and soil in early succession of a Subhumid Mediterranean reclaimed coal mine. *Plant Soil* 426, 197–209. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3629-2>
- Silvertown, J., 1982. *Introduction to Plant Population Biology*. Longman Scientific and Technical.
- Singh, A., 1989. Review Article Digital change detection techniques using remotely-sensed data. *International Journal of Remote Sensing* 10, 989–1003. <https://doi.org/10.1080/01431168908903939>
- Soltner, D., 1986. *Alimentation des animaux domestiques*, 17th ed, Sciences et techniques agricoles.
- Soulé, M., 1986. *Conservation Biology: the science of scarcity and diversity*. Sinauer associates, inc., Sunderland, Massachussets.
- Sousa, W.P., 1984. The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review of Ecology and Systematics* 15, 353–391. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.15.110184.002033>
- Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loepfert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, C.T., Sumner, M.E., 1996. *Methods of soil analysis: Chemical methods*. Soil Science Society of America.
- Stammel, B., Kiehl, K., Pfadenhaeur, J., 2003. Alternative Management on Fens: Response of Vegetation to Grazing and Mowing. *Applied Vegetation Science* 6, 245–254.
- Stein, O.L., Fosket, E.B., 1969. Comparative Developmental Anatomy of Shoots of Juvenile and Adult *Hedera helix*. *American Journal of Botany* 56, 546–551.
- Steinauer, E.M., Collins, S.L., 2001. Feedback Loops in Ecological Hierarchies Following Urine Deposition in Tallgrass Prairie. *Ecology* 82, 1319–1329. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2001\)082\[1319:FLIEHF\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2001)082[1319:FLIEHF]2.0.CO;2)
- Stephens, D.W., Krebs, J.R., 1986. *Foraging theory*. Princeton Univ. Press, New Jersey.
- Sternberg, M., Gutman, M., Perevolotsky, A., Kigel, J., 2003. Effects of grazing on soil seed bank dynamics: An approach with functional groups. *Journal of Vegetation Science* 14, 375–386. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02163.x>
- Sutherland, J.P., 1974. Multiple stable points in natural communities. *American Naturalist* 108, 859–873.
- Sutherland, W.J., Hill, D.A., 1995. *Managing Habitats for Conservation*. Cambridge University Press.
- T**älle, M., 2018. *Conservation of semi-natural grasslands Effects of different management methods on biodiversity*. Linköping University Electronic Press, Linköping.
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., Milberg, P., 2018. Similar effects of different mowing frequencies on the conservation value of semi-natural grasslands in Europe. *Biodivers Conserv* 1–25. <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1562-6>
- Tälle, M., Deák, B., Poschlod, P., Valkó, O., Westerberg, L., Milberg, P., 2016. Grazing vs. mowing: A meta-analysis of biodiversity benefits for grassland management. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 222, 200–212. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.008>
- Tälle, M., Fogelfors, H., Westerberg, L., Milberg, P., 2015. The conservation benefit of mowing vs grazing for management of species-rich grasslands: a multi-site, multi-year field experiment. *Nordic Journal of Botany* 33, 761–768. <https://doi.org/10.1111/njb.00966>
- Tatin, D., Roux, D., 2008. *Plan de gestion 2008-2012 de la Réserve de Chasse et de Faune Sauvage de Donzère-Mondragon*.
- Taylor, E.L., 1954. Grazing behaviour and helminthic disease. *British Journal of Animal Behaviour* 2, 61–62.
- Temperton, V.M., Hobbs, R.J., Nuttle, T., Halle, S., 2004. *Assembly rules and restoration ecology: bridging the gap between theory and practice*. Island Press.
- Templeton, A.R., Levin, D.A., 1979. Evolutionary consequences of seed pools. *American Naturalist* 114, 232–249.
- ter Heerdt, G.N.J., Verweij, G.L., Bekker, R.M., Bakker, J.P., 1996. An Improved Method for Seed-Bank Analysis: Seedling Emergence After Removing the Soil by Sieving. *Functional Ecology* 10, 144–151.

- Thomas, G.W., 1996. Soil pH and Soil Acidity, in: *Methods of Soil Analysis. Part 3 – Chemical Methods*. pp. 475–490.
- Thomas, J.A., Thomas, C.D., Simcox, D.J., Clarke, R.T., 1986. Ecology and declining status of the silver-spotted skipper butterfly (*Hesperia comma*) in Britain. *Journal of Applied Ecology* 365–380.
- Thompson, K., Bakker, J.P., Bekker, R.M., 1997. *The Soil Seed Banks of North West Europe: Methodology, Density and Longevity*. Cambridge University Press.
- Thompson, K., Grime, J.P., 1979. Seasonal Variation in the Seed Banks of Herbaceous Species in Ten Contrasting Habitats. *The Journal of Ecology* 67, 893. <https://doi.org/10.2307/2259220>
- Tison, J.-M., Jauzein, P., Michaud, H., 2014. *Flore de la France méditerranéenne continentale*. Naturalia Publications.
- Todd, S.W., Hoffer, R.M., Milchunas, D.G., 1998. Biomass estimation on grazed and ungrazed rangelands using spectral indices. *International Journal of Remote Sensing* 19, 427–438. <https://doi.org/10.1080/014311698216071>
- Tognetti, P.M., Chaneton, E.J., 2015. Community disassembly and invasion of remnant native grasslands under fluctuating resource supply. *Journal of Applied Ecology* 52, 119–128. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12349>
- Tolon, V., Baubet, E., 2010. L'effet des réserves sur l'occupation de l'espace par le sanglier. *Faune Sauvage* 14–18.
- Török, P., Hölzel, N., van Diggelen, R., Tischew, S., 2016. Grazing in European open landscapes: How to reconcile sustainable land management and biodiversity conservation? *Agriculture, Ecosystems & Environment* 234, 1–4. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.012>
- Török, P., Valkó, O., Deák, B., Kelemen, A., Tóthmérész, B., 2014. Traditional Cattle Grazing in a Mosaic Alkali Landscape: Effects on Grassland Biodiversity along a Moisture Gradient. *PLoS ONE* 9, e97095. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0097095>
- Tóth, E., Deák, B., Valkó, O., Kelemen, A., Migléc, T., Tóthmérész, B., Török, P., 2016. Livestock type is more crucial than grazing intensity: Traditional cattle and sheep grazing in short-grass steppes: Traditional cattle and sheep grazing in short-grass steppes. *Land Degradation & Development* n/a-n/a. <https://doi.org/10.1002/ldr.2514>
- Tresse, B., 2016. Impacts du pâturage équin sur les communautés végétales d'une digue artificielle du Rhône (Rapport de stage). IUT, Avignon.
- Triplet, P., 2018. *Dictionnaire encyclopédique de la diversité biologique et de la conservation de la nature*, 4ème. ed.
- Trotter, M., Lamb, D., 2008. GPS tracking for monitoring animal, plant and soil interactions in livestock systems. Presented at the 9th International Conference on Precision Agriculture, R. Khosla, Denver, Colorado.
- Tucker, C.J., 1979. Red and Photographic Infrared linear Combinations for Monitoring Vegetation. *Remote Sensing of Environment* 127–150.
- Turner, B.L., 1987. The earth as transformed by human action: global and regional changes in the biosphere over the past 300 years.
- Turner, M.G., Baker, W.L., Peterson, C.J., Peet, R.K., 1998. Factors influencing succession: lessons from large, infrequent natural disturbances. *Ecosystems* 1, 511–523.
- Turner, W., Spector, S., Gardiner, N., Fladeland, M., Sterling, E., Steininger, M., 2003. Remote sensing for biodiversity science and conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 18, 306–314. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00070-3](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00070-3)
- U**nderwood, E.J., 1981. *The Mineral Nutrition of Livestock*. CAB, Farnham Royal, UK.
- V**an de Koppel, J., Rietkerk, M., Weissing, F.J., 1997. Catastrophic vegetation shifts and soil degradation in terrestrial grazing systems. *Trends in Ecology & Evolution* 12, 352–356.
- van Diggelen, R., Middleton, B., Bakker, J., Grootjans, A., Wassen, M., 2006. Fens and floodplains of the temperate zone: Present status, threats, conservation and restoration. *Applied Vegetation Science* 9, 157–162. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2006.tb00664.x>
- Van Dyne, G.M., Brockington, N.R., Szocs, Z., 1980. Large herbivore subsystem, in: Breymeyer, A.I. (Ed.), *Grasslands, Systems Analysis and Man*. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 269–537.
- van Soest, P.J., 1994. *Nutritional ecology of the ruminant*. Cornell Univ. Press, New York.
- van Uytvanck, J., Maes, D., Vandenhaute, D., Hoffmann, M., 2008. Restoration of woodpasture on former agricultural land: The importance of safe sites and time gaps before grazing for tree seedlings. *Biological Conservation* 141, 78–88. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.09.001>

- van Wieren, S.E., 1995. The potential role of large herbivores in nature conservation and extensive land use in Europe. *Biological Journal of the Linnean Society* 56, 11–23.
- van Wieren, S.E., 1991. The management of population of large mammals, in: *The Scientific Management of Temperate Communities for Conservation*. Blackwell Scientific, Oxford, pp. 103–127.
- van Wieren, S.E., Bakker, J.P., 1998. Grazing for conservation in the 21st century, in: *Grazing and Conservation Management*, Conservation Biology Series. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, pp. 349–363.
- Vanpeene-Bruhier, S., 1998. Transformation des paysages et dynamiques de la biodiversité végétale. Les écotones, un concept pour l'étude des végétations post-culturelles. L'exemple de la commune d'Aussois (Savoie). Grenoble.
- Vennetier, M., Mériaux, P., Zanetti, C., 2015. Gestion de la végétation des ouvrages hydrauliques en remblai. Cardère, Irstea Aix-en-Provence.
- Vera, F.W.M., 2000. *Grazing ecology and forest history*. CABI Pub, Wallingford, Oxon ; New York, NY.
- Vere, D.T., Holst, P.J., 1979. . *Agricultural Gazette* 11–13.
- Vickery, J.A., Tallowin, J.R., Feber, R.E., Asteraki, E.J., Atkinson, P.W., Fuller, R.J., Brown, V.K., 2001. The management of lowland neutral grasslands in Britain: effects of agricultural practices on birds and their food resources. *Journal of Applied Ecology* 38, 647–664.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277, 484–499.
- Vulink, J.T., Drost, H.J., Jans, L., 2000. The influence of different grazing regimes on Phragmites-shrub vegetation in the well-drained zone of a eutrophic wetland. *Applied Vegetation Science* 2, 73–80.
- W**ahlman, H., Milberg, P., 2002. Management of semi-natural grassland vegetation: evaluation of a long-term experiment in Southern Sweden. *Ann. Bot. Fennici* 39, 159–166.
- Walker, J.W., 1995. Viewpoint: Grazing management and research now and in the next millenium. *Journal of Range Management* 350–357.
- Walker, L.R., Del Moral, R., 2003. *Primary succession and ecosystem rehabilitation*. Cambridge University Press.
- Wallis De Vries, M.E., 1995. Large herbivores and the design of large-scale nature reserves in Western Europe. *Conservation Biology* 25–33.
- Wallis De Vries, M.F., Bakker, Jan Pouwel, Bakker, Jan Pieter, Wieren, S.E. van, 1998. *Grazing and Conservation Management*. Springer Science & Business Media, Dordrecht.
- Wallis De Vries, M.F., Dalebout, C., 1994. Foraging strategy of cattle in patchy grassland. *Oecologia* 100–100, 98–106. <https://doi.org/10.1007/BF00317136>
- Wallis De Vries, M.F., Parkinson, A.E., Dulphy, J.P., Sayer, M., Diana, E., 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. *Grass and Forage Science* 62, 185–197.
- Wallis De Vries, M.F., Poschlod, P., Willems, J.H., 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation* 104, 265–273.
- Walter, H., 1979. *Vegetation of the Earth and Ecological Systems of the Geo-biosphere*, 2nd ed. Springer New York.
- Walters, C., 1986. *Adaptative management of renewable resources*. Macmillan Publishing Company, New-York, USA.
- Wasson, J.G., Malavoi, J.R., Maridet, L., Souchon, Y., Paulin, L., 1995. Impacts écologiques de la chenalisation des rivières (No. 95/0340). Cemagref, Lyon.
- Watkinson, A.R., Ormerod, S.J., 2001. Grasslands, grazing and biodiversity: editors' introduction. *Journal of Applied Ecology* 38, 233–237. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00621.x>
- Weber, G.E., 1998. Simulated long-term vegetation response to grazing heterogeneity in semi-arid rangelands. *Journal of Applied Ecology* 35, 687–699.
- Weiss, S.B., 1999. Cars, Cows, and Checkerspot Butterflies: Nitrogen Deposition and Management of Nutrient-Poor Grasslands for a Threatened Species. *Conservation Biology* 13, 1476–1486. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98468.x>
- Wells, T.C.E., Cox, R., 1993. The long-term effects of cutting on the yield, floristic composition and soil nutrient status of chalk grassland (No. 71). English Nature Research Report, Peterborough.
- Westhoff, V., 1983. Man's attitude towards vegetation, in: Holzner, M.J.A. (Ed.), *Man's Impact on Vegetation*. Jun, Den Haag, pp. 7–24.

- Westhoff, V., 1971. The dynamic structure of plant communities in relation to the objectives of conservation, in: *The Scientific Management of Animal and Plant Communities for Conservation*. Presented at the 11th British Ecological Society Symposium, Blackwell, Oxford, pp. 3–14.
- Weston, R.H., Poppi, D.P., 1987. Comparative aspects of food intake, in: Hacker, J.B., Ternouth, J.H. (Eds.), *The Nutrition of Herbivores*. Academic Press, Sydney, pp. 133–161.
- White, P.S., Jentsch, A., 2004. Disturbance, succession, and community assembly in terrestrial plant community, in: *Assembly Rules and Restoration Ecology*. Island Press, pp. 343–366.
- Whittaker, R.H., 1972. Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon* 21, 213. <https://doi.org/10.2307/1218190>
- Wiens, J.A., 1989. Spatial Scaling in Ecology. *Functional Ecology* 3, 385. <https://doi.org/10.2307/2389612>
- Williams, J.W., Jackson, S.T., 2007. Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment* 5, 475–482. <https://doi.org/10.1890/070037>
- Willis, K.J., Birks, H.J.B., 2006. What Is Natural? The Need for a Long-Term Perspective in Biodiversity Conservation. *Science* 314, 1261–1265. <https://doi.org/10.1126/science.1122667>
- Wilmhurst, J.E., Fryxell, J.M., Hudson, R.J., 1995. Forage quality and patch choice by wapiti (*Cervus elaphus*). *Behavioral Ecology* 209–215.
- Wilson, A.D., 1977. The digestibility and voluntary intake of the leaves of trees and shrub by sheep and goats. *Aust. J. Agric. Res.* 28, 501–508.
- Wolter, 2014. *L'alimentation du cheval*. France Agricole.
- Wu, J., 1999. Hierarchy and Scaling: Extrapolating Information Along a Scaling Ladder. *Canadian Journal of Remote Sensing* 25, 367–380.
- Wuerthner, G., 1994. Subdivisions versus agriculture. *Conservation Biology* 905–908.
- Y**oung, T.P., Chase, J.M., Huddleston, R.T., 2001. Succession and assembly as conceptual bases in community ecology and ecological restoration. *Ecological Restoration* 19, 5–19.
- Z**obel, M., 1997. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology & Evolution* 12, 266–269.

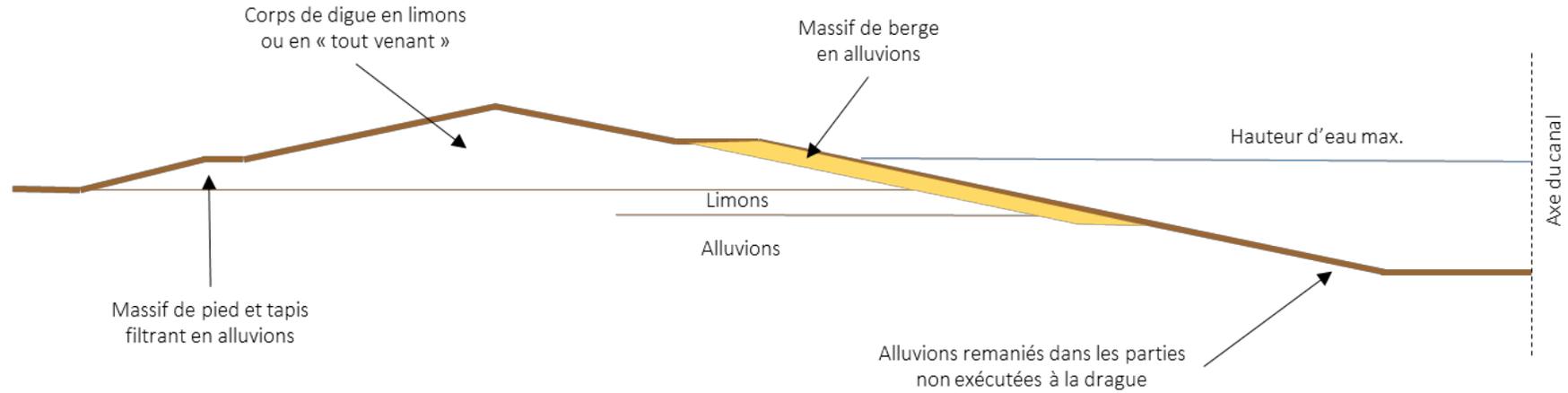
GLOSSAIRE

- **AOP** : Appellation d'Origine Protégée.
- **Anthropisation** : processus de modification des espaces naturels par les différentes actions ou activités humaines (constructions diverses, défrichements). L'anthropisation générale du globe incite à utiliser avec prudence le terme de milieu naturel. Il reste en effet très peu de milieux vierges de l'influence directe ou indirecte de l'Homme (Triplet, 2018).
- **Artificiel** : désigne tout ce qui n'est pas naturel, tout ce qui résulte de l'activité de l'homme (Triplet, 2018).
- **Communautés végétales** : ensemble plus ou moins homogène et structuré de plantes appartenant à une aire et un milieu déterminés (Géhu, 2006) dont l'organisation dépend d'interactions biotiques (facilitation, compétition, prédation) et abiotiques (climat, topographie), mais aussi des régimes de perturbations (incendies, fauches, marées, etc.), (Lortie et al., 2004; Gaudet and Keddy, 1988; Callaway and Walker, 1997).
- **Débroussaillage** : élimination des broussailles d'un lieu (Géhu, 2006).
- **Éco-pastoralisme**: intégration des pratiques d'élevage extensif dans la gestion écologique des milieux (McGregor, 2003; Triplet, 2018).
- **Espèce clé de voûte** : espèces dont les activités ont un fort impact sur les caractéristiques d'occurrence, la répartition et la densité d'autres espèces (*keystone species*), (Paine, 1969; Meffe and Carroll, 1994).
- **Faciès de végétation** : zones de végétation de même aspect physiognomique s'étendant généralement sur une surface homogène en termes de relief et humidité (Géhu, 2006).
- **Fauchage** : coupe des végétaux herbacés à l'aide de machines agricoles adaptées (Géhu, 2006).
- **Gestion par le pâturage extensif** : gestion par le pâturage à faible charge pastorale (inférieure à 0.5 UGB/ha), peu de main d'œuvre, ressources ou capitaux (*a contrario* du pâturage intensif), (Allen et al., 2011). Peu voir pas d'apports de fourrages sont utilisés, pas d'intrants ni de produits phytosanitaires. La plupart du temps les animaux passent les quatre saisons à l'extérieur, c'est pourquoi des animaux rustiques nécessitant peu de soins sont préférés (Poirier and Philippot, 2012).
- **Ingénieur de l'écosystème** : organismes qui contrôlent directement ou indirectement la disponibilité des ressources d'autres organismes en causant des changements d'état physique du matériel biotique ou abiotique. De ce fait ils modifient, maintiennent ou créent des habitats (Jones et al., 1994, 1997).
- **IUCN** : Union Internationale pour la Conservation de la Nature.
- **Surpâturage** : type de pâturage correspondant à une densité excessive des herbivores, au-delà des possibilités de production de la végétation. Il entraîne une dégradation de la végétation, par excès de broutage, et un risque d'érosion des sols (Géhu, 2006).
- **UGB** : Unité Gros Bétail Unité de référence permettant d'agréger le bétail de différentes espèces et de différents âges en utilisant des coefficients spécifiques établis initialement sur la base des besoins nutritionnels ou alimentaires de chaque type d'animal. L'unité standard utilisée pour le calcul du nombre d'unités de gros bétail (= 1 UGB) est l'équivalent pâturage d'une vache laitière de 600 kg produisant 3 000 kilogrammes de lait par an, sans complément alimentaire concentré (Triplet, 2018).
- **ZNIEFF** : Zone Naturelle d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique.

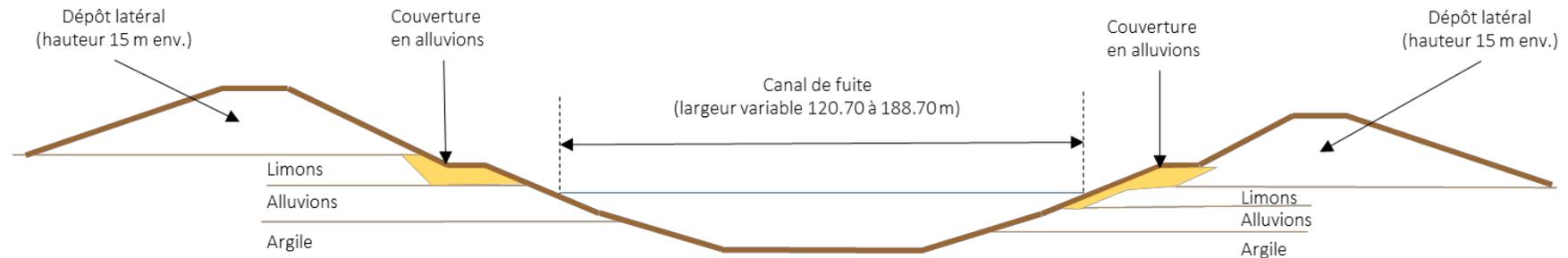
ANNEXES

Annexe 1. Profils de digues.

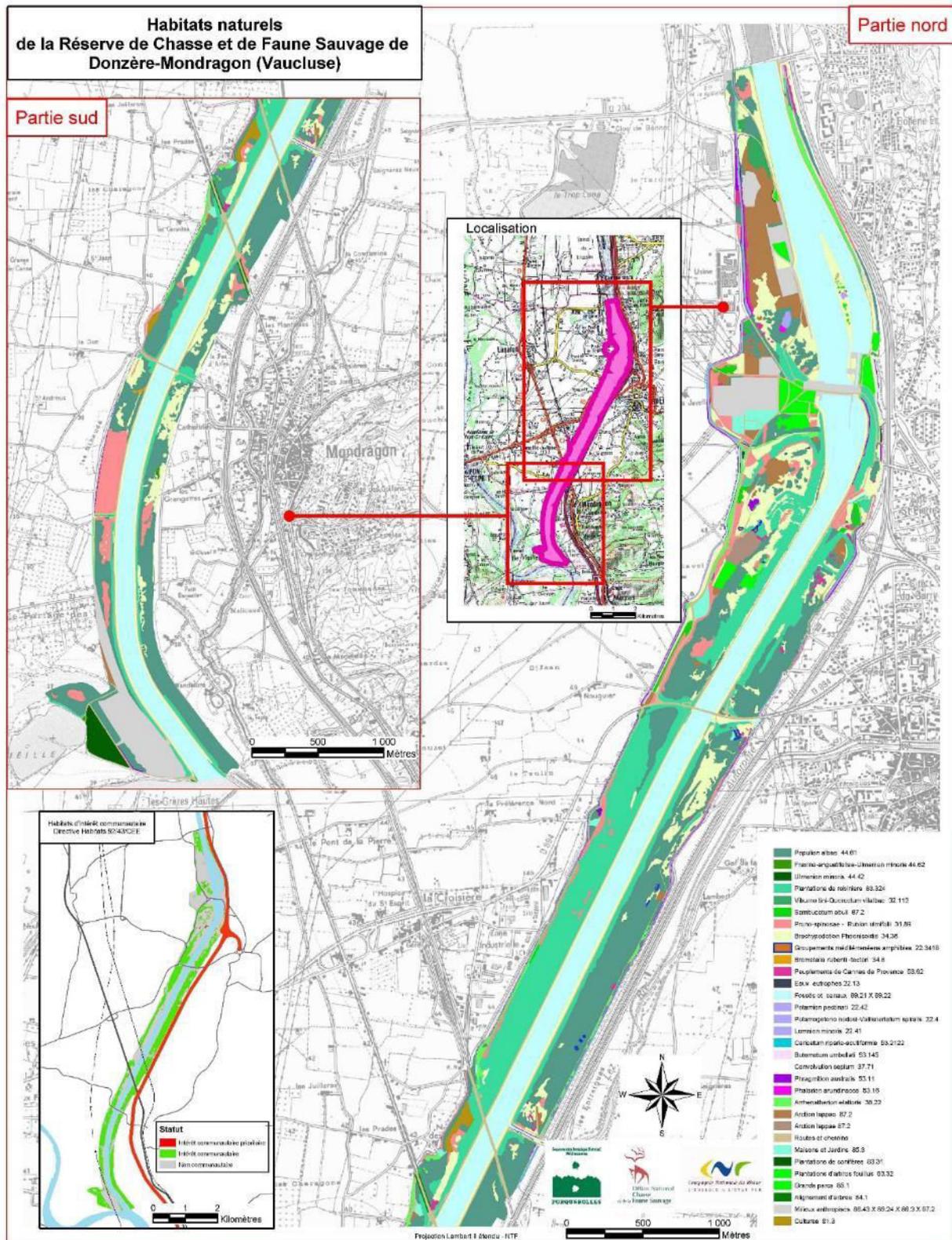
A- Profil en travers type d'une digue du canal usinier ou d'aménée de Donzère-Mondragon. Schéma simplifié d'après un document original.



B- Profil en travers type du canal de fuite de Donzère-Mondragon. Schéma simplifié d'après un document original CNR n°9285 du 15 janvier 1951, réalisé par J. Bonnier.



Annexe 2. Carte des habitats de la réserve de Donzère-Mondragon (Roux et al. 2012).



Annexe 3. Taxa enregistrés dans les trois digues et talus gérés par différents traitements au niveau de la réserve de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, sud-est de la France.

Les valeurs correspondent à la fréquence moyenne de chaque taxon pour chaque traitement sur 3 ans (2014-2016, sites 1 et 3) ou 5 ans (2014-2018, site 2).
 Site 1 : GG = prairies pâturées par les bovins, MG = prairies fauchées ; Site 2 : OG = pelouses écorchées avec la présence de sols nu pâturés par les chevaux, SG = prairies ouvertes pâturées par les chevaux, TG = prairies hautes pâturées par les chevaux, TGS = prairies hautes parsemées d'arbustes, ST = fourrés arbustifs, C = témoins non pâturés ; Site 3 : CG = zones débroussaillées pâturées par les chèvres, CF = zones clôturées, G = zones non débroussaillées uniquement pâturées par les chèvres, C = zones non débroussaillées et non pâturées.

Taxons	Site 1			Site 2						Site 3			
	GG	MG	NG	OG	SG	TG	TGS	ST	C	CG	CF	G	C
<i>Acer campestre</i> L.	-	-	0,01	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-
<i>Achillea millefolium</i> L.	-	-	0,48	-	-	0,01	-	-	0,26	-	-	-	-
<i>Aegilops geniculata</i> Roth	0,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	-	-	0,44	0,11	0,20	0,58	0,83	0,38	0,58	0,01	-	-	-
<i>Ajuga chamaepitys</i> (L.) Schreb.	0,18	0,15	-	0,19	0,08	0,06	-	0,06	-	-	-	-	-
<i>Ajuga iva</i> (L.) Schreb.	-	-	-	0,01	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alyssum alyssoides</i> (L.) L.	0,66	0,40	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Alyssum simplex</i> Rudolphi	0,26	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anacamptis pyramidalis</i> (L.) Rich.	-	-	-	-	0,01	-	0,01	-	-	0,07	-	-	-
<i>Anisantha diandra</i> (Roth) Tutin ex Tzvelev	0,04	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-
<i>Anisantha lanceolatus</i> Roth	0,06	0,03	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anisantha madritensis</i> (L.) Nevski	0,77	0,53	0,06	0,10	0,12	0,06	-	-	0,16	0,55	-	0,07	-
<i>Anisantha rubens</i> (L.) Nevski	0,23	-	-	0,02	0,04	0,04	-	-	-	-	-	-	-
<i>Anisantha sterilis</i> (L.) Nevski	0,43	0,06	-	-	-	-	-	-	-	0,95	0,13	0,27	-
<i>Anisantha tectorum</i> (L.) Nevski	-	0,06	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aphanes arvensis</i> L.	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Arctium minus</i> (Hill) Bernh.	-	-	-	0,03	0,06	0,04	-	0,14	-	0,04	0,01	0,01	-
<i>Arenaria leptoclados</i> (Rchb.) Guss.	0,53	0,37	-	0,01	0,01	-	0,08	-	-	-	-	-	-
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	0,50	0,30	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aristolochia clematitis</i> L.	0,03	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl	-	-	-	-	-	-	0,04	0,04	0,12	-	-	-	-
<i>Artemisia annua</i> L.	0,02	-	-	-	0,01	-	0,01	-	-	0,01	-	-	-
<i>Asparagus sp.</i>	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-

<i>Avena barbata</i> Pott ex Link	0,42	0,08	0,14	-	-	-	-	-	0,12	0,07	-	0,07	-
<i>Avena sterilis</i> L.	0,03	0,13	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bituminaria bituminosa</i> (L.) C.H.Stirt.	0,94	0,38	0,10	0,30	0,33	0,81	1,04	0,16	0,40	-	-	-	-
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds.	0,06	-	0,32	0,59	0,53	0,37	0,41	0,28	0,22	0,20	0,15	0,01	-
<i>Bombycilaena erecta</i> (L.) Smoljan.	-	0,10	-	0,04	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-
<i>Bothriochloa ischaemum</i> (L.) Keng	0,12	0,04	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Brachypodium distachyon</i> (L.) P.Beauv.	-	-	-	0,09	0,02	0,07	0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Brachypodium phoenicoides</i> (L.) Roem. & Schult.	1,66	4,46	4,93	2,31	3,25	4,24	4,04	1,13	4,88	-	-	-	-
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P.Beauv.	-	-	-	-	-	-	0,20	0,49	-	3,20	3,13	1,48	0,21
<i>Bromopsis erecta</i> (Huds.) Fourr.	0,36	0,23	0,33	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bromus arvensis</i> L.	0,01	-	-	0,00	0,02	0,02	-	-	0,20	-	-	-	-
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	0,14	0,01	-	0,10	0,02	0,02	-	-	-	0,01	-	-	-
<i>Bromus squarrosus</i> L.	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	0,01	-	-	-
<i>Bryonia dioica</i> Jacq.	0,40	0,20	0,14	-	-	-	-	0,01	-	0,37	0,41	0,33	0,07
<i>Buglossoides arvensis</i> (L.) I.M.Johnst.	-	-	-	-	-	-	-	0,16	-	0,07	-	-	-
<i>Campanula erinus</i> L.	0,38	0,16	-	0,12	0,14	0,07	0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	0,18	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-
<i>Carduus pycnocephalus</i> L.	0,28	0,30	0,08	0,07	0,06	0,07	-	0,04	0,01	0,15	0,01	0,01	-
<i>Carduus tenuiflorus</i> Curtis	0,06	0,04	-	-	0,01	0,01	-	-	-	0,07	0,01	-	-
<i>Carex halleriana</i> Asso	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Carex hirta</i> L.	-	0,10	0,20	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-
<i>Carex otrubae</i> Podp.	-	0,10	0,13	-	0,05	-	-	-	0,13	-	-	-	-
<i>Carlina hispanica</i> Lam.	-	1,07	0,29	0,40	0,24	0,60	0,23	0,13	0,34	-	-	-	-
<i>Carlina lanata</i> L.	-	-	-	0,04	0,07	0,02	0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Carlina vulgaris</i> L.	0,01	-	-	-	-	0,00	0,06	0,04	-	-	-	-	-
<i>Catapodium rigidum</i> (L.) C.E.Hubb.	1,3	0,80	0,05	0,83	0,83	0,45	0,34	0,21	0,16	-	-	-	-
<i>Celtis australis</i> L.	0,01	0,02	0,02	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	0,08
<i>Centaurea aspera</i> L.	0,25	0,13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Centaurea paniculata</i> L.	0,01	0,24	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Centaureum erythraea</i> Rafn	-	-	0,08	0,54	0,70	0,36	0,39	0,29	0,06	0,20	0,01	-	-
<i>Centaureum tenuiflorum</i> (Hoffmanns. & Link) Fritsch	-	-	-	0,05	0,01	0,01	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Ceranthus calcitrapae</i> (L.) Dufr.	0,15	0,49	-	0,04	0,01	-	0,05	0,06	0,01	-	-	-	-
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	0,42	0,46	0,02	0,05	0,07	0,07	0,12	0,04	0,01	-	-	-	-
<i>Cerastium pumilum</i> Curtis	0,23	0,10	0,01	0,02	0,04	-	-	-	0,01	-	-	-	-
<i>Chenopodium hybridum</i> (L.) S.Fuentes, Uotila & Borsch	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-
<i>Chenopodium album</i> L.	-	-	-	0,06	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Chondrilla juncea</i> L.	0,98	0,40	-	0,06	0,01	0,02	0,01	0,06	0,01	-	-	-	-
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	-	-	-	0,00	-	-	0,01	0,04	-	0,11	0,13	0,03	-

<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	0,01	-	0,01	0,05	0,08	0,04	-	0,06	0,01	0,08	0,15	0,01	-
<i>Clematis flammula</i> L.	-	0,20	-	-	-	-	0,16	-	-	-	-	-	-
<i>Clematis vitalba</i> L.	-	0,26	0,06	-	-	-	0,24	0,04	-	0,65	1,80	1,07	0,95
<i>Clinopodium acinos</i> (L.) Kuntze	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-
<i>Clinopodium nepeta</i> (L.) Kuntze	0,44	0,50	0,21	0,97	0,51	0,75	0,56	0,22	0,54	0,31	0,04	-	-
<i>Clypeola jonthlaspi</i> L.	0,17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	-	0,08	0,14	-	0,04	0,07	-	-	0,18	-	-	-	-
<i>Convolvulus sepium</i> L.	0,20	0,14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Cornus sanguinea</i> L.	0,06	0,03	0,08	0,01	0,03	0,17	0,85	3,52	0,14	0,61	1,40	0,93	1,87
<i>Cotinus coggygria</i> Scop.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	-	0,39	0,70	0,34	0,34	0,40	3,20	2,14	0,78	0,89	1,33	1,13	2,27
<i>Crepis bursifolia</i> L.	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crepis foetida</i> L.	0,15	0,20	-	0,22	0,13	0,17	0,01	-	-	0,16	-	0,01	-
<i>Crepis pulchra</i> L.	0,10	-	-	0,00	0,09	0,02	0,17	0,04	0,01	0,08	-	-	-
<i>Crepis sancta</i> (L.) Bornm.	0,34	0,30	-	0,65	0,48	0,31	0,11	0,02	-	-	-	0,01	-
<i>Crepis sp.</i>	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-
<i>Crepis vesicaria subsp. taraxacifolia</i> (Thuill.) Thell. ex Schinz & R.Keller	0,34	0,22	-	0,46	0,40	0,30	0,05	0,16	-	-	-	0,01	-
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	-	-	0,40	-	0,02	-	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Cynoglossum creticum</i> Mill.	0,01	-	-	-	0,01	-	-	0,25	0,01	0,19	-	0,08	-
<i>Dactylis glomerata</i> L.	0,71	1,6	1,00	0,60	0,97	1,40	0,84	0,29	1,16	0,20	-	-	-
<i>Daucus carota</i> L.	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Diplotaxis tenuifolia</i> (L.) DC.	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Dipsacus fullonum</i> L.	-	-	-	0,01	0,03	0,03	0,01	0,01	0,01	-	0,07	-	-
<i>Dittrichia graveolens</i> (L.) Greuter	-	-	0,06	0,12	0,03	0,02	-	-	-	-	-	-	-
<i>Echium asperrimum</i> Lam.	-	-	-	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Echium vulgare</i> L.	-	0,24	-	0,36	0,03	0,03	0,10	0,05	0,04	-	-	-	-
<i>Epilobium tetragonum</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	0,01	-	-
<i>Erigeron sp.</i>	0,52	0,06	0,32	0,23	0,16	0,13	0,14	0,24	0,06	0,53	0,04	0,13	-
<i>Erodium ciconium</i> (L.) L'Hér.	-	-	-	0,16	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér.	0,01	0,01	0,33	0,07	0,02	0,04	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eryngium campestre</i> L.	0,16	0,93	0,68	0,16	0,25	0,26	0,48	0,01	0,74	-	-	-	-
Espèce X1	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-
Espèce X2	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euphorbia cyparissias</i> L.	-	0,20	0,46	-	0,03	0,01	-	-	0,51	-	-	-	-
<i>Euphorbia exigua</i> L.	-	0,16	-	0,15	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euphorbia falcata</i> L.	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Euphorbia helioscopia</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-
<i>Euphorbia peplus</i> L.	-	-	-	0,20	0,02	0,06	-	0,05	-	-	-	-	-
<i>Euphorbia segetalis</i> L.	0,32	0,55	-	0,12	0,04	0,02	-	-	-	-	-	-	-

<i>Euphorbia serrata</i> L.	0,31	-	-	0,04	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Falcaria vulgaris</i> Bernh.	-	0,14	-	0,02	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Festuca ovina</i> L.	-	0,03	-	-	-	-	0,04	-	-	-	0,27	-	-
<i>Festuca rubra</i> L.	-	0,06	0,13	-	-	0,05	0,16	0,04	0,08	-	0,13	-	-
<i>Filago germanica</i> L.	0,12	0,38	-	0,79	0,56	0,25	0,06	-	-	0,01	-	-	-
<i>Filago pyramidata</i> L.	0,10	0,01	-	0,20	0,11	0,02	-	-	-	-	-	-	-
<i>Fraxinus angustifolia</i> Vahl	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	0,15	0,01	0,48
<i>Galium aparine</i> L.	-	0,01	0,01	-	-	0,07	0,06	0,08	0,06	0,05	-	0,15	-
<i>Galium parisiense</i> L.	0,69	0,76	0,01	0,80	0,75	0,35	0,29	0,18	0,01	-	-	-	-
<i>Gastroidium ventricosum</i> (Gouan) Schinz & Thell.	-	-	-	0,04	0,07	0,04	-	-	-	-	-	-	-
<i>Geranium columbinum</i> L.	-	-	-	0,02	0,07	0,09	0,12	-	-	-	-	-	-
<i>Geranium dissectum</i> L.	-	0,04	0,01	0,10	0,17	0,24	0,17	0,05	0,06	0,03	-	-	-
<i>Geranium molle</i> L.	0,28	0,10	0,01	0,14	0,04	0,05	0,02	0,10	0,01	-	-	-	-
<i>Geranium robertianum</i> L.	0,16	0,10	-	0,02	-	0,01	-	0,04	0,01	0,01	-	-	-
<i>Geranium rotundifolium</i> L.	0,24	0,20	-	0,04	0,01	0,04	-	0,04	-	-	-	-	-
<i>Geum urbanum</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-
<i>Hedera helix</i> L.	-	-	0,20	-	-	0,01	-	0,10	-	0,44	0,93	3,80	5,00
<i>Hedypnois rhagadioloides</i> (L.) F.W. Schmidt	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench	0,29	0,01	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Helictochloa bromoides</i> (Gouan) Romero Zarco	0,10	0,03	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-
<i>Helminthotheca echioides</i> (L.) Holub	-	0,06	0,01	-	-	0,02	0,05	0,01	0,02	0,01	0,15	-	-
<i>Himantoglossum hircinum</i> (L.) Spreng.	-	0,05	0,02	-	0,01	0,01	-	0,01	-	-	-	-	-
<i>Himantoglossum robertianum</i> (Loisel.) P.Delforge	-	0,01	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-
<i>Holcus lanatus</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,01	-	-
<i>Hordeum murinum</i> L.	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	0,23	-	0,07	-
<i>Hypericum perforatum</i> L.	0,24	0,50	0,17	0,67	0,54	0,41	0,17	0,33	0,26	0,20	0,53	-	-
<i>Hypericum sp.</i>	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hypochaeris glabra</i> L.	-	0,15	-	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	-	0,06	-	0,01	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-	-
<i>Inula conyzae</i> (Griess.) DC.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	0,07	-	-
<i>Isatis tinctoria</i> L.	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Juglans regia</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	0,04	0,03	0,05
<i>Lactuca serriola</i> L.	-	-	-	0,01	0,02	0,03	0,02	0,01	-	-	-	-	-
<i>Lactuca viminea</i> (L.) J.Presl & C.Presl	0,02	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lactuca virosa</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-
<i>Lamium amplexicaule</i> L.	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lathyrus cicera</i> L.	-	-	-	-	0,02	0,01	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lathyrus hirsutus</i> L.	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	-	-	0,06	0,01	0,01	0,14	0,19	-	0,05	-	-	-	-

<i>Lathyrus sphaericus</i> Retz.	-	0,08	-	-	-	0,01	0,16	-	0,04	-	-	-	-
<i>Leontodon tuberosus</i> L.	-	-	-	0,01	0,04	0,03	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepidium draba</i> L.	-	-	-	0,05	0,04	0,02	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lepidium graminifolium</i> L.	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ligustrum vulgare</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	0,17
<i>Limonium echiodides</i> (L.) Mill.	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Linaria arvensis</i> (L.) Desf.	-	0,08	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Linaria simplex</i> (Willd.) DC.	0,12	0,07	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Linum strictum</i> L.	-	-	-	0,44	0,56	0,34	-	0,04	-	-	-	-	-
<i>Linum usitatissimum</i> subsp. <i>angustifolium</i> (Huds.) Thell.	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Logfia minima</i> (Sm.) Dumort.	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lolium perenne</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	0,08	-	-	-	-	-
<i>Lolium rigidum</i> Gaudin	0,20	0,01	-	0,04	0,03	0,02	0,01	0,01	-	0,20	-	-	-
<i>Lotus corniculatus</i> L.	-	-	0,13	0,20	0,28	0,32	0,22	0,01	0,08	-	-	-	-
<i>Lysimachia arvensis</i> (L.) U.Manns & Anderb.	0,08	-	0,08	0,37	0,24	0,08	0,26	0,08	0,06	0,41	0,13	0,16	-
<i>Lysimachia foemina</i> (Mill.) U.Manns & Anderb.	-	-	-	0,40	0,28	0,10	-	0,12	-	-	-	-	-
<i>Lysimachia linum-stellatum</i> L.	0,50	0,88	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Maritcaria</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-
<i>Medicago arabica</i> (L.) Huds.	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-
<i>Medicago lupulina</i> L.	0,06	-	0,13	0,09	0,12	0,17	-	0,04	0,13	0,21	-	0,13	-
<i>Medicago minima</i> (L.) L.	0,66	0,55	0,17	0,67	0,71	0,48	0,22	0,02	0,15	0,08	0,08	-	-
<i>Medicago monspeliaca</i> (L.) Trautv.	0,03	0,03	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Medicago polymorpha</i> L.	-	-	-	0,02	0,07	-	0,01	0,01	0,04	-	-	-	-
<i>Medicago rigidula</i> (L.) All.	-	0,03	-	0,02	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-
<i>Medicago sativa</i> L.	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-
<i>Medicago</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Melica ciliata</i> L.	0,53	0,34	-	0,02	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Melilotus</i> sp.	-	-	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,05	-	0,01	0,01	-
<i>Minuartia hybrida</i> (Vill.) Schischk.	0,73	0,24	-	0,04	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myosotis arvensis</i> Hill	-	0,10	0,01	0,06	0,06	0,31	0,17	0,26	0,01	-	-	-	-
<i>Myosotis ramosissima</i> Rochel	0,23	0,06	-	0,04	0,04	0,04	0,01	0,04	-	-	-	-	-
<i>Odontites rubra</i>	0,01	-	-	0,11	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ophioglossum vulgatum</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-	-	-
<i>Ophrys apifera</i> Huds.	-	-	-	-	0,06	0,02	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Ophrys passionis</i> Sennen	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ophrys</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Orchis mascula</i> (L.) L.	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-
<i>Orchis</i> sp.	0,10	-	-	-	0,01	-	0,02	0,02	0,01	-	-	-	-
<i>Oxalis corniculata</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	0,05	-	-	-	0,01	-

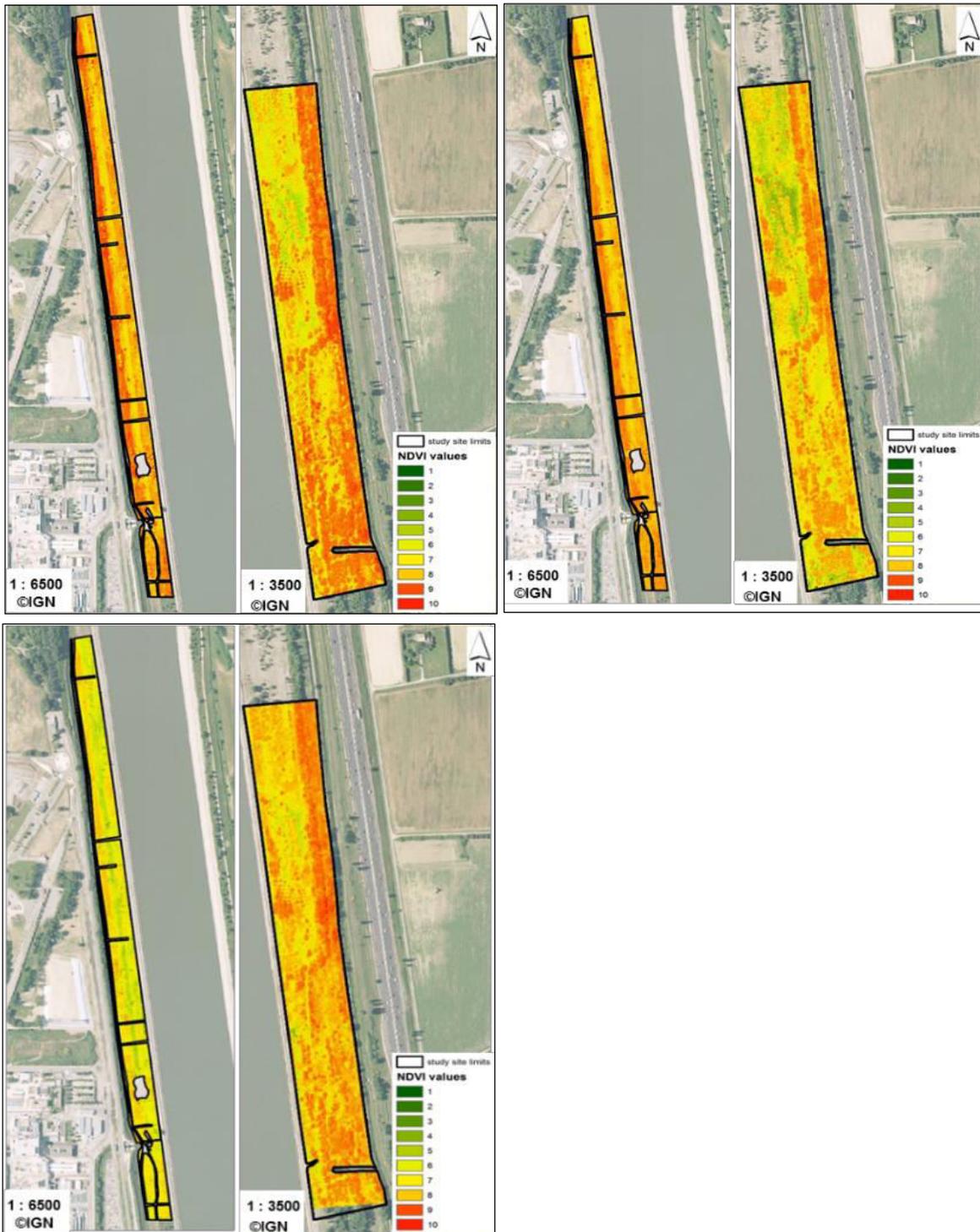
<i>Papaver rhoeas</i> L.	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Parapholis incurva</i> (L.) C.E.Hubb.	-	-	-	0,22	0,08	0,02	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pardoglossum cheirifolium</i> (L.) Barbier & Mathez	-	0,01	-	0,00	-	-	-	0,02	-	0,01	0,01	-	-
<i>Petrorhagia prolifera</i> (L.) P.W.Ball & Heywood	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Phleum pratense</i> L.	0,14	-	0,01	0,01	0,17	0,06	0,09	0,02	-	-	-	-	-
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	0,03	-	0,08	-	0,02	0,07	-	-	0,18	-	-	-	-
<i>Picris hieracioides</i> L.	-	0,10	0,20	-	0,01	0,01	0,03	0,04	-	-	0,13	0,07	-
<i>Pilosella officinarum</i> Vaill.	0,06	0,13	0,20	0,64	0,40	0,15	0,43	0,10	0,29	-	-	-	-
<i>Plantago lanceolata</i> L.	0,03	0,03	-	0,01	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plantago sempervirens</i> Crantz	0,28	0,21	-	0,01	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-
<i>Poa annua</i> L.	-	0,01	0,01	0,16	0,09	0,04	0,01	0,05	0,01	-	-	-	-
<i>Poa bulbosa</i> L.	-	-	0,09	0,27	0,06	0,02	-	-	-	-	-	-	-
<i>Poa pratensis</i> L.	-	0,10	0,08	0,02	0,03	0,11	0,05	0,37	0,18	0,13	0,20	0,01	-
<i>Poa trivialis</i> L.	-	0,01	0,13	0,01	-	0,08	-	0,53	0,14	0,37	0,09	0,13	-
<i>Podospermum laciniatum</i> (L.) DC.	-	-	-	0,01	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Polypogon maritimus</i> Willd.	-	-	-	0,02	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Populus alba</i> L.	-	-	-	0,04	-	0,01	0,08	0,28	-	0,33	0,59	0,16	0,64
<i>Populus nigra</i> L.	0,31	0,06	0,06	-	0,03	0,02	-	-	0,04	-	-	0,20	0,01
<i>Populus sp.</i>	-	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potentilla reptans</i> L.	-	0,03	0,06	0,02	0,04	-	-	-	0,04	-	-	-	-
<i>Potentilla verna</i> L.	-	-	-	0,01	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Poterium sanguisorba subsp. sanguisorba</i> L.	0,32	0,16	0,22	0,77	0,68	0,60	0,44	0,26	0,18	-	-	-	-
<i>Prunella vulgaris</i> L.	-	-	-	0,01	-	-	-	0,32	-	-	-	-	-
<i>Prunus avium</i> (L.) L.	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prunus sp.</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Prunus spinosa</i> L.	-	-	0,10	-	-	0,00	0,01	-	0,19	0,07	0,07	0,07	0,03
<i>Psilurus incurvus</i> (Gouan) Schinz & Thell.	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Quercus ilex</i> L.	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Quercus pubescens</i> Willd.	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	0,03	-	-	0,04
<i>Ranunculus bulbosus</i> L.	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ranunculus parviflorus</i> L.	-	-	-	0,07	0,04	0,05	-	-	-	-	-	-	-
<i>Reichardia picroides</i> (L.) Roth	-	0,38	-	0,00	0,01	0,01	-	-	-	-	-	-	-
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	-	-	0,01	-	0,00	-	0,04	0,12	0,01	0,29	0,51	0,69	0,21
<i>Rosa agrestis</i> Savi	-	-	0,20	0,02	0,03	0,01	0,06	0,28	0,12	-	-	-	-
<i>Rosa canina</i> L.	-	-	0,50	0,13	0,05	0,15	0,45	0,72	0,50	0,16	0,08	-	0,01
<i>Rosa sp.</i>	-	-	-	-	-	-	0,04	-	0,01	-	-	-	-
<i>Rostraria cristata</i> (L.) Tzvelev	0,84	0,03	0,01	0,81	0,70	0,26	0,06	0,01	0,09	-	-	-	-
<i>Rubia peregrina</i> L.	-	-	-	-	-	0,00	0,01	0,04	0,01	0,01	-	0,13	0,20
<i>Rubus ulmifolius</i> Schott	-	0,06	0,26	0,03	0,10	0,12	0,64	1,73	0,21	1,93	2,80	3,87	1,87

<i>Rumex crispus</i> L.	0,03	-	0,09	0,00	-	0,10	-	0,02	0,06	-	-	-	-
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	-	-	0,01	-	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-
<i>Rumex pulcher</i> L.	-	-	-	0,08	-	0,00	-	0,01	-	-	-	-	-
<i>Sagina apetala</i> Ard.	0,14	0,08	0,01	0,30	0,13	0,02	0,06	-	0,05	-	-	-	-
<i>Sambucus ebulus</i> L.	-	-	0,01	-	0,02	0,06	-	-	0,01	-	-	-	-
<i>Saxifraga tridactylites</i> L.	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scabiosa atropurpurea</i> var. <i>maritima</i> (L.) Fiori	-	-	-	0,01	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Schedonorus arundinaceus</i> (Schreb.) Dumort.	-	0,01	0,40	-	0,01	0,04	0,16	0,04	0,64	0,20	0,15	-	-
<i>Scolymus hispanicus</i> L.	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Scorzonera hispanica</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-
<i>Senecio inaequidens</i> DC.	0,28	-	-	-	0,00	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Senecio vulgaris</i> L.	-	-	-	-	0,00	-	-	-	-	0,01	-	0,01	-
<i>Sherardia arvensis</i> L.	0,63	0,44	0,08	0,63	0,74	0,45	0,32	0,21	0,05	-	-	-	-
<i>Silene latifolia</i> subsp. <i>alba</i> (Mill.) Greuter & Burdet	-	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Silene nocturna</i> L.	0,21	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke	-	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Solanum dulcamara</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	0,03	0,01	-
<i>Solanum</i> sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	0,01	0,02	-	0,06	0,17	0,09	0,17	0,01	-	0,17	0,01	0,07	-
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	-	0,02	-	0,03	0,05	0,01	0,01	0,02	-	0,03	0,07	0,08	-
<i>Spiranthes spiralis</i> (L.) Chevall.	-	-	-	0,01	0,02	0,01	-	-	-	-	-	-	-
<i>Symphotrichum</i> × <i>salignum</i> (Willd.) G.L.Nesom	0,07	0,30	0,14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Symphotrichum subulatum</i> var. <i>squamatum</i> (Spreng.) S.D.Sundb.	0,03	-	0,13	0,01	-	-	-	-	-	0,03	-	-	-
<i>Tamarix gallica</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	0,08	-	-	-	-	-
<i>Taraxacum erythrospermum</i> Andr. ex Besser	-	-	-	0,08	0,11	0,07	-	0,04	-	-	-	-	-
<i>Taraxacum</i> sp.	0,01	0,01	0,01	0,17	0,09	0,12	0,10	0,15	0,01	0,03	0,01	0,03	-
<i>Teucrium botrys</i> L.	-	0,10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Torilis arvensis</i> (Huds.) Link	0,10	-	0,01	-	0,01	0,03	0,05	0,05	0,05	0,80	0,71	0,43	-
<i>Torilis nodosa</i> (L.) Gaertn.	0,04	0,68	-	0,02	0,11	0,05	0,06	0,04	0,02	-	-	-	-
<i>Torilis</i> sp.	0,03	-	0,08	-	-	-	0,01	-	0,06	-	-	-	-
<i>Tragopogon porrifolius</i> L.	0,12	0,01	-	0,01	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trifolium angustifolium</i> L.	-	-	-	-	-	0,00	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trifolium campestre</i> Schreb.	0,01	0,04	0,24	0,93	1,06	0,77	0,46	0,13	0,24	-	-	0,01	-
<i>Trifolium glomeratum</i> L.	-	-	-	-	0,02	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trifolium pratense</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,01	-	0,01	-
<i>Trifolium repens</i> L.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,07	-	-	-
<i>Trifolium scabrum</i> L.	-	-	-	0,13	0,35	0,06	0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Trifolium</i> sp.	-	-	-	-	-	-	0,04	-	-	-	-	-	-
<i>Trifolium suffocatum</i> L.	-	-	-	0,46	0,04	-	-	-	-	-	-	-	-

<i>Trigonella esculenta</i> Willd.	-	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trigonella smalii</i> Coulot & Rabaute	-	-	-	0,02	-	0,00	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trinia glauca</i> (L.) Dumort.	-	0,30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P.Beauv.	-	-	-	0,25	0,07	0,01	0,08	-	-	-	-	-	-
<i>Ulmus minor</i> Mill.	-	-	-	-	0,07	0,00	0,02	0,10	-	0,03	0,28	0,03	-
<i>Urospermum picroides</i> (L.) Scop. ex F.W.Schmidt	0,03	0,02	-	0,00	0,01	0,02	-	0,01	-	-	-	-	-
<i>Valantia muralis</i> L.	0,06	0,20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Verbascum sinuatum</i> L.	0,01	0,11	-	0,02	0,01	-	-	0,16	-	-	-	-	-
<i>Verbascum thapsus</i> L.	-	-	0,06	0,01	-	0,00	-	0,02	-	-	0,08	-	-
<i>Verbena officinalis</i> L.	-	-	0,02	0,24	0,20	0,03	0,02	0,17	0,05	0,49	0,12	0,09	-
<i>Veronica arvensis</i> L.	0,89	0,17	0,13	0,28	0,36	0,31	0,15	0,19	0,18	-	-	-	-
<i>Veronica persica</i> Poir.	-	-	-	-	-	0,01	-	0,04	-	-	-	-	-
<i>Veronica polita</i> Fr.	0,03	-	-	0,03	0,06	0,01	-	-	-	-	-	-	-
<i>Viburnum lantana</i> L.	-	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Viburnum tinus</i> L.	-	-	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vicia hybrida</i> L.	-	0,10	0,06	0,02	-	-	-	-	0,08	-	-	-	-
<i>Vicia lathyroides</i> L.	-	0,11	0,02	0,04	0,13	0,13	0,14	-	0,07	-	-	-	-
<i>Vicia parviflora</i> L.	-	0,03	0,48	0,33	0,29	0,27	0,32	0,12	0,10	-	-	-	-
<i>Vicia sativa</i> L.	0,06	0,12	0,48	0,39	0,54	0,60	0,35	0,26	0,70	0,16	0,08	0,01	-
<i>Viola sp.</i>	-	-	-	-	-	-	0,01	-	-	-	-	-	-
<i>Vulpia ciliata</i> Dumort.	0,54	0,54	-	0,39	0,42	0,13	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vulpia myuros</i> (L.) C.C.Gmel.	0,24	0,33	0,01	0,76	0,68	0,17	0,04	0,25	0,01	0,08	-	-	-
<i>Vulpia sp.</i>	0,06	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vulpia unilateralis</i> (L.) Stace	0,57	0,65	0,01	0,49	0,23	0,09	-	0,05	-	-	-	-	-

Annexe 4. Cartes générales représentant les pixels de NDVI dans la prairie fauchée (MG, à gauche) et la prairie pâturée (GG, à droite) pour chaque année d'étude (Chapitre 2).

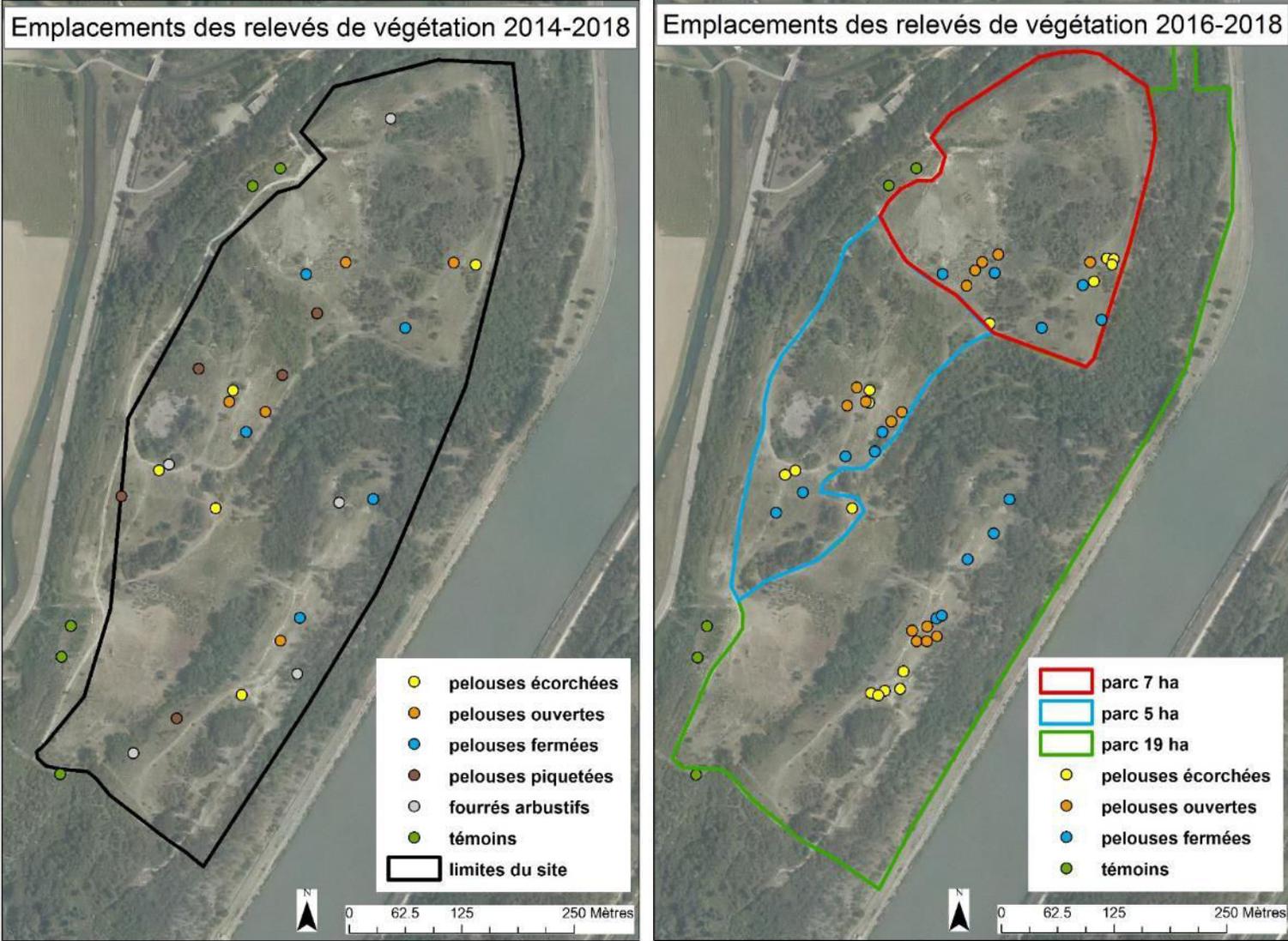
Années 2014 (en haut à gauche), 2015 (en haut à droite) et 2016 (en bas) pour le site de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône, SE de la France. Les valeurs de NDVI sont classées en 10 classes pour une meilleure représentation. Les BD Ortho sont issues du site de l'IGN © (Institut national de l'information géographique et forestière).



Annexe 5. Tableau récapitulatif des relevés de végétation effectués chaque année sur différents faciès de végétation du site du Plateau pâturé par les chevaux (Chapitre 3).

Période de suivi	Traitement	Parcs	Nombre de quadrats par année
2014-2018	Pelouses écorchées	-	5
	Pelouses ouvertes	-	5
	Pelouses fermées	-	5
	Pelouses piquetées de ligneux	-	5
	Fourrés arbustifs	-	5
	Témoin sans pâturage	-	5
2016-2018	Pelouses écorchées	7 ha	5
		5 ha	5
		19 ha	5
	Pelouses ouvertes	7 ha	5
		5 ha	5
		19 ha	5
	Pelouses fermées	7 ha	5
		5 ha	5
		19 ha	5
	Témoin sans pâturage	-	5

Annexe 6 : Cartes représentant les emplacements des relevés de végétation réalisés sur le site du Plateau pâturé par les chevaux, sur tout le site entre 2014-2018 et par parcs entre 2016-2018 (Chapitre 3).



Annexe 7. Tableau récapitulatif des tests statistiques effectués sur les données issues des relevés de végétation (Chapitre 3).

Les résultats des tests et leur significativité, ainsi que la valeur moyenne plus ou moins son écart type figurent dans le tableau, significativité : $p < 0,05^*$, $p < 0,01^{**}$, $p < 0,001^{***}$. A- Différences de richesse spécifique de chaque faciès de végétation et de hauteur moyenne des pelouses, entre chaque année étudiée. B- Différences de richesse spécifique et de hauteur moyenne des pelouses fermées, entre les parcs et le témoin. C- Différences de richesse spécifique et de hauteur moyenne des pelouses, pour chaque parc, entre 2016 et 2018. D- Différences d'abondance en espèces annuelles et de Brachypode de Phénicie des pelouses entre 2016 et 2018.

A

Faciès	Valeur F (Df = 4)	p value	2014	2015	2016	2017	2018
Richesse spécifique (/ 4m²)							
Pel. écorchées	5,34	**	26 ± 1,38	27,8 ± 2,26	30,6 ± 1,43	34 ± 1,30	35,8 ± 2,22
Pel. ouvertes	4,58	**	24,8 ± 1,32	25 ± 1,61	26,6 ± 2,84	26,8 ± 1,49	35,2 ± 2,35
Pel. fermées	1,49	NS	19,2 ± 0,49	19,8 ± 1,77	21,8 ± 1,82	23 ± 4,58	27,2 ± 2,51
Pel. piquetées	2,28	NS	20,6 ± 3,65	21,4 ± 2,94	14,6 ± 3,72	19,2 ± 1,95	27,4 ± 2,6
Fourrés arbustifs	0,81	NS	15,2 ± 3,41	17,4 ± 3,77	21,2 ± 2,33	15,4 ± 3,47	13 ± 3,89
Témoins	1,17	NS	20,6 ± 0,50	17,2 ± 1,77	16,6 ± 1,91	15,8 ± 2,51	17 ± 1,04
Hauteur moyenne (cm)							
Pel. écorchées	5,85	**	4 ± 1,05	14 ± 2,81	4,4 ± 0,87	6 ± 1,70	5,4 ± 1,36
Pel. ouvertes	2,36	NS	9,8 ± 1,49	15 ± 4,18	11,8 ± 3,49	6,2 ± 1,56	4,8 ± 1,39
Pel. fermées	1,11	NS	31 ± 3,67	32 ± 3,74	25 ± 5,47	27 ± 8	19 ± 1

B

Parcs	Valeur F (Df = 3)	p value	7 ha	5 ha	19 ha	Témoin
Richesse spécifique (/4 m²) des pelouses fermées						
2016	4,38	*	27,8 ± 1,8	18 ± 3,77	19,6 ± 1,03	16,8 ± 2,01
2017	0,15	NS	22 ± 5,83	28 ± 2,47	23,4 ± 2,04	15,8 ± 2,52
2018	9,57	***	24 ± 3,64	31,6 ± 1,28	30,8 ± 1,82	17 ± 1,05
Hauteur moyenne (cm) des pelouses fermées						
2016	10,25	***	18 ± 2,55	25,6 ± 2,97	30 ± 3,16	25,6 ± 2,97
2017	8,87	**	31 ± 6,20	9,4 ± 0,6	13 ± 3	43 ± 8
2018	13,61	***	14 ± 2,45	13 ± 3	15 ± 2,23	32 ± 2

C

Parcs	Valeur test statistique (Df = 2)	p value	2016	2017	2018
Richesse spécifique (/4 m²)					
Parc de 7 ha					
Pel. écorchées	F = 0,67	NS	30,6 ± 1,57	32 ± 2,38	34 ± 2,19
Pel. ouvertes	F = 0,79	NS	35,8 ± 2,37	33,8 ± 3,15	38,4 ± 2,11
Pel. fermées	F = 0,55	NS	27,8 ± 1,8	21,8 ± 5,75	24 ± 3,64
Parc de 5 ha					
Pel. écorchées	F = 0,15	NS	33,8 ± 0,97	33,8 ± 1,02	34,6 ± 1,50
Pel. ouvertes	F = 9,46	**	22,4 ± 1,57	26 ± 1,97	32 ± 1,04
Pel. fermées	F = 6,78	*	18 ± 3,77	28 ± 2,47	31,6 ± 1,28
Parc de 19 ha					
Pel. écorchées	F = 11,24	**	25,8 ± 0,97	32,6 ± 0,68	36 ± 2,41
Pel. ouvertes	F = 8,03	*	23,2 ± 0,91	29,6 ± 0,51	33,6 ± 2,76
Pel. fermées	F = 11,37	**	19,6 ± 1,03	23,4 ± 2,04	30,8 ± 1,82
Hauteur moyenne (cm)					
Parc de 7 ha					
Pel. écorchées	$\chi^2 = 10,04$	*	3 ± 0,31	12 ± 1,22	4,4 ± 1,07
Pel. ouvertes	F = 17,31	***	7,4 ± 1,25	11,8 ± 1,11	3,4 ± 0,51
Pel. fermées	F = 4,64	*	18 ± 2,55	31 ± 6,20	14 ± 2,45
Parc de 5 ha					
Pel. écorchées	F = 3,13	NS	3,6 ± 1,03	3,6 ± 0,6	8,2 ± 2,31
Pel. ouvertes	$\chi^2 = 2,09$	NS	9,6 ± 2,76	4,4 ± 0,75	4,4 ± 1,43
Pel. fermées	F = 11,91	**	25,6 ± 2,97	9,4 ± 0,6	13 ± 3
Parc de 19 ha					
Pel. écorchées	$\chi^2 = 8,15$	*	4,4 ± 0,4	5,6 ± 1,32	10,6 ± 1,16
Pel. ouvertes	$\chi^2 = 5,26$	NS	12,8 ± 1,85	6,2 ± 2,2	10,6 ± 2,52
Pel. fermées	F = 10,79	**	30 ± 3,16	13 ± 3	15 ± 2,23

D

Pelouses	Valeur test statistique (Df = 2)	p value	2016	2017	2018
Abondance en espèces annuelles					
Pel. écorchées	F = 11,55	***	20,6 ± 0,75	21,6 ± 2,29	24,8 ± 1,65
Pel. ouvertes	F = 11,86	***	21,8 ± 1,98	20,2 ± 1,88	29,2 ± 2,43
Pel. fermées	$\chi^2 = 9,95$	**	14,4 ± 1,20	11,4 ± 4,50	13,2 ± 3,49
Abondance B. phoenicoides					
Pel. écorchées	$\chi^2 = 16,75$	***	2,4 ± 0,4	3,6 ± 0,24	1,8 ± 0,2
Pel. ouvertes	$\chi^2 = 15,47$	***	3,4 ± 0,24	3,6 ± 0,23	2 ± 0,31
Pel. fermées	$\chi^2 = 14,62$	***	4,4 ± 0,4	4,6 ± 0,24	3,6 ± 0,92

Annexe 8 : Abondances moyennes de chaque espèce végétale identifiée dans la banque de graines prélevée en hiver 2017 dans quatre de faciès de végétation (pelouses écorchées, ouvertes, fermées et témoin), (Chapitre 3).

Le nom des espèces est donné dans la première colonne, les valeurs correspondent aux abondances moyennes.

Espèces présentes dans la banque de graines	Végétation prélevée			
	pelouses écorchées	pelouses ouvertes	pelouses fermées	témoin
<i>Agrimonia eupatoria</i> L.	0,11	-	-	-
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	4,33	0,22	-	-
<i>Ajuga chamaepitys</i> (L.) Schreb.	0,56	0,22	-	-
<i>Amaranthus albus</i> L.	-	0,11	-	-
<i>Arctium minus</i> (Hill) Bernh.	-	0,11	-	-
<i>Artemisia annua</i> L.	-	0,11	-	2,00
<i>Blackstonia perfoliata</i> (L.) Huds.	69,00	33,33	19,22	3,67
<i>Brachypodium phoenicoides</i> (L.)	0,33	0,78	8,33	2,67
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Huds.) P.Beauv.	-	-	-	0,11
<i>Broussonetia papyrifera</i> (L.) Vent.	0,22	0,33	-	-
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	-	0,11	-	-
<i>Carex otrubae</i> Podp.	-	-	1,11	-
<i>Catapodium rigidum</i> (L.)	1,78	0,78	0,44	-
<i>Centaurium tenuiflorum</i> (Hoffmanns. & Link) Fritsch	11,78	0,11	0,89	0,89
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	-	0,11	-	-
<i>Chenopodium hybridum</i> (L.) S.Fuentes, Uotila & Borsch	-	-	0,11	-
<i>Chenopodium album</i> L.	-	-	0,56	0,44
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	-	0,22	0,22	0,22
<i>Clinopodium nepeta</i> (L.) Kuntze	1,33	0,78	0,56	0,89
<i>Cornus sanguinea</i> L.	-	-	0,11	0,11
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	-	0,11	-	-
<i>Crepis vesicaria</i> L.	0,44	0,22	0,22	0,22
<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	-	-	0,11	0,22
<i>Dactylis glomerata</i> L.	0,33	0,11	0,56	0,56
<i>Datura stramonium</i> L.	-	0,11	-	-
<i>Dipsacus fullonum</i> L.	6,67	18,11	11,22	16,56
<i>Dittrichia viscosa</i> (L.) Greuter	0,11	1,56	0,44	1,11
<i>Echium vulgare</i> L.	0,33	-	0,22	-
<i>Epilobium tetragonum</i> L.	-	-	0,11	-
<i>Erigeron sumatrensis</i> Retz.	3,11	19,33	10,67	19,44
Espèce X1	-	-	0,11	0,11
Espèce X2	-	-	-	0,22
<i>Euphorbia chamaesyce</i> L.	-	0,11	0,33	-
<i>Euphorbia maculata</i> L.	-	-	0,11	-
<i>Filago germanica</i> L.	7,89	7,22	2,44	-
<i>Galium parisiense</i> L.	0,22	-	-	-
<i>Gastroidium ventricosum</i> (Gouan) Schinz & Thell.	0,44	-	-	-
<i>Heliotropium europaeum</i> L.	-	0,22	4,00	1,56
<i>Hypericum perforatum</i> L.	3,00	2,22	0,89	2,33
<i>Jacobaea erratica</i> (Bertol.) Fourr.	-	-	-	0,11
<i>Juncus acutus</i> L.	-	0,11	0,22	0,11
<i>Juncus sp.</i>	-	-	-	0,11
<i>Lactuca serriola</i> L.	-	-	-	0,11
<i>Limonium echioides</i> (L.) Mill.	-	-	0,11	-
<i>Lipandra polysperma</i> (L.) S.Fuentes, Uotila & Borsch	-	-	0,11	-
<i>Lolium perenne</i> L.	-	-	-	0,56
<i>Lotus corniculatus</i> L.	0,78	-	-	0,11
<i>Lycopus europaeus</i> L.	-	0,11	0,78	-
<i>Lysimachia arvensis</i> (L.)	2,22	2,11	1,44	0,44
<i>Lysimachia foemina</i> (Mill.)	7,78	-	0,11	0,56

<i>Medicago lupulina</i> L.	-	-	0,11	-
<i>Medicago sp.</i>	1,11	3,44	1,44	0,22
<i>Mentha longifolia</i> (L.) Huds.	-	0,33	-	-
<i>Oenothera villosa</i> Thunb.	-	-	0,33	0,11
<i>Persicaria maculosa</i> Gray	-	-	0,11	0,33
<i>Phleum pratense</i> L.	-	-	-	-
<i>Phragmites australis</i> (Cav.)	-	-	0,33	0,22
<i>Picris hieracioides</i> L.	-	-	-	0,33
<i>Pilosella officinarum</i> Vaill.	1,89	-	-	-
<i>Poa annua</i> L.	1,00	0,11	0,11	-
<i>Populus alba</i> L.	-	-	-	0,11
<i>Portulaca oleracea</i> L.	-	2,33	1,89	0,56
<i>Potentilla reptans</i> L.	-	-	-	3,11
<i>Poterium sanguisorba</i> L.	0,11	-	-	-
<i>Rapistrum rugosum</i> (L.) All.	-	-	-	0,11
<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	-	-	-	0,11
<i>Rosa canina</i> L.	-	0,11	4,11	-
<i>Rostraria cristata</i> (L.) Tzvelev	0,22	-	0,11	-
<i>Rubia peregrina</i> L.	-	0,22	-	-
<i>Rubus sp.</i>	-	-	-	0,11
<i>Rumex crispus</i> L.	-	0,33	1,11	0,78
<i>Sagina apetala</i> Ard.	2,00	1,78	0,22	0,11
<i>Schedonorus arundinaceus</i> (Schreb.) Dumort.	-	-	-	0,22
<i>Senecio vulgaris</i> L.	-	-	-	0,11
<i>Solanum nigrum</i> L.	-	1,00	0,44	0,11
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	-	0,22	0,11	0,33
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	-	-	0,11	0,11
<i>Symphyotrichum subulatum</i> (Michx.) G.L.Nesom	0,11	-	-	0,11
<i>Taraxacum sp</i>	0,22	-	-	0,33
<i>Trigonella alba</i> (Medik.) Coulot & Rabaute	-	-	-	1,33
<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P.Beauv.	-	0,11	-	-
<i>Typha latifolia</i> L.	0,33	0,11	-	-
<i>Urtica dioica</i> L.	-	0,11	-	-
<i>Verbascum sinuatum</i> L.	-	-	0,22	0,22
<i>Verbena officinalis</i> L.	-	0,11	0,56	-
<i>Veronica arvensis</i> L.	-	0,11	-	-
<i>Veronica catenata</i> Pennell	-	-	0,22	-
<i>Veronica persica</i> Poir.	-	0,56	0,22	-
<i>Vulpia ciliata</i> Dumort.	1,44	0,33	-	-
<i>Vulpia myuros</i> (L.) C.C.Gmel.	0,33	2,00	-	-

Annexe 9. Tableau récapitulatif des tests effectués par type de végétation prélevée pour chaque valeur minérale analysée (Chapitre 3).

Les résultats des tests et leur significativité, ainsi que la valeur moyenne plus ou moins son écart type figurent dans le tableau, pour chaque faciès de végétation prélevé. Pour chaque valeur minérale, deux faciès de végétation partageant des lettres de significativité en commun ne sont pas considérés comme statistiquement différents, df = 3, MS = Matière Sèche, significativité : p<0,05*, p<0,01**, p<0,001***.

Faciès de végétation	Valeur test statistique	p value	Printemps	Été	Automne	Hiver
Magnésium (g/kg MS)						
Pel. écorchées	F = 1,44	NS	1,34 ± 0,23 -	1,06 ± 0,11 -	1,02 ± 0,06 -	1,40 ± 0,18 -
Pel. ouvertes	F = 15,55	***	1,17 ± 0,04 a	0,78 ± 0,05 b	1,05 ± 0,06 ab	1,31 ± 0,05 c
Pel. fermées	F = 1,92	NS	0,93 ± 0,10 -	0,70 ± 0,05 -	0,95 ± 0,07 -	0,98 ± 0,12 -
Témoin	$\chi^2 = 9,57$	*	0,73 ± 0,02 a	0,61 ± 0,02 ab	0,96 ± 0,06 a	0,84 ± 0,12 b
Pel. piquetées	F = 7,47	**	1,45 ± 0,11 a	0,85 ± 0,10 a	1,60 ± 0,20 a	1,66 ± 0,07 b
Feuilles	$\chi^2 = 9,57$	*	3,65 ± 0,35 a	3,85 ± 0,26 ab	5,63 ± 0,44 a	4,49 ± 0,11 b
Calcium (g/kg MS)						
Pel. écorchées	F = 0,47	NS	8,82 ± 1,12 -	9,62 ± 1,92 -	10,77 ± 1,48 -	7,93 ± 2,22 -
Pel. ouvertes	F = 14,94	***	7,23 ± 0,27 a	6,27 ± 0,28 a	10,10 ± 0,68 b	6,13 ± 0,53 a
Pel. fermées	$\chi^2 = 5,74$	NS	6,37 ± 0,67 -	5,85 ± 0,72 -	7,27 ± 1,05 -	4,78 ± 0,52 -
Témoin	F = 8,68	**	5,53 ± 0,24 a	5,08 ± 0,43 a	7,75 ± 0,83 b	4,36 ± 0,19 a
Pel. piquetées	F = 9,36	***	11,12 ± 1,10 a	5,70 ± 0,75 ab	13,08 ± 1,15 a	9,18 ± 1,15 b
Feuilles	F = 20,14	***	18,15 ± 1,46 a	15,82 ± 0,69 a	27,72 ± 1,52 b	19,80 ± 0,59 a
Potassium (g/kg MS)						
Pel. écorchées	$\chi^2 = 16,65$	***	14,16 ± 1,34 a	4,95 ± 0,56 b	5,77 ± 0,29 c	10,19 ± 0,37 c
Pel. ouvertes	F = 45,52	***	14,82 ± 0,69	6,42 ± 0,52	6,4 ± 0,64	10,53 ± 0,49

			a	b	c	c
Pel. fermées	F = 31,37	***	12,28 ± 0,78	5,83 ± 0,77	4,18 ± 0,41	9,64 ± 0,56
			a	b	c	c
Témoin	F = 32,73	***	7,27 ± 0,76	4,09 ± 0,28	3,63 ± 0,42	10,88 ± 0,72
			a	b	c	c
Pel. piquetées	F = 15,08	***	9,9 ± 0,83	5,23 ± 0,85	4,73 ± 0,23	11,95 ± 1,35
			a	a	b	b
Feuilles	$\chi^2 = 15,77$	**	18,21 ± 2,77	6,89 ± 0,25	9,57 ± 2,32	10,35 ± 0,49
			a	b	c	c
Cellulose (g/kg MS)						
Pel. écorchées	$\chi^2 = 7,70$	*	311,80 ± 14,13	379,96 ± 23,34	362,32 ± 6,78	357,69 ± 6,89
			a	b	b	b
Pel. ouvertes	F = 6,99	**	330,99 ± 5,67	345,28 ± 6,85	372,33 ± 13,48	379,12 ± 5,69
			a	b	b	ab
Pel. fermées	F = 3,22	NS	344,43 ± 8,55	377,28 ± 19,55	406,72 ± 17,01	379,12 ± 5,69
			-	-	-	-
Témoin	F = 2,45	NS	376,82 ± 4	367,08 ± 3,49	392,84 ± 12,05	378,93 ± 3,23
			-	-	-	-
Pel. piquetées	F = 5,09	*	312,35 ± 16,44	393,08 ± 17,79	382,36 ± 19,83	338,44 ± 19,83
			a	ab	b	b
Feuilles	F = 23,86	***	155,19 ± 10,22	226,62 ± 5,41	164,63 ± 1,58	172,49 ± 5,97
			a	a	a	b
Phosphore (g/kg MS)						
Pel. écorchées	F = 10,46	***	1,44 ± 0,13	0,73 ± 0,05	1,07 ± 0,11	0,84 ± 0,06
			a	b	ab	b
Pel. ouvertes	F = 5,79	**	1,57 ± 0,13	0,99 ± 0,03	1,30 ± 0,15	1,04 ± 0,07
			a	b	ab	b
Pel. Fermées	F = 2,37	NS	1,26 ± 0,09	1,06 ± 0,16	0,79 ± ,012	1,09 ± 0,11
			-	-	-	-
Témoin	F = 1,95	NS	0,98 ± 0,16	0,7 ± 0,08	0,76 ± 0,12	1,13 ± 0,17
			-	-	-	-
Pel. piquetées	$\chi^2 = 14,46$	**	1,36 ± 0,04	0,74 ± 0,10	0,79 ± 0,07	1,28 ± 0,09
			a	a	b	b
Feuilles	F = 35,19	***	2,28 ± 0,12	1,25 ± 0,02	1,19 ± 0,05	1,31 ± 0,10
			a	b	b	b
Protéines (g/kg MS)						
Pel. écorchées	$\chi^2 = 16,06$	***	112,04 ± 4,72	72,18 ± 3,90	81,11 ± 3,93	56,54 ± 2,61
			a	b	c	c
Pel. ouvertes	F = 12,78	***	104,41 ± 5,43	79,62 ± 3,81	85,89 ± 5,22	65,55 ± 3,16

			a	b	C	bc
Pel. fermées	F = 6,11	**	85,33 ± 6,23	67,64 ± 4,18	58,80 ± 2,86	61,1 ± 5,45
			a	b	b	b
Témoin	F = 3,56	*	64,13 ± 4,02	49,54 ± 2,06	55,08 ± 2,73	55,92 ± 3,56
			a	ab	ab	b
Pel. piquetées	F = 4,51	*	76,21 ± 4,82	57,66 ± 5,24	55,75 ± 1,66	63,09 ± 4,68
			a	ab	b	b
Feuilles	F = 23,01	***	141,07 ± 11,02	98,44 ± 3,18	73,8 ± 0,87	89,65 ± 3,37
			a	bc	b	c
dMO						
Pel. écorchées	F = 16,46	***	61,02 ± 1,81	52,6 ± 0,81	53,28 ± 0,69	51 ± 0,62
			a	b	b	b
Pel. ouvertes	$\chi^2 = 15,07$	***	58,48 ± 0,72	54,20 ± 0,80	53,74 ± 0,79	50,76 ± 0,31
			a	b	c	c
Pel. fermées	$\chi^2 = 7,41$	*	54,88 ± 1,39	52 ± 1,14	50,46 ± 0,06	50,78 ± 0,45
			a	ab	b	ab
Témoin	$\chi^2 = 13,02$	**	51,22 ± 0,41	50	50,40 ± 0,03	50,46 ± 0,11
			a	a	a	b
Pel. piquetées	$\chi^2 = 12,53$	**	57,90 ± 2,09	50,40 ± 0,40	51,72 ± 0,81	53,16 ± 1,13
			a	ab	bc	c
Feuilles	$\chi^2 = 18,48$	***	72,20 ± 1,01	69	78,30	68,54 ± 0,02
			a	b	c	d
UFC						
Pel. écorchées	F = 14,61	***	0,64 ± 0,02	0,53 ± 0,01	0,53 ± 0,01	0,51 ± 0,008
			a	b	b	b
Pel. ouvertes	F = 19,61	***	0,61 ± 0,008	0,55 ± 0,009	0,54 ± 0,01	0,51 ± 0,004
			a	b	b	b
Pel. fermées	F = 5,62	**	0,52 ± 0,006	0,53 ± 0,01	0,50 ± 0,007	0,51 ± 0,006
			a	b	b	b
Témoin	$\chi^2 = 14,64$	**	0,52 ± 0,006	0,51	0,48 ± 0,004	0,51 ± 0,002
			a	a	b	a
Pel. piquetées	F = 5,98	**	0,6 ± 0,02	0,51 ± 0,003	0,53 ± 0,01	0,54 ± 0,01
			a	b	b	b
Feuilles	$\chi^2 = 17,91$	***	0,77 ± 0,01	0,73	0,82 ± 0,005	0,73
			a	b	c	d

Annexe 10. Carte de la végétation ligneuse et de la végétation ouverte présente dans les parcs (Chapitre 3).

Les polygones ont été représentés manuellement à partir d'une photographie aérienne à haute résolution, au 1 :1000. L'emplacement des abreuvoirs, des points d'entrée du site sont représentés. © BD Ortho 50 cm 2015 IGN.



PRODUCTIONS SCIENTIFIQUES

- Articles scientifiques (revues internationales indexées)

Moinardeau C, Mesléard F, Dutoit T (2016) Using Different Grazing Practices for Increasing Plant Biodiversity in the Dykes and Embankments Along the Rhône River (Southern France). *Environmental Management* 58:984-997. DOI 10.1007/s00267-016-0744-9. IF₂₀₁₈=2,177 (**Article 1**, **Chapitre 1**)

Moinardeau C, Mesléard F, Ramone H, Dutoit T (2018) Short-term effects on diversity and biomass on grasslands from artificial dykes under grazing and mowing treatments. *Environmental Conservation*. DOI 10.1017/S0376892918000346. IF₂₀₁₈=2,293 (**Article 2**, **Chapitre 2**)

Moinardeau C, Mesléard F, Ramone H, Dutoit T (En prep., *Agriculture, Ecosystems & Environment*) Extensive horse grazing supports grassland vegetation diversity, seed bank and forage quality on an artificial embankment. (**Article 3**, **Chapitre 3**)

Moinardeau C, Mesléard F, Ramone H, Dutoit T (En prep., *Rangeland, Ecology & Management*) Remote sensing and GPS to assess the impacts of equine extensive grazing on vegetation of an artificial dyke along the Rhône. (**Article 4**, **Chapitre 3**)

Moinardeau C, Mesléard F, Ramone H, Dutoit T (En prep., *Small Ruminant Research*) Using mechanical clearing and goat grazing for restoring understorey plant diversity of dykes in the Rhône valley (Southern-France). (**Article 5**, **Chapitre 4**)

- Articles de vulgarisation

Dutoit T, **Moinardeau C**, Rocher A, Beylier B, Mesléard F, Roux D, Brusson R (2015) Suivi des effets du pastoralisme dans la réserve de Donzère-Mondragon. *Le Courrier de la Nature* N°293, pp 8-10.

Brusson R, Roux D, **Moinardeau C**, Dutoit T (2016) Mise en place d'opérations expérimentales d'éco-pastoralisme, cas sur le barrage de Donzère-Mondragon, pour mesurer les effets sur la biodiversité et définir des méthodes reproductibles d'entretien de la végétation des digues artificielles. Livre Blanc, *GASBI* (Groupe d'échanges entre Aménageurs et Scientifiques autour de la Biodiversité et des Infrastructures), Octobre 2016, pp 48-53.

Moinardeau C, Mesléard F, Dutoit T, Roux D, Brusson R (2018) La gestion des habitats : impacts de l'éco-pastoralisme sur les communautés végétales de la Réserve de chasse et de faune sauvage de Donzère-Mondragon. *Faune Sauvage* N°318, pp 37-41.

- Communications orales dans des colloques nationaux ou internationaux avec comité scientifique

Dutoit T, Brusson R, **Moinardeau C**, Rocher A, Beylier B, Roux D, Mesléard F (2015) Le pastoralisme pour restaurer les communautés végétales des digues du Rhône (Donzère-Mondragon, Vaucluse-Drôme). « *Sixièmes Journées*

Ateliers du Réseau d'Échanges et de Valorisation en Écologie de la Restauration (REVER 6) ». Université de Strasbourg, 03-04 mars 2015.

Dutoit T, **Moinardeau C**, Mesléard F (2015) Alternative grazing practices for the restoration and conservation of dykes and embankments plant communities in the Rhône Valley (Southern France). *"SER 2015, 6th World Conference on Ecological Restoration – Towards Resilient Ecosystems: Restoring the Urban, the Rural and the Wild"*. Manchester, UK, 23-27 août 2015.

Moinardeau C, Mesléard F, Dutoit T (2016) Using different types of grazing for restoring plant communities in the dykes of the Rhône River: first results after two years of monitoring. *"Mediterranean Conservation Sciences Conference"*. Tour du Valat, Arles, 22-24 mars 2016.

Moinardeau C, Mesléard F, Dutoit T (2016) Utiliser le pâturage pour restaurer et/ou conserver les communautés végétales des digues du Rhône : premier bilan après deux années de suivi. *« Dynamique des communautés végétales ECOVEG 12 »*. Brest, 29-31 mars 2016.

Moinardeau C, Mesléard F, Dutoit T (2016) Using Konik Polski horses to restore embankment plant communities in the Rhone Valley (Southern France). *"SER Europe Conference 2016, Best Practices in Restoration"*. Freising, Allemagne, 22-26 août 2016.

Moinardeau C, Willm L, Dutoit T, Mesléard F, Roux D, Brusson R (2017) Le pâturage équin comme outil de restauration des communautés végétales des digues artificielles du Rhône : approche multi-scalaire. *« Huitièmes Journées Ateliers du Réseau d'Échanges et de Valorisation en Écologie de la Restauration (REVER 8) »*. Arras, 8-9 mars 2017.

Moinardeau C, Mesléard F, Dutoit T (2017) Restauration des communautés végétales herbacées des digues artificielles du Rhône grâce au pâturage équin. *« ECOVEG 13 - Congrès international francophone en écologie végétale »*. Forêt Montmorency, Québec, 10-13 septembre 2017.

- Communications par affiche

Moinardeau C, Mesléard F, Dutoit T (2014) Impacts du débroussaillage et de l'écopastoralisme pour la restauration des communautés végétales herbacées des digues artificielles de la Réserve de chasse et de faune sauvage de Donzère-Mondragon (Vaucluse et Drôme, France). *« Cinquièmes Journées Ateliers du Réseau d'Échanges et de Valorisation en Écologie de la Restauration (REVER 5) »*. Université de Rouen, 05-06 février 2014.

Moinardeau C, Mesléard F, Dutoit T (2016) Utiliser le pâturage pour restaurer et conserver les communautés végétales des digues artificielles du Rhône : 1er bilan après deux ans de suivi. *« Septièmes Journées Ateliers du Réseau d'Échanges et de Valorisation en Écologie de la Restauration (REVER 7) »*. Université de Bordeaux, 19-20 janvier 2016.

Moinardeau C, Ramone H, Mesléard F, Roux D, Brusson R, Dutoit T (2018) Utiliser le débroussaillage mécanique et le pâturage caprin pour restaurer la diversité végétale des digues dans la vallée du Rhône. *« Neuvièmes Journées Ateliers du Réseau d'Échanges et de Valorisation en Écologie de la Restauration (REVER 9) »*. Tour du Valat, 05-06 avril 2018.

ABSTRACT

The main objective of the thesis was to characterize the impacts of different types of pastoral management (cattle, horses, goats) on "new ecosystems" plant communities. Our experimentations were conducted in highly anthropized dykes and embankments of the Donzère-Mondragon reserve in the lower Rhone valley. Various tools were used (i.e. vegetation surveys, soil analyzes, grassland mineral analyzes, remote sensing, GIS, etc.), and at different spatial scales in order to identify the interrelationships between the different levels of vegetation organization and functions. Indeed, the emergence of "new ecosystems" requires managers to reconsider the initial principles of conservation management. Our study showed that, in the short term (3-5 years), grazing systems using herds of herbivores, whose organization is adapted to maintain open habitats, increase species richness, diversity and heterogeneity of plant communities compared to lack of management or mechanical interventions. Moreover, the annual species that appear are appetizing and contribute to increase the forage value of the site grazed by horses. These herbivores also have an impact on the permanent seed bank by increasing both its heterogeneity and the density of viable seeds under the most grazed patches. Grazing of cattle and horses confirm a correlation between the vegetation index (NDVI), biomass and plant species richness. Finally, we evaluated the efficacy of goats' action on bramble via consumption indices calculated using GIS. Our different results are in the line with those already obtained in natural environments. Future experiments should test the effects of mixed grazing systems, particularly cattle, goats and horses, on the colonization dynamic of competitive shrubs such as brambles. Applied pastoral management should be considered in the medium term, via multi-year contracts to promote the sustainability of this management method and its effects over time.

Keywords: anthropized ecosystems – biodiversity – conservation biology – ecograzing – extensive grazing – GIS – GPS – plant communities – remote sensing – rustic breeds – vegetation index

RESUME

L'objectif principal de la thèse était de caractériser les impacts de différents types de gestion pastorale (bovins, équins, caprins) sur les communautés végétales de « nouveaux écosystèmes » fortement anthropisés que sont les digues et remblais de la réserve de Donzère-Mondragon dans la basse vallée du Rhône. Différents outils ont été utilisés (relevés de végétation, analyses de sols, analyses minérales des herbages, télédétection, SIG, etc.) à des échelles spatiales différentes afin de dégager les interrelations entre les différents niveaux d'organisation et fonctionnalités de la végétation. En effet, l'émergence des « nouveaux écosystèmes » oblige les gestionnaires à reconsidérer les principes initiaux de la gestion conservatoire. Dans notre étude, il a pu être démontré que les systèmes de pâturage faisant appel à des troupeaux d'herbivores dont l'organisation est adaptée pour maintenir l'ouverture des milieux, augmentent la richesse spécifique, la diversité et l'hétérogénéité de la végétation à court terme (3-5 années) par rapport à l'absence de gestion ou aux interventions mécaniques. Les analyses montrent également que les espèces annuelles qui apparaissent sont appétentes et contribuent à augmenter la valeur fourragère de certains faciès du site pâturé par les chevaux. Ces herbivores ont également un impact sur la banque de graines permanente du sol en augmentant son hétérogénéité et la densité de graines viables sous les faciès les plus pâturés. Le pâturage des vaches et des chevaux confirme une corrélation entre l'indice de végétation (NDVI) obtenu après l'analyse de photographies aériennes, la biomasse et la richesse en espèces végétales. Les estimations d'indices de consommation de la ronce sous SIG ont permis d'apprécier l'efficacité de l'action des chèvres. Ces différents résultats, pour les modalités testées, correspondent bien à ceux déjà obtenus lors d'applications de systèmes pastoraux en milieux naturels. Des expérimentations devraient également être menées à l'avenir via des systèmes de pâturage mixtes notamment bovin-caprin et équin-caprin pour accroître l'effet de la restauration aux dépens de la colonisation d'arbustes compétitifs dont la ronce. La gestion pastorale appliquée devrait néanmoins être pensée sur le moyen terme, si possible via des contrats pluriannuels, favorisant la durabilité de cette méthode de gestion et de ses effets dans le temps.

Mots-clés : biodiversité – biologie de la conservation – communautés végétales – écopastoralisme – écosystèmes anthropisés – GPS – indice de végétation – pâturage extensif – races rustiques – SIG – télédétection