



DEMOCRATIC AND POPULAR ALGERIAN REPUBLIC

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

MINISTRY OF HIGHER EDUCATION AND SCIENTIFIC
RESEARCH

جامعة الشاذلي بن جديد - الطارف

CHADLI BENDJEDID ELTARF UNIVERSITY

كلية علوم الطبيعة والحياة

FACULTY OF NATURE AND LIFE SCIENCES



Mémoire de Fin d'Études
Présenté en vue de l'obtention d'un Diplôme de Master en
«Système De Production Agro-Ecologie »
Thème

**CARTOGRAPHIE FONCTIONNELLE DES PRAIRIES DE LA
RÉGION DU PARC NATIONAL D'ELKALA
WILLAYA D'ELTARF NORD EST D'ALGERIE**

Présenté Par : **ADJMI Basma**

Soutenue publiquement le : 14-06-2026

Devant le jury composé de :

NOM et Prénom	Grade	Etablissement	Qualité
BOUTABIA Lamia	Professeur	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Présidente
AOUADI Abdallah	MCB	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Examineur
LAADAL Abdelsatar	MCB	Centre de recherche	Examineur
SAMAR Mohamed Faouzi	MCB	Université Chadli Bendjedid-El-Tarf	Directeur de mémoire

Dédicace

بسم الله الرحمن الرحيم

Tout d'abord, je tiens à remercier DIEU De m'avoir donné la force et le courage de mener à bien ce modeste travail.

À mes chers parents,

Ma tendre mère SALMA et mon précieux père MOUSTAPHA, pour leur amour inconditionnel, leurs sacrifices infinis et leurs prières qui ont éclairé mon chemin. Vous êtes ma plus grande source de motivation.

À mon frère ADEM et mes sœurs HANENE KHALIDA ET SONDES

À ma nièce MIRAL

Pour leur soutien indéfectible, leur présence et leurs encouragements tout au long de mon parcours.

À mes fidèles amis MONA RAYENNE ET MARIEM

Compagnons de route, avec qui j'ai partagé les moments de doute et de réussite. Merci pour votre précieuse amitié.

À tous ceux qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Remerciement

*Je tiens à exprimer mes vifs remerciements à mon encadrant, **FAOUZI SAMAR** pour sa disponibilité, sa rigueur scientifique et ses précieux conseils qui ont grandement contribué à la réussite de ce projet.*

*Mes remerciements s'adressent également aux membres du jury **LAMIA BOUTABIA, ABDALLAH AOUADI ET ABDESATAR LAADAL** qui ont accepté d'évaluer ce travail et d'enrichir ce mémoire par leurs remarques constructives.*

Je remercie chaleureusement l'ensemble des enseignants de notre faculté pour la qualité de la formation qu'ils nous ont dispensée tout au long de notre parcours universitaire.

*À la direction et aux travailleurs du **PNEK SALMI FAISAL ET MADJID** pour leur accueil chaleureux, leur précieuse collaboration et leur aide*

RESUME

Les prairies humides du Parc National d'El Kala (nord-est Algérie, site Ramsar, 76 438 ha) constituent un écosystème d'importance internationale dont la diversité typologique reste insuffisamment documentée à l'échelle spatiale du parc. Cette étude propose une cartographie quantitative et une caractérisation écologique des types prairiaux par une approche intégrée combinant télédétection Sentinel-2, analyse multivariée et modélisation statistique. Onze indices spectraux (NDVI, TNDVI, EVI, LAI, NDI45, IRECI, NDRE, NDWI, NDMI, CI, BI) ont été calculés à partir d'images Sentinel-2 L2A (tuile T32SMF, 2021–2022) prétraitées dans ArcGIS Pro. Un échantillonnage aléatoire de 477 points sur la zone prairiale délimitée à partir du Global 30m Land Cover a permis de constituer une matrice analytique de 30 variables intégrant les indices spectraux, les données pédologiques (SoilGrids/IRSIC, 250 m), climatiques et bioclimatiques (WorldClim) et topographiques. L'analyse en Composantes Principales réalisée sur les 11 indices spectraux révèle une structure remarquablement concentrée - deux axes expliquent 91,3% de la variance totale, le premier (78,3%) traduisant un gradient de biomasse et de couverture végétale, le second (13,0%) un gradient hydrique secondaire. La Classification Ascendante Hiérarchique par la méthode de Ward, consolidée par K-means, identifie quatre types écologiques distincts : zone en eau libre et marais (9,5% - 1 442 ha), prairie xérophile (21,6% - 3 680 ha), prairie mésophile (44,1% - 7 537 ha) et prairie hygrophile productive (22,5% - 4 415 ha). La classification supervisée par Random Forest, entraînée sur les points typés, atteint une précision globale de 95,04% (Kappa = 0,927) sur un jeu de test indépendant, confirmant la forte séparabilité spectrale des types. Le modèle GLM multinomial identifie la biomasse spectrale (Axe1, $\chi^2 = 518$, $p < 0,0001$), l'isothermie, la texture argileuse et limoneuse du sol comme les déterminants environnementaux structurants. L'analyse paysagère par landscapemetrics révèle un paysage prairial fortement fragmenté (contagion = 38,45%, division = 0,996) organisé en mosaïque fine, avec une équitabilité de Shannon élevée (SHEI = 0,902) témoignant d'une coexistence quasi-équilibrée des quatre types. Ces résultats constituent la première cartographie typologique exhaustive des prairies d'El Kala par télédétection et fournissent une base scientifique pour la conservation et la gestion différenciée de cet écosystème Ramsar.

Mots-clés : Prairies humides • Sentinel-2 • Indices spectraux • ACP • Random Forest • GLM multinomial • Landscapemetrics • Parc National d'El Kala • Algérie • Zone Ramsar

ABSTRACT

The wetland grasslands of El Kala National Park (northeastern Algeria, Ramsar site, 76,438 ha) constitute an internationally important ecosystem whose typological diversity remains insufficiently documented at the park scale. This study proposes a quantitative mapping and ecological characterization of grassland types through an integrated approach combining Sentinel-2 remote sensing, multivariate analysis, and statistical modelling. Eleven spectral indices were calculated from Sentinel-2 L2A imagery (tile T32SMF, 2021–2022) preprocessed in ArcGIS Pro. Random sampling of 477 points over the grassland area yielded an analytical matrix of 30 variables including spectral indices, pedological data (SoilGrids/IRSIC, 250 m), climatic and bioclimatic variables (WorldClim), and topography. Principal Component Analysis on the 11 spectral indices revealed a remarkably concentrated structure — two axes explaining 91.3% of total variance, the first (78.3%) reflecting a biomass-vegetation cover gradient, the second (13.0%) a secondary hydric gradient. Ward's Hierarchical Ascending Classification consolidated by K-means identified four distinct ecological types: open water and marsh (9.5%), xerophilous grassland (21.6%), mesophilous grassland (44.1%), and productive hygrophilous grassland (22.5%). Supervised Random Forest classification achieved 95.04% overall accuracy ($Kappa = 0.927$) on an independent test set. The multinomial GLM identified spectral biomass, isothermality, clay and silt texture as the main environmental determinants. Landscape metrics revealed a highly fragmented grassland landscape (contagion = 38.45%) with high Shannon evenness ($SHEI = 0.902$). These results provide the first comprehensive typological map of El Kala grasslands from remote sensing.

Keywords: Wetland grasslands · Sentinel-2 · Spectral indices · PCA · Random Forest · Multinomial GLM · Landscapemetrics · El Kala National Park · Algeria · Ramsar site

ملخص

تشكل المروج الرطبة في الحديقة الوطنية بالقالة (شمال شرق الجزائر، موقع رامسار ، بمساحة 76,438 هكتاراً) منظومة بيئية ذات أهمية دولية، لا يزال تنوعها التصنيفي غير موثق بشكل كافٍ على المستوى المكاني للحديقة. تقترح هذه الدراسة رسم خرائط كمية وتوصيفاً بيئياً لأنواع المروج من خلال نهج متكامل يجمع بين الاستشعار عن بعد (Sentinel-2) ، والتحليل متعدد المتغيرات، والنمذجة الإحصائية.

تم حساب أحد عشر مؤشراً طيفياً (NDVI, TNDVI, EVI, LAI, NDI45, IRECI, NDRE, NDWI, NDMI, CI, BI) استناداً إلى صور Sentinel-2 L2A البلاطة T32SMF ، 2021-2022 التي تمت معالجتها مسبقاً في برنامج ArcGIS Pro. كما أتاح أخذ عينات عشوائية شملت 477 نقطة في منطقة المروج المحددة عبر غطاء الأرض العالمي (Global 30m Land Cover) بناء مصفوفة تحليلية تتكون من 30 متغيراً تدمج المؤشرات الطيفية، وبيانات التربة (SoilGrids/IRSIC) ، 250 متر (، والبيانات المناخية والبيو-مناخية WorldClim ، والبيانات الطبوغرافية.

أظهر تحليل المكونات الرئيسية ACP الذي أجري على المؤشرات الطيفية الأحد عشر بنية مركزة بشكل ملحوظ؛ حيث يفسر محوران 91.3% من التباين الإجمالي، يعكس الأول (78.3%) تدرجاً في الكتلة الحيوية والغطاء النباتي، بينما يعكس الثاني (13.0%) تدرجاً مائياً ثانوياً.

يحدد التصنيف التصاعدي الهرمي بطريقة "وارد" ، والمدعم بطريقة المتوسطات المتحركة K-means ، أربعة أنواع بيئية متميزة:

منطقة المياه المفتوحة والمستنقعات (9.5% - 1,442 هكتاراً).

المروج الجافة (21.6% - 3,680 هكتاراً).

المروج المعتدلة (7,537 - 44.1%) (Mesophile) هكتاراً

المروج الرطبة الإنتاجية (22.5% - 4,415 هكتاراً).

حقق التصنيف الموجه باستخدام الغابة العشوائية Random Forest ، المدرب على النقاط النموذجية، دقة إجمالية بلغت 95.04% (كبا = 0.927) على مجموعة اختبار مستقلة، مما يؤكد القابلية العالية للفصل الطيفي بين الأنواع. ويحدد نموذج GLM multinomial الكتلة الحيوية الطيفية) المحور 1 ، $\chi^2 = 518$ ، $p < 0.0001$ ، والاتزان الحراري Isothermie ، وقوام التربة الطينية والطينية كمحددات بيئية هيكلية.

يكشف تحليل المناظر الطبيعية بواسطة حزمة landscapemetrics عن مشهد مروج مجزأ للغاية (العدوى 38.45% /Contagion ، الانقسام Division = 0.996/منظم في فسيفساء دقيقة، مع تساوي عددي مرتفع لشانون (SHEI = 0.902) يدل على تعايش شبه متوازن للأنواع الأربعة. تشكل هذه النتائج أول خريطة تصنيفية شاملة للمروج في حديقة القالة عن طريق الاستشعار عن بعد، وتوفر أساساً علمياً للحفظ والإدارة المتميزة لهذا النظام البيئي التابع لاتفاقية رامسار.

الكلمات المفتاحية: مروج رطبة - Sentinel-2 - مؤشرات طيفية - تحليل المكونات الرئيسية - ACP - الغابة العشوائية - GLM - مقاييس المناظر الطبيعية - الحديقة الوطنية بالقالة - الجزائر - منطقة رامسار

Liste de figures

N° de figure	Titre	N° de page
01	Localisation de la zone d'étude	42
02	Protocole d'échantillonnage	48
03	Heat représentant la matrice de corrélation en indices spectraux	56
04	Premier plan de l'ACP variables (Dim1xDim2). a Cercle de corrélation représentant la structure des variables (Indices spectraux) . b typologie de la projection des station. c histogramme des valeurs de contribution des axes	58
05	Courbe de la méthode silhouette(a) et la méthode coude (b) de convergence du nombre de classes	59
06	Projection de la typologie des classes prairiaux sur les deux premiers axes (a). Dendrogramme de la classification selon la méthode Ward (b).	60
07	Infographie illustrant la typologie des zones prairiales	63
08	Carte du modèle spatiale global de distribution des classes prairiales au sein du territoire	77
09	Carte du modèle spatiale de distribution des classes prairiales par zone au sein du territoire du PNK. A : Zone EST. B : Zone OUEST C : Zone SUD	79

Liste de tableaux

No de Tableau	Titre	No de page
01	Répartition des prairies méditerranéennes dans les cinq régions de bioclimat méditerranéen	21
02	Principaux indices de végétation utilisés dans l'étude des prairies méditerranéennes	35
03	Caractéristique des indices spectraux utilisés dans cette étude	47
04	Niveau classe — métriques calculées séparément pour chaque type prairial	53
05	Niveau paysage — métriques intégratrices calculées sur l'ensemble de la zone prairiale	53
06	Valeurs de contributions des trois premières composantes	57
07	Résumé des caractéristiques spectacles de la typologie	63
08	Synthèse spectrale des types écologique	64
09	Métrique des performances du modèle	65
10	Matrice de confusion	65
11	métrique de sensibilité spécificité et précision par groupe	67
12	Importance des variables spectrales	69
13	Matrice de confusion	70
14	Contribution des variables à l'expression et l'ajustement du modèle	71
15	Analyse des coefficients et des Odds Ratios (Groupe 2 versus Groupe1)	72
16	Analyse des coefficients et des Odds Ratios (Groupe 2 versus Groupe1)	72
17	Variables structurantes de la diversité prairiales	75
18	Analyse comparative des trois approches	76
19	Superficie des classes prairiales	79
20	Paramètre caractérisant la fragmentation	80
21	comparaison du niveau de cohésion entre groupes	81
22	synthèse des métriques du paysage global	81
23	Structure du paysage prairial — El Kala	83

Sommaire

- Dédicace
- Remerciement
- Résumé
- Abstract
- ملخص
- Liste de figures
- Liste de tableaux

Introduction générale :	15
Contexte et enjeux	Erreur ! Signet non défini.
Problématique.....	Erreur ! Signet non défini.
Apport de la télédétection	Erreur ! Signet non défini.
Objectifs de l'étude	Erreur ! Signet non défini.
Partie bibliographique.....	18
I. Les Prairies Méditerranéennes.....	19
Introduction	19
1. Définition et répartition géographique	19
1.1. Le bioclimat méditerranéen.....	19
1.2. Typologies et classification des prairies méditerranéennes	20
1.3. Répartition mondiale et superficie	20
2. Caractéristiques écologiques	21
2.1. Végétation et phénologie.....	21
2.2. Sols et cycles biogéochimiques.....	21
2.3. Régimes de perturbation naturels	22
3. Biodiversité végétale	22
3.1. Richesse floristique et endémisme	22
3.2. Groupements fonctionnels et traits foliaires.....	22
3.3. Relation diversité – productivité	23
4. Biodiversité animale	23
4.1. Insectes et pollinisateurs.....	23
4.2. Avifaune prairiale.....	24
4.3. Herpétofaune et mammifères	24
5. Facteurs de régulation.....	25

5.1.	Le pâturage extensif	25
5.2.	Le feu.....	25
5.3.	Sécheresse et stress hydrique	26
6.	Menaces et pressions anthropiques.....	26
6.1.	Intensification agricole	26
6.2.	Abandon pastoral et embroussaillage.....	26
6.3.	Espèces exotiques envahissantes.....	27
6.4.	Changement climatique.....	28
6.5.	Fragmentation et urbanisation	28
7.	Conservation et restauration	29
7.1.	Cadres réglementaires et politiques.....	29
7.2.	Gestion pastorale adaptative.....	29
7.3.	Restauration écologique	29
8.	Synthèse, lacunes et perspectives	30
8.1.	Conclusions majeures.....	30
8.2.	Lacunes et perspectives.....	31
II.	Étude des Prairies Méditerranéennes.....	32
	Introduction	32
1.	Fondements de la télédétection appliquée aux prairies	32
1.1.	Capteurs et plateformes satellitaires.....	33
1.2.	Résolution spatiale, spectrale et temporelle	33
1.3.	Données LiDAR et radar.....	33
2.	Indices de végétation et paramètres biophysiques.....	34
2.1.	Indices spectraux couramment utilisés.....	34
2.2.	Estimation de la biomasse et de la productivité	34
3.	Classification et cartographie des habitats prairiaux	35
3.1.	Méthodes de classification supervisée	35
3.2.	Méthodes de classification non supervisée	36
3.3.	Apprentissage profond et deep learning.....	36
4.	Suivi temporel et détection des changements.....	36
4.1.	Analyse multi-temporelle.....	36
4.2.	Dynamique de la végétation et phénologie	37
5.	Intégration SIG : analyse spatiale et modélisation	37
5.1.	Modélisation de la distribution des espèces	37
5.2.	Analyse des pressions anthropiques	38

5.3.	Connectivité écologique et fragmentation.....	38
6.	Applications à la gestion et la conservation	38
7.	Synthèse, limites et perspectives	39
	Méthodologie.....	41
1.	Zone d'étude	42
2.	Données et sources	43
2.1.	Délimitation de la zone prairiale	43
2.2.	Données satellitaires Sentinel-2	43
2.3.	Données pédologiques.....	44
2.4.	Données climatiques et bioclimatiques	44
2.5.	Données topographiques	44
3.	PRÉTRAITEMENT DES DONNÉES — ArcGIS Pro	45
3.1.	Prétraitement des images Sentinel-2	45
3.2.	Prétraitement des données environnementales.....	46
4.	Calcul des indices spectraux— ArcGIS Pro.....	46
4.1.	Sélection et justification des indices	46
4.2.	Formules et caractéristiques des indices	47
5.	Échantillonnage spatial— ArcGIS Pro.....	48
5.1.	Génération des points d'échantillonnage	48
5.2.	Extraction des valeurs aux points.....	48
5.3.	Constitution de la matrice analytique	49
6.	Analyse statistique multivariée— R.....	49
6.1.	Diagnostic préalable	49
6.2.	Analyse en Composantes Principales (ACP)	49
6.3.	Détermination du nombre optimal de types	49
6.4.	Classification Ascendante Hiérarchique et K-means de consolidation.....	50
6.5.	Validation statistique des types	50
6.6.	Random Forest	51
6.7.	Modèle Linéaire Généralisé Multinomial (GLM).....	51
7.	cartographie finale— ArcGIS Pro	51
8.	Analyse du paysage— R (package landscapemetrics)	52
8.1.	Principe et justification.....	52
8.2.	Métriques calculées.....	52
8.3.	Interprétation des métriques	53
1.	Résultats de l'analyse exploratoire	55

1.1.	Structure des corrélations entre indices spectraux	55
1.2	Résultat en interprétation de la classification non supervisée : RESULTATS ET INTERPRETATION ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES (ACP).....	56
1.2.1.	Structure de la variance	56
1.2.2.	Interprétation des axes factoriels.....	56
1.2.3.	Détermination du nombre optimal de types	58
1.3.	Résultat et interprétation : CLASSIFICATION CAH WARD + K MEANS	59
1.3.1	Qualité de la partition	59
1.3.2	Interprétation écologique des 4 types.....	59
1.3.3	Gradient écologique reconstruit	61
1.3.4	Synthèse des profils spectraux :	62
2.	Résultat et interprétation de la classification supervisée : RESULTATS ET INTERPRETATION ANALYSE RANDOM FOREST	63
2.1	Performance globale du modèle.....	63
2.2	Matrice de confusion et analyse des erreurs.....	63
2.3	Importance des variables	65
2.4	Convergence OOB et stabilité du modèle	66
2.5	Synthèse et apport du Random Forest.....	66
3.	Résultats d l'analyse différentiels : RESULTATS ET INTERPRETATION DU GLM MULTINOMIAL.....	67
3.1	Qualité globale du modèle.....	67
3.2	Matrice de confusion du GLM	68
3.3	Significativité des variables explicatives	68
3.4	Analyse des coefficients et des Odds Ratios	69
3.5	Probabilités prédites par type	72
3.6	Synthèse de l'analyse inférentielle.....	72
3.7	Convergence des trois approches analytiques	73
4.	Résultat de l'analyse paysagère: METRIQUES LANDSCAPEMETRICS - PRAIRIES DU PARC NATIONAL D'EL KALA	74
4.1.	Distribution spatiale des types prairiaux	76
4.1.1	Superficie et proportion du paysage	76
4.2.	Structure spatiale et fragmentation.....	77
4.2.1	Fragmentation par type.....	77
4.2.2	Cohésion spatiale.....	78
4.3.	Métriques du paysage global.....	78
4.3.1	Interprétation des métriques globales.....	78

4.3.2 Contagion (38,45%)	78
4.3.3 Division du paysage (0,996).....	79
4.3.4 Diversité et équitabilité de Shannon.....	79
4.4. Synthèse écologique et implications pour la gestion	79
4.4.1 Profil paysager de l'écosystème prairial	79
4.4.2 Implications pour la conservation	80
Conclusion	85
Synthèse des résultats.....	Erreur ! Signet non défini.
Contribution scientifique	Erreur ! Signet non défini.
Recommandations pour la conservation et la gestion	Erreur ! Signet non défini.
Perspectives de recherche.....	87
references bibliographiques	

Introduction générale

Introduction générale :

Les prairies humides méditerranéennes figurent parmi les écosystèmes les plus riches biologiquement et les plus menacés de la planète (Médail et Quézel, 1999). Situées à l'interface entre les milieux terrestres et aquatiques, elles remplissent des fonctions écologiques irremplaçables — régulation hydrologique, séquestration du carbone, maintien de la biodiversité floristique et faunistique, soutien aux activités pastorales traditionnelles — tout en étant soumises à des pressions anthropiques et climatiques croissantes. En Afrique du Nord, ces formations restent paradoxalement parmi les moins bien documentées du bassin méditerranéen, en raison de l'accessibilité limitée des sites et des moyens d'investigation traditionnellement mobilisés (Benabadji et Bouazza, 2000).

Le Parc National d'El Kala, situé dans l'extrême nord-est algérien, représente l'un des derniers refuges de biodiversité méditerranéenne de grande envergure en Algérie. Reconnu simultanément site Ramsar pour ses zones humides d'importance internationale, Réserve de Biosphère par l'UNESCO et Area of Biodiversity Importance par BirdLife International, il héberge un complexe lacustre exceptionnel — lacs Tonga, Oubeira et Mellah — entouré d'une mosaïque de milieux naturels dont les prairies humides constituent une composante fonctionnelle essentielle. Ces prairies, localisées dans les plaines alluviales et les zones de bordure lacustre, assurent des fonctions clés pour les oiseaux d'eau hivernants et nicheurs, les amphibiens et les mammifères ongulés, tout en constituant des ressources pastorales pour les communautés riveraines.

Malgré son statut de protection international, l'écosystème prairial du Parc National d'El Kala souffre d'un déficit majeur de connaissance cartographique et typologique. Les études antérieures sur la végétation du parc se limitent à des inventaires floristiques ponctuels ou à des suivis ornithologiques utilisant les prairies comme habitat de référence sans les caractériser spatialement (Tarek et al., 2025 ; Samraoui et al., 2011 ; Samraoui & Samraoui, 2008 ; Telailia *et al.*, 2017). Aucune cartographie exhaustive et quantitative des types prairiaux à l'échelle du parc n'a été réalisée à ce jour. Cette lacune est préjudiciable à une gestion efficace du site - sans connaissance de la distribution spatiale, de l'étendue et des déterminants écologiques des différents types prairiaux, toute stratégie de conservation reste nécessairement empirique et potentiellement inadaptée.

La diversité typologique des prairies — hygrophiles permanentes, mésophiles à bilan hydrique équilibré, xérophiles soumises au stress estival, zones en eau libre — reflète la variabilité des conditions pédologiques, hydrologiques et climatiques à l'échelle du parc. Comprendre cette diversité et la cartographier de manière exhaustive constitue une étape indispensable à la mise en

place d'une gestion conservatoire différenciée, adaptée aux exigences écologiques spécifiques de chaque type.

Les approches de télédétection spatiale offrent aujourd'hui des capacités inédites pour répondre à cette problématique. L'avènement de Sentinel-2, satellite de la constellation Copernicus de l'Agence Spatiale Européenne, a constitué une rupture technologique majeure pour l'étude de la végétation — ses bandes Red Edge (B05, B06, B07, B8A), absentes des capteurs Landsat, permettent de discriminer les niveaux de chlorophylle et de vigueur physiologique sur végétation dense avec une précision inégalée (Delegido *et al.*, 2013). Sa résolution spatiale de 10 m, combinée à un revisit de 5 jours et à un accès gratuit via Copernicus Data Space Ecosystem, en fait l'outil de référence pour la cartographie de la végétation prairiale à l'échelle des parcs nationaux méditerranéens.

L'essor des méthodes d'apprentissage automatique — et du Random Forest en particulier (Breiman, 2001) — a parallèlement transformé les capacités de classification supervisée de la végétation, offrant des performances supérieures aux approches classiques tout en fournissant des indicateurs d'importance des variables précieux pour l'interprétation écologique (Adam *et al.*, 2010 ; Tarantino *et al.*, 2021). L'intégration de ces outils dans une démarche analytique multi-méthode — combinant l'exploration non supervisée (ACP, CAH), la prédiction supervisée (Random Forest) et l'inférence statistique (GLM multinomial) — permet d'aborder la cartographie typologique de la végétation avec une rigueur scientifique rarement atteinte dans les études de gestion des espaces naturels protégés.

Cette étude se fixe quatre objectifs complémentaires et progressifs.

Objectif 1 — Identifier et caractériser les types spectraux de prairies du Parc National d'El Kala à partir d'une approche exploratoire multivariée (ACP, CAH Ward, K-means) appliquée à onze indices spectraux Sentinel-2.

Objectif 2 — Cartographier la distribution spatiale de ces types sur l'ensemble de la zone prairiale du parc par classification supervisée Random Forest et évaluer rigoureusement la précision du modèle cartographique produit.

Objectif 3 — Identifier et quantifier les déterminants environnementaux (spectraux, pédologiques, climatiques, topographiques) de la diversité typologique prairiale par modélisation GLM multinomiale.

Objectif 4 — Caractériser la structure paysagère de l'écosystème prairial (fragmentation, connectivité, diversité typologique) par analyse des métriques landscapemetrics en vue d'orienter les stratégies de conservation et de gestion différenciée.



Partie bibliographique

I. Les Prairies Méditerranéennes

Introduction

Le bassin méditerranéen est universellement reconnu comme l'un des 36 hotspots mondiaux de la biodiversité, concentrant une proportion exceptionnelle des espèces végétales et animales de la planète sur un territoire relativement restreint (Myers et al., 2000). Au cœur de cette richesse, les prairies méditerranéennes — milieux herbacés ouverts façonnés par des millénaires de coévolution entre les plantes, les herbivores et les pratiques agro-pastorales humaines — jouent un rôle structurant pour l'ensemble de l'écosystème régional.

Ces formations herbeuses, qu'elles soient naturelles, semi-naturelles ou d'origine agropastorale, hébergent une flore d'une richesse considérable : plusieurs centaines d'espèces végétales peuvent coexister sur quelques hectares, dont beaucoup sont endémiques au bassin méditerranéen (Médail & Quézel, 1997). Cette diversité floristique soutient à son tour une faune invertébrée, avienne et herpétologique tout aussi remarquable, faisant des prairies méditerranéennes des réservoirs de biodiversité d'importance mondiale.

Pourtant, ces milieux sont aujourd'hui parmi les plus menacés d'Europe et du pourtour méditerranéen. La conjonction de l'intensification agricole, de l'exode rural et de l'abandon du pastoralisme traditionnel, de la propagation des espèces exotiques envahissantes et du dérèglement climatique crée un faisceau de pressions dont l'intensité dépasse les capacités de résilience naturelle de ces écosystèmes (Peco *et al.*, 2005 ; Stoate *et al.*, 2009). Les estimations les plus récentes font état d'une perte de 30 à 60 % des surfaces prairiales méditerranéennes depuis le milieu du XXe siècle, accompagnée d'une banalisation floristique généralisée.

La présente revue de littérature vise à dresser un état des connaissances scientifiques sur les prairies méditerranéennes, en examinant leur écologie, leur biodiversité, les facteurs qui la régulent, les menaces qui la compromettent et les stratégies de conservation disponibles.

1. Définition et répartition géographique

1.1. Le bioclimat méditerranéen

Le bioclimat méditerranéen se caractérise par une combinaison unique de deux contraintes saisonnières opposées : des étés chauds, secs et lumineux, et des hivers doux et pluvieux. Cette alternance impose à la végétation une période de stress thermique et hydrique estival et une fenêtre de croissance automno-printanière. Di Castri (1981) définit le bioclimat méditerranéen par un indice de sécheresse (P/ETP) inférieur à 1 pendant au moins deux mois consécutifs en été et des températures moyennes du mois le plus froid supérieures à 0°C.

Ce régime climatique singulier est à l'origine de la convergence évolutive remarquable observée entre les cinq grandes régions méditerranéennes du monde, où des flores et faunes phylogénétiquement distantes ont développé des adaptations morphologiques et phénologiques similaires (Cowling et al., 1996). La sclérophyllie, le géophytisme et l'annualisme représentent les principales stratégies d'adaptation à la double contrainte estivale.

1.2. Typologies et classification des prairies méditerranéennes

La notion de « prairie méditerranéenne » recouvre une diversité considérable de formations végétales. Au sens large, elle englobe l'ensemble des communautés herbacées dominées par des graminées, légumineuses et forbs annuelles ou pérennes, présentes dans les zones de bioclimat méditerranéen. La classification phytosociologique européenne (Braun-Blanquet, 1964) distingue plusieurs alliances et ordres correspondant à ces formations :

- Les pelouses à annuelles (*Thero-Brachypodietalia*) : formations dominées par des graminées annuelles (*Brachypodium distachyon*, *Bromus* spp., *Avena barbata*) et des légumineuses thérophytes (*Trifolium* spp., *Medicago* spp.), caractéristiques des substrats calcaires et des zones de pâturage ancien.
- Les pelouses à graminées pérennes (*Stipo-Brachypodion phoenicoidis*, *Festucion*) : prairies dominées par des graminées vivaces (*Stipa tenacissima*, *Brachypodium phoenicoides*, *Festuca* spp.), souvent présentes sur des substrats pauvres en éléments nutritifs.
- Les prairies humides temporaires (*Isoeto-Nanojuncetea*, *Preslion*) : formations des zones de dépression inondées en hiver et desséchées en été, parmi les plus riches en espèces rares et protégées du bassin méditerranéen.
- Les pseudo-steppes à graminées (*Lygeo-Stipetea*) : formations herbeuses des zones semi-arides ibériques et nord-africaines, caractérisées par l'alfa (*Stipa tenacissima*) et la sparte (*Lygeum spartum*).

1.3. Répartition mondiale et superficie

Les prairies méditerranéennes se distribuent autour du bassin méditerranéen (Europe méridionale, Afrique du Nord, Proche et Moyen-Orient), mais des formations analogues existent également en Californie (États-Unis), dans le centre du Chili, dans la région du Cap (Afrique du Sud) et dans le sud-ouest australien — les cinq régions de bioclimat méditerranéen identifiées par Cowling et al. (1996).

Tableau 1. Répartition des prairies méditerranéennes dans les cinq régions de bioclimat méditerranéen

Région	Superficie (km ²)	Espèces végétales	Taux d'endémisme (%)
Bassin méditerranéen	~400 000	> 25 000	50–60 %
Californie	~300 000	~5 000	~30 %
Chili central	~140 000	~3 000	~25 %
Cap (Afrique du Sud)	~90 000	~9 000	> 68 %
Sud-ouest australien	~310 000	~8 000	~75 %

2. Caractéristiques écologiques

2.1. Végétation et phénologie

La végétation des prairies méditerranéennes est structurée par un calendrier phénologique radicalement différent de celui des prairies tempérées. La germination et la croissance débutent à l'automne avec les premières pluies, atteignent leur apogée au printemps (mars–mai) puis connaissent une sénescence brutale en juin–juillet avec l'installation de la sécheresse estivale. Cette phénologie particulière a de profondes implications pour la faune associée, dont les cycles biologiques sont synchronisés avec cette fenêtre de verdure printanière (Peco *et al.*, 2006).

Les communautés végétales méditerranéennes présentent une dominance marquée des thérophytes (plantes annuelles) par rapport aux prairies tempérées, où les hémicryptophytes (plantes à organes de survie au niveau du sol) sont majoritaires. Cette différence reflète la stratégie d'évitement de la sécheresse estivale sous forme de graines — stratégie qui génère une réserve de graines dans le sol (seed bank) particulièrement diverse et abondante, estimée à plusieurs dizaines de milliers de graines par m² dans certaines pelouses calcaires méditerranéennes (Peco *et al.*, 2003).

2.2. Sols et cycles biogéochimiques

Les prairies méditerranéennes se développent préférentiellement sur des sols peu profonds, pauvres en éléments nutritifs et souvent carbonatés. Cette pauvreté édaphique est paradoxalement l'une des conditions du maintien de la richesse floristique : sur des sols fertiles, quelques espèces compétitives tendent à dominer et à réduire la diversité (Grime, 1979 ; Tilman, 1982). Les teneurs faibles en azote et phosphore disponibles limitent la productivité primaire mais favorisent la coexistence d'un grand nombre d'espèces à stratégies diverses.

Le cycle du carbone dans les prairies méditerranéennes est marqué par des flux importants de respiration du sol lors des premières pluies automnales — le « Birch effect » — qui libèrent rapidement le carbone organique accumulé pendant l'été dans une litière desséchée (Birch, 1958 ; Jarvis *et al.*, 2007). Les prairies méditerranéennes extensives constituent globalement des puits de carbone modestes mais non négligeables, estimés entre 50 et 250 g C m⁻² an⁻¹ selon les études (Soussana *et al.*, 2007).

2.3. Régimes de perturbation naturels

Les écosystèmes prairiaux méditerranéens sont des systèmes intrinsèquement perturbés : leur maintien en état ouvert dépend historiquement de la combinaison du pâturage, du feu et des épisodes de sécheresse. Ces perturbations jouent un rôle structurant en créant une hétérogénéité spatiale (micro-habitats, stades successionnels diversifiés) qui est à l'origine d'une grande partie de la biodiversité observée (Connell, 1978 ; Pausas & Verdú, 2008). Les incendies, bien qu'aujourd'hui redoutés pour leurs effets paysagers, ont joué un rôle de « remise à zéro » écologique pendant des millénaires dans le bassin méditerranéen. Ils favorisent la régénération des espèces géophytes et annuelles qui constituent le fond floristique des prairies, et éliminent temporairement les ligneux qui coloniseraient autrement l'espace herbacé (Pausas et al., 2008). La compréhension du régime de feu historique est donc indispensable pour évaluer les dynamiques de végétation actuelles.

3. Biodiversité végétale

3.1. Richesse floristique et endémisme

La biodiversité floristique des prairies méditerranéennes est exceptionnelle à toutes les échelles spatiales. À l'échelle de la parcelle (alpha-diversité), des valeurs de 60 à 80 espèces vasculaires par m² ont été documentées dans des pelouses calcicoles bien conservées du bassin méditerranéen, ce qui en fait les formations herbacées les plus riches d'Europe (Wilson et al., 2012). Cette richesse dépasse de plusieurs fois celle des prairies tempérées d'Europe centrale pour une superficie comparable.

À l'échelle du bassin méditerranéen, la flore compte plus de 25 000 espèces de plantes vasculaires, dont 60 % sont endémiques — un taux d'endémisme sans équivalent dans les autres régions tempérées du monde (Médail & Quézel, 1997). Cet endémisme est particulièrement concentré dans les genres *Centaurea*, *Limonium*, *Ophrys* et *Serapias* pour les prairies et pelouses sèches, et dans des familles comme les Orchidées, dont certaines espèces dépendent étroitement de pollinisateurs eux-mêmes spécialisés sur ces milieux.

La distribution spatiale de la richesse floristique n'est pas uniforme. Elle est maximale dans les zones de contact entre substrats géologiques différents (calcaire/silice), dans les gradients d'altitude et dans les zones de confluence de flores de différentes origines biogéographiques (ibérique, nord-africaine, balkanique). Les îles méditerranéennes — Corse, Sardaigne, Sicile, Crète, Chypre — abritent des flores insulaires particulièrement originales avec des taux d'endémisme locaux supérieurs à 20 % (Thompson, 2005).

3.2. Groupements fonctionnels et traits foliaires

Au-delà de la richesse taxonomique, la diversité fonctionnelle des communautés prairiales méditerranéennes a fait l'objet de nombreuses études depuis les années 2000. Les traits foliaires

(SLA — Specific Leaf Area, teneur en azote foliaire, dureté des feuilles, LDMC — Leaf Dry Matter Content) varient considérablement entre espèces et reflètent des stratégies d'acquisition et de conservation des ressources contrastées (Díaz *et al.*, 2004).

Dans les prairies méditerranéennes, la communauté fonctionnelle est dominée par des espèces à stratégie de type SR (stress-tolérant et rudéral) au sens de Grime (1979), adaptées à la fois à la pauvreté en ressources et aux perturbations récurrentes. Le long gradient de productivité imposé par la sécheresse estivale sélectionne des traits conservatifs (feuilles épaisses, cuticule développée, enracinement profond) chez les espèces pérennes, tandis que les annuelles adoptent une stratégie d'acquisition rapide des ressources pendant la fenêtre printanière (Wright *et al.*, 2004).

3.3.Relation diversité – productivité

La relation entre diversité floristique et productivité primaire a longtemps fait l'objet de débats dans la littérature écologique. Dans les prairies méditerranéennes, la plupart des études empiriques documentent une relation unimodale (en cloche) — la diversité est maximale à des niveaux de productivité intermédiaires, conformément à l'Intermediate Disturbance Hypothesis de Connell (1978) et à la théorie de Tilman sur la limitation des ressources (Pausas & Austin, 2001).

La métaanalyse de Grace *et al.* (2007), portant sur 48 études de prairies méditerranéennes et tempérées, confirme que la relation diversité-productivité est médiatisée par des facteurs abiotiques locaux (teneur en nutriments du sol, pH, régime hydrique) et par l'histoire des perturbations. Les sites les plus diversifiés correspondent presque systématiquement à des milieux pauvres en azote avec un historique de pâturage extensif régulier.

4. Biodiversité animale

4.1.Insectes et pollinisateurs

Les prairies méditerranéennes constituent des habitats de premier ordre pour les insectes pollinisateurs. La diversité floristique élevée, associée à la succession de floraisons tout au long du printemps, offre une ressource alimentaire continue pour les abeilles sauvages (Apidae, Halictidae, Megachilidae), les bourdons, les papillons et les syrphes (Banaszak-Cibicka & Żmihorski, 2012). La richesse en espèces d'abeilles sauvages des pelouses méditerranéennes bien conservées peut atteindre 100 à 150 espèces par site, soit deux à trois fois plus que les prairies intensives adjacentes.

Les orchidées méditerranéennes (genre *Ophrys* notamment) ont développé des systèmes de pollinisation par leurre sexuel d'une sophistication remarquable, reproduisant l'apparence, l'odeur et la texture de femelles d'hyménoptères pour attirer les mâles pollinisateurs (Ayasse *et al.*, 2000). Ces relations plante-pollinisateur hautement spécialisées font des prairies méditerranéennes des systèmes modèles pour l'étude de la coévolution.

La régression des prairies méditerranéennes est directement corrélée au déclin des pollinisateurs. Une méta-analyse de Vásquez et Aizen (2004) montre que la perte de 1 % de la superficie des prairies méditerranéennes est associée à une réduction de 0,3 à 0,8 % de la diversité locale en abeilles sauvages. Les conséquences pour la pollinisation des cultures environnantes (amandiers, oliviers, fruitiers divers) représentent un service écosystémique considérable dont la valeur économique est estimée à plusieurs milliards d'euros annuels à l'échelle du bassin méditerranéen.

4.2. Avifaune prairiale

Les oiseaux des milieux herbacés ouverts constituent l'un des groupes faunistiques les plus menacés d'Europe. En milieu méditerranéen, les prairies et pelouses sèches abritent des espèces emblématiques comme l'outarde canepetière (*Tetrax tetrax*), la grande outarde (*Otis tarda*), le traquet pie (*Oenanthe leucura*), l'alouette des champs (*Alauda arvensis*) et plusieurs espèces de bruants (*Emberiza spp.*) dont les effectifs se sont effondrés au cours des 30 dernières années (Tucker & Heath, 1994 ; PECBMS, 2020).

L'indice de l'avifaune spécialiste des milieux agricoles (FBI — Farmland Bird Index) a perdu plus de 55 % de ses effectifs en Europe depuis 1980, avec des tendances encore plus défavorables dans les régions méditerranéennes où la déprise pastorale s'est ajoutée à l'intensification agricole (EEA, 2019). Les grands pluviers migrateurs (*Pluvialis apricaria*, *Charadrius morinellus*) et les rapaces chassant en milieu ouvert (faucon crécerelle, busard cendré, petit-duc scops) dépendent également de la disponibilité des prairies pour leur alimentation ou leur nidification.

4.3. Herpétofaune et mammifères

L'herpétofaune des prairies méditerranéennes comprend plusieurs espèces particulièrement liées aux milieux herbacés ouverts, chauds et ensoleillés : lézards (*Lacerta bilineata*, *Podarcis spp.*, *Psammmodromus spp.*), serpents (*Malpolon monspessulanus*, *Rhinechis scalaris*) et tortues (*Testudo* particulièrement liées aux milieux herbacés ouverts, chauds et ensoleillés : lézards (*Lacerta bilineata*, *Podarcis hermanni*, *T. graeca*). Ces reptiles sont sensibles à la fermeture du milieu liée à l'abandon pastoral, qui réduit l'ensoleillement au sol et limite les zones de thermorégulation et de ponte (Blondel & Aronson, 1999).

Parmi les mammifères, les rongeurs fouisseurs (*Microtus spp.*, *Arvicola spp.*) jouent un rôle important dans les dynamiques des prairies méditerranéennes en perturbant le sol et en créant des microsites favorables à la germination de nombreuses espèces végétales. Les grands herbivores sauvages — sanglier (*Sus scrofa*), cerf élaphe (*Cervus elaphus*), chevreuil (*Capreolus capreolus*) — ont vu leurs effectifs augmenter dans de nombreuses régions méditerranéennes en lien avec l'abandon pastoral, avec des effets complexes sur la structure et la composition des prairies.

5. Facteurs de régulation

5.1. Le pâturage extensif

Le pâturage par les herbivores domestiques est le facteur anthropique le plus déterminant pour la structure et la diversité des prairies méditerranéennes. Des millénaires de co-évolution entre les plantes, les herbivores sauvages puis domestiques ont façonné des communautés végétales adaptées à la défoliation régulière, et dont le maintien dépend aujourd'hui du pastoralisme extensif (Peco et al., 2005). En l'absence de pâturage, la succession végétale conduit inévitablement à la colonisation par les ligneux et à la perte de diversité herbacée.

L'effet du pâturage sur la biodiversité est cependant non linéaire : une charge en bétail modérée et adaptée à la saison maximise la richesse floristique en créant une hétérogénéité structurale (zones tondues ras, zones de refus, zones de piétinement) qui multiplie les niches écologiques disponibles. Une charge excessive conduit à la rudéralisation et à la perte d'espèces sensibles, tandis qu'une charge insuffisante favorise la prolifération des espèces compétitives et des ligneux (Díaz et al., 2007).

Le choix de l'espèce pastorale influence également la composition floristique. Les ovins, à mufle étroit et comportement de pâturage sélectif, favorisent les espèces non appréciées (*Brachypodium spp.*, *Stipa spp.*) tandis que les bovins, moins sélectifs, maintiennent une plus grande équitabilité dans la composition. Les équins exercent quant à eux un pâturage complémentaire incluant les refus des autres espèces, ce qui en fait des compléments utiles dans les troupeaux mixtes (Menard et al., 2002). La combinaison de plusieurs espèces d'herbivores est généralement la plus favorable à la biodiversité prairiale.

5.2. Le feu

Le feu est un facteur structurant majeur des paysages méditerranéens depuis des millénaires. Dans les prairies et pelouses méditerranéennes, des brûlages dirigés à fréquence pluriannuelle ont été traditionnellement utilisés pour régénérer les pâturages, éliminer les refus ligneux et contrôler les parasites. Ces pratiques, aujourd'hui en forte régression, participaient au maintien de milieux ouverts diversifiés (Prodon et al., 1987).

La réponse des prairies méditerranéennes au feu dépend fortement de la saison de passage, de l'intensité et de la fréquence. Les brûlages de fin d'été ou d'automne, réalisés sur une végétation desséchée, stimulent la régénération des géophytes (bulbes, rhizomes) et des annuelles à germination automnale, tout en éliminant temporairement les arbustes. Les incendies estivaux intenses et répétés peuvent en revanche appauvrir la banque de graines et favoriser les espèces rudérales et pionnières au détriment des espèces spécialistes (Pausas et al., 2008).

5.3. Sécheresse et stress hydrique

La sécheresse estivale constitue le filtre abiotique le plus contraignant pour la végétation des prairies méditerranéennes. Elle détermine la durée de la saison de croissance active, la productivité primaire et, in fine, la composition des communautés végétales. Les espèces les mieux adaptées à la sécheresse — enracinement profond, mécanismes de dormance, photosynthèse en voie CAM ou C4 — sont avantagées par rapport aux espèces mésophiles lors des années particulièrement sèches.

Les événements de sécheresse extrême ont des effets durables sur la composition des prairies méditerranéennes. Une étude expérimentale menée sur des pelouses calcaires de l'Hérault (Lloret et al., 2012) a montré qu'une sécheresse artificielle de deux ans modifie significativement la composition fonctionnelle de la communauté, avec une augmentation des traits conservatifs (LDMC élevé, SLA faible) et un déclin des espèces à cycle court. Ces effets peuvent persister plusieurs années après la fin de l'épisode sec.

6. Menaces et pressions anthropiques

6.1. Intensification agricole

L'intensification agricole a conduit depuis les années 1960 à la conversion massive de prairies naturelles et semi-naturelles en cultures ou en prairies artificielles dominées par quelques espèces productives. En Espagne, premier pays méditerranéen européen en superficie agricole, environ 2 millions d'hectares de prairies permanentes extensives ont disparu entre 1960 et 2010 sous l'effet de la mécanisation, de la fertilisation azotée et de l'irrigation (Peco et al., 2005).

La fertilisation azotée est l'un des facteurs les plus documentés d'appauvrissement floristique des prairies. Une augmentation de $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ se traduit typiquement par une réduction de 30 à 50 % de la richesse spécifique végétale dans les prairies méditerranéennes, par l'exclusion compétitive des espèces oligotrophes au profit de quelques espèces nitrophiles à forte capacité d'acquisition (Storkey et al., 2012). La méta-analyse de Bobbink et al. (2010) sur 131 études européennes confirme que les prairies calcaires méditerranéennes sont parmi les écosystèmes les plus sensibles aux dépôts azotés, avec des seuils critiques (Critical Loads) inférieurs à $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$.

Les politiques agricoles européennes — notamment les réformes successives de la PAC depuis 1992 — ont partiellement freiné la conversion des prairies permanentes grâce à des mesures agro-environnementales incitatives. Cependant, l'efficacité de ces mesures reste inégale selon les pays et les régions, et leur impact sur la biodiversité des prairies méditerranéennes est souvent limité par des critères d'éligibilité trop restrictifs ou des niveaux de rémunération insuffisants (Stoate et al., 2009).

6.2. Abandon pastoral et embroussaillage

L'abandon des pratiques pastorales traditionnelles est considéré comme la menace la plus répandue et la plus insidieuse pesant sur les prairies méditerranéennes (MacDonald et al., 2000). L'exode rural, la perte de rentabilité de l'élevage extensif, le vieillissement des bergers et la rupture de la transmission des savoirs pastoraux ont conduit à un retrait progressif du pâturage sur plusieurs dizaines de millions d'hectares à l'échelle du bassin méditerranéen depuis les années 1960.

En l'absence de pâturage ou de fauche, la succession végétale entraîne la colonisation progressive des prairies par des espèces arbustives (*Cistus spp.*, *Ulex spp.*, *Rosmarinus officinalis*, *Pistacia spp.*) puis arborescentes (*Quercus pubescens*, *Pinus spp.*). Ce processus d'embroussaillage (land abandonment shrubification) conduit à la perte progressive de la lumière au sol et à l'élimination des espèces herbacées héliophiles qui constituent l'essentiel de la diversité floristique prairiale (Barbaro et al., 2001).

Le suivi par télédétection de cet embroussaillage révèle des taux de fermeture annuels moyens de 1 à 3 % dans les zones de montagne méditerranéenne, avec une accélération notable depuis les années 2000 (Lasanta et al., 2017). Paradoxalement, la fermeture du milieu s'accompagne souvent d'une augmentation du risque d'incendie, car l'accumulation de biomasse ligneuse non pâturée constitue un stock de combustible potentiellement explosif lors des épisodes de sécheresse et de canicule.

6.3. Espèces exotiques envahissantes

Les espèces exotiques envahissantes représentent une menace croissante pour l'intégrité des prairies méditerranéennes. Parmi les espèces les plus problématiques figurent des graminées annuelles originaires d'Afrique du Sud et d'Amérique du Sud (*Ehrharta calycina*, *Pennisetum setaceum*, *Cortaderia selloana*, *Paspalum spp.*), des légumineuses arbustives (*Acacia dealbata*, *A. cyclops*, *A. mearnsii*) et des herbacées (*Oxalis pes-caprae*, *Carpobrotus spp.*, *Agave americana*) qui colonisent les milieux perturbés et les prairies dégradées.

L'*Oxalis pes-caprae* (trèfle de Bermudes), d'origine sud-africaine, est particulièrement préoccupante dans les prairies méditerranéennes du bassin occidental : elle peut former des tapis monospécifiques couvrant des centaines d'hectares sur des sols perturbés, éliminant toute la végétation native par compétition pour la lumière et les ressources souterraines (Roiloa et al., 2010). Les *Acacia spp.* d'origine australienne modifient profondément les cycles biogéochimiques (fixation d'azote atmosphérique) et transforment les pelouses pauvres en formations arbustives denses impropres à la plupart des espèces prairiales méditerranéennes.

La résistance des communautés prairiales aux invasions est corrélée positivement à leur diversité floristique (biotic resistance hypothesis) : les prairies riches et bien conservées sont moins vulnérables aux envahisseurs que les prairies dégradées ou perturbées. Cette observation souligne le

cercle vicieux entre dégradation, perte de diversité et invasion, et confirme l'intérêt de maintenir des prairies diversifiées comme stratégie préventive contre les invasions biologiques (Levine *et al.*, 2004).

6.4. Changement climatique

Le changement climatique constitue une menace transversale qui amplifie toutes les autres pressions pesant sur les prairies méditerranéennes. Le bassin méditerranéen est l'une des régions du monde où le réchauffement climatique est le plus intense et le plus rapide : les projections IPCC (2021) prévoient une augmentation des températures de 3 à 5°C d'ici 2100 selon les scénarios d'émissions, associée à une réduction de 20 à 40 % des précipitations estivales et à une augmentation de la fréquence et de l'intensité des épisodes de sécheresse extrême.

Les effets observés sur la végétation des prairies méditerranéennes incluent une avancée du début de cycle printanier de 5 à 12 jours par décennie dans certaines régions (Piao *et al.*, 2019), une réduction de la durée de la saison de croissance dans les zones les plus arides, une modification de la composition des communautés végétales avec un avantage aux espèces xérophiles au détriment des espèces mésophiles, et une augmentation de la productivité dans les zones où les températures hivernales étaient autrefois limitantes (Cleland *et al.*, 2007).

Les projections à long terme (2050–2100) indiquent que plusieurs dizaines de milliers d'espèces végétales méditerranéennes pourraient perdre plus de la moitié de leur aire de distribution climatiquement favorable sous les scénarios d'émissions les plus pessimistes (Thuiller *et al.*, 2005). Cette « dette d'extinction » créée par le changement climatique s'ajoute aux effets directs de la destruction et de la fragmentation des habitats pour constituer la menace existentielle la plus sérieuse pour la biodiversité prairiale méditerranéenne du XXI^e siècle.

6.5. Fragmentation et urbanisation

L'urbanisation littorale et péri-urbaine, particulièrement intense dans les pays méditerranéens depuis les années 1960, a conduit à la destruction directe et à la fragmentation de nombreuses prairies, notamment dans les plaines côtières et les basses collines. La construction d'infrastructures de transport (autoroutes, lignes à grande vitesse), de zones industrielles et de complexes touristiques a morcelé les paysages prairiaux en fragments de plus en plus petits et isolés.

Les effets de la fragmentation sur la biodiversité des prairies méditerranéennes sont bien documentés. Les fragments de petite taille (< 10 ha) hébergent systématiquement moins d'espèces végétales et animales que les prairies de grande superficie, et ils sont plus vulnérables aux extinctions locales d'espèces rares (Hanski, 1999). Les espèces à faible capacité de dispersion — orchidées, insectes peu mobiles, reptiles — sont particulièrement affectées par l'isolement des fragments.

7. Conservation et restauration

7.1. Cadres réglementaires et politiques

La conservation des prairies méditerranéennes bénéficie de plusieurs cadres réglementaires à l'échelle européenne et internationale. La Directive Habitats (92/43/CEE) protège plusieurs types d'habitats prairiaux méditerranéens (codes Natura 2000 : 6220*, 6110*, 3170*, 1510*) et impose aux États membres d'évaluer et de maintenir leur état de conservation favorable. Le réseau Natura 2000, qui couvre aujourd'hui 18,6 % de la superficie terrestre de l'UE, inclut de nombreux sites à prairies méditerranéennes.

La Politique Agricole Commune (PAC) constitue le principal levier financier pour la conservation des prairies dans les pays méditerranéens de l'Union Européenne. Les Mesures Agro-Environnementales et Climatiques (MAEC) rémunèrent les agriculteurs pour des pratiques favorables à la biodiversité (maintien du pâturage extensif, absence de fertilisation, fauche tardive) sur des parcelles contractualisées. Malgré leur potentiel, ces mesures souffrent de taux d'adoption insuffisants et de critères parfois inadaptés aux particularités des systèmes agro-pastoraux méditerranéens.

Au niveau international, la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) et ses objectifs de Kunming-Montréal (2022) — notamment l'objectif 30x30 visant à protéger 30 % des terres d'ici 2030 — constituent un cadre d'ambition important pour les prairies méditerranéennes. La mise en œuvre de ces objectifs nécessite cependant une meilleure cartographie des habitats prairiaux et une évaluation plus précise de leur état de conservation à l'échelle pan-méditerranéenne.

7.2. Gestion pastorale adaptative

La gestion pastorale adaptative est aujourd'hui reconnue comme la stratégie de conservation la plus efficace et la plus rentable pour maintenir la biodiversité des prairies méditerranéennes. Elle repose sur une adaptation dynamique de la charge en bétail, du calendrier de pâturage et du type d'herbivores aux conditions locales (état de la végétation, ressource fourragère disponible, objectifs de conservation) dans une logique d'apprentissage continu (Bunce et al., 2004).

Des expériences de gestion pastorale adaptative menées dans plusieurs pays méditerranéens (Espagne, Portugal, France, Grèce, Italie) montrent que des ajustements modestes — introduction d'une rotation du pâturage, utilisation de troupeaux mixtes bovins-ovins, mise en défens temporaire de certaines parcelles — peuvent significativement augmenter la richesse floristique et faunistique en quelques années sans réduire la production agricole (Marañón & Bartolomé, 1994).

7.3. Restauration écologique

La restauration des prairies méditerranéennes dégradées constitue un domaine de recherche et d'action en pleine expansion. Plusieurs approches de restauration ont été testées et évaluées :

- La restauration passive par réintroduction du pâturage : dans les cas d'abandon récent (moins de 10–15 ans), la simple réintroduction d'un pâturage extensif suffit souvent à restaurer la diversité floristique en mobilisant la banque de graines du sol et en favorisant la régénération des espèces géophytes. Le retour à une richesse comparable au milieu d'origine peut prendre 5 à 20 ans selon l'intensité de l'embroussaillage (Bakker & Berendse, 1999).
- La restauration active par transfert de foin ou de sol : dans les cas d'abandon prolongé ou de conversion agricole passée, la banque de graines résiduelle est souvent insuffisante pour assurer la restauration spontanée. Le transfert de foin issu de prairies-donneuses riches (green hay transfer) permet d'introduire rapidement un mélange de graines adaptées localement. Cette technique a été appliquée avec succès dans plusieurs sites méditerranéens espagnols et français.
- La restauration par semis d'espèces cibles : la transplantation d'espèces rares ou fonctionnellement importantes (orchidées, légumineuses fixatrices) peut accélérer la trajectoire de restauration. Cependant, le succès de l'établissement dépend fortement des conditions édaphiques et climatiques et de la présence des organismes symbiotiques nécessaires (mycorhizes, pollinisateurs spécialisés).
- Le dégagement mécanique et chimique de la végétation ligneuse : dans les prairies très embroussaillées, une phase préalable d'élimination des ligneux (coupe, brûlage, traitement chimique ciblé) est nécessaire avant la restauration du couvert herbacé. Ces interventions sont coûteuses et nécessitent un entretien régulier pour éviter la recolonisation (Mitchley *et al.*, 2006).

8. Synthèse, lacunes et perspectives

La synthèse de la littérature disponible sur les prairies méditerranéennes permet de dégager plusieurs conclusions majeures et de tracer les contours des priorités de recherche pour les décennies à venir.

8.1. Conclusions majeures

Premièrement, la richesse biologique exceptionnelle des prairies méditerranéennes — documentée à toutes les échelles taxonomiques et fonctionnelles — repose sur une combinaison unique de facteurs historiques (longue coévolution plantes-herbivores), climatiques (alternance de perturbation estivale et de croissance printanière) et anthropiques (millénaires de pastoralisme extensif). La préservation de cette biodiversité passe donc nécessairement par le maintien ou la réintroduction des pratiques pastorales traditionnelles adaptées aux contextes locaux.

Deuxièmement, les quatre grandes menaces identifiées — intensification agricole, abandon pastoral, espèces invasives et changement climatique — n'agissent pas de façon indépendante mais se renforcent mutuellement dans une dynamique de synergies négatives difficile à enrayer. Une stratégie de conservation efficace doit donc adopter une approche intégrée qui aborde simultanément ces différentes pressions plutôt que de les traiter séparément.

Troisièmement, des incertitudes majeures demeurent quant aux trajectoires futures des prairies méditerranéennes face au changement climatique. Les modèles de distribution d'espèces montrent des projections divergentes selon les scénarios d'émissions et les modèles climatiques utilisés, et les effets des interactions entre changement climatique et autres perturbations sont encore mal compris.

8.2. Lacunes et perspectives

Plusieurs lacunes scientifiques importantes freinent encore notre compréhension et notre capacité à agir

- L'absence de protocoles de suivi harmonisés à l'échelle pan-méditerranéenne rend difficile la comparaison des résultats entre régions et l'évaluation des tendances à long terme. La mise en place d'un réseau de suivi standardisé des prairies méditerranéennes, intégrant des indicateurs floristiques, faunistiques et fonctionnels, est une priorité scientifique et politique urgente.
- Les dynamiques souterraines — communautés microbiennes du sol, mycorhizes, faune du sol — restent très peu étudiées dans les prairies méditerranéennes malgré leur rôle fondamental dans le cycle des nutriments et la stabilité des communautés végétales. Le développement des approches métagénomiques et métabolomiques ouvre des perspectives prometteuses pour combler cette lacune.
- Les conséquences fonctionnelles de la perte de biodiversité prairiale méditerranéenne sur les services écosystémiques — pollinisation, régulation hydrologique, séquestration du carbone, contrôle biologique — sont encore insuffisamment quantifiées pour être intégrées dans les décisions de gestion et les calculs économiques des politiques publiques.
- La dimension socio-économique et culturelle du pastoralisme méditerranéen — transmission des savoirs, viabilité des exploitations, attractivité du métier de berger — mérite une attention accrue de la recherche interdisciplinaire, car c'est souvent là que se jouent en premier lieu les dynamiques d'abandon ou de maintien des pratiques favorables à la biodiversité.

Les perspectives de recherche les plus prometteuses incluent l'intégration de l'écologie fonctionnelle et de la génomique des populations pour comprendre les mécanismes d'adaptation rapide des communautés prairiales au changement climatique, le développement d'approches de restauration innovantes (bio-ingénierie, inoculation de consortiums microbiens, banques de graines régionales) et l'exploitation des nouvelles technologies de suivi (drones, capteurs connectés, analyse d'images par intelligence artificielle) pour améliorer la surveillance des habitats à moindre coût.

II. Étude des Prairies Méditerranéennes

Par les approches SIG et Télédétection

Introduction

Le bassin méditerranéen est reconnu comme l'un des 36 points chauds (hotspots) mondiaux de la biodiversité (Myers et al., 2000). Ses prairies, qu'elles soient naturelles, semi-naturelles ou issues de pratiques agro-pastorales séculaires, jouent un rôle fondamental dans le maintien de la biodiversité régionale, la régulation des cycles hydrologiques et la séquestration du carbone. Cependant, ces milieux sont exposés à des pressions croissantes : abandon des pratiques pastorales traditionnelles, conversion agricole intensive, urbanisation littorale, et dérèglement climatique.

Face à l'urgence de la conservation, les outils de télédétection et les SIG se sont imposés comme des instruments indispensables pour caractériser, surveiller et modéliser ces habitats à différentes échelles spatiales et temporelles. Depuis les premières classifications de végétation par satellite dans les années 1980 (Tucker et al., 1985), les progrès technologiques ont été considérables : augmentation de la résolution spatiale et spectrale, séries temporelles de plus longue durée, démocratisation des données libres d'accès (Landsat, Sentinel, MODIS), et essor des méthodes d'intelligence artificielle.

La synthèse présentée ici vise à donner l'état des connaissances sur l'application de ces approches aux prairies méditerranéennes. Elle s'adresse aussi bien aux chercheurs en écologie du paysage qu'aux gestionnaires d'espaces naturels protégés, et ambitionne de dégager les avancées méthodologiques, les lacunes actuelles et les perspectives de recherche pour les années à venir.

1. Fondements de la télédétection appliquée aux prairies

Les pâturages méditerranéens constituent une composante écologique majeure, assurant des services écosystémiques clés (séquestration de carbone, régulation hydrique, maintien de la biodiversité, atténuation des incendies). Cependant, ils subissent des transformations rapides liées à l'abandon des pratiques pastorales traditionnelles, à l'intensification ou au surpâturage, ainsi qu'aux changements climatiques (sécheresses extrêmes). La télédétection apparaît comme un outil incontournable pour quantifier ces dynamiques, évaluer la productivité et la qualité fourragère, et soutenir une gestion durable.

1.1. Capteurs et plateformes satellitaires

Les missions satellitaires utilisées dans l'étude des prairies méditerranéennes couvrent un large spectre de résolutions et d'applications. Les capteurs à moyenne résolution tels que MODIS (250 m–1 km) et MERIS (300 m) offrent une répétitivité quasi-quotidienne utile pour les études phénologiques à grande échelle (Mouillot *et al.*, 2005). Landsat (30 m, 16 jours), avec une archive remontant à 1972, reste la référence pour les analyses de changement à long terme.

L'ère Sentinel (ESA, programme Copernicus) a marqué un tournant majeur. Sentinel-2, avec ses 13 bandes spectrales à 10–20 m de résolution et son retour orbital de 5 jours (avec les deux satellites), a considérablement amélioré la cartographie fine des habitats herbacés (Immitzer *et al.*, 2016 ; Phiri *et al.*, 2020). Sentinel-1 (SAR en bande C) apporte une information complémentaire indépendante des conditions nuageuses, particulièrement utile en automne et en hiver méditerranéen.

Les capteurs à très haute résolution spatiale (VHR < 1 m) comme WorldView-2/3, Pléiades, et SPOT-6/7 permettent des cartographies locales très détaillées mais restent coûteux et difficiles à déployer à grande échelle. Depuis 2020, les constellations commerciales de type Planet Labs (3–5 m, quotidien) ouvrent de nouvelles possibilités pour le suivi en temps quasi-réel des prairies.

1.2. Résolution spatiale, spectrale et temporelle

Le choix du capteur résulte d'un compromis entre résolutions spatiale, spectrale et temporelle, selon l'objectif poursuivi (Leyequien *et al.*, 2007). Pour l'identification des espèces végétales dominantes, la haute résolution spectrale (capteurs hyperspectraux tels qu'AVIRIS, HyMap, PRISMA ou DESIS) est souvent nécessaire, car les signatures spectrales de différentes graminées ou légumineuses peuvent être très proches dans le visible seul.

Ustin et Gamon (2010) ont montré que les bandes dans le proche infrarouge (PIR) et l'infrarouge à ondes courtes (SWIR) sont particulièrement discriminantes pour distinguer les prairies méditerranéennes des maquis bas et des terres cultivées. L'ajout de bandes dans le « red-edge » (700–750 nm), disponibles notamment sur Sentinel-2 et RapidEye, améliore significativement la classification des herbacées (Darvishzadeh *et al.*, 2019).

La résolution temporelle est essentielle pour capter la phénologie singulière du milieu méditerranéen. Les analyses en séries temporelles de NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) permettent d'identifier les pics de verdure printaniers, le dessèchement estival et la repousse automnale — une séquence caractéristique qui distingue les prairies méditerranéennes des prairies continentales (Gao *et al.*, 2019).

1.3. Données LiDAR et radar

Le LiDAR aéroporté (Light Detection And Ranging) apporte une information tridimensionnelle sur

la structure verticale de la végétation, permettant de distinguer strates herbacées, arbustives et arborées. Dans les prairies méditerranéennes, il est utilisé pour estimer la hauteur de végétation, le volume de biomasse et la structure du couvert (Lopatin et al., 2017). Des études récentes utilisent également le LiDAR terrestre (TLS) pour caractériser la structure fine à l'échelle de la parcelle.

Les données radar (SAR), notamment en bandes C (Sentinel-1) et L (ALOS-PALSAR), sont sensibles à la structure et à l'humidité de la végétation et du sol. Leur indépendance vis-à-vis de la couverture nuageuse est particulièrement appréciée dans les régions méditerranéennes où les automnes et hivers peuvent être pluvieux. Plusieurs études ont montré leur complémentarité avec les données optiques pour améliorer la discrimination entre types d'habitats prairiaux (Mercier et al., 2019).

2. Indices de végétation et paramètres biophysiques

2.1. Indices spectraux couramment utilisés

Les indices de végétation constituent le cœur de la plupart des analyses par télédétection des prairies. Le NDVI (Rouse et al., 1973) demeure l'indice le plus utilisé, calculé comme le rapport normalisé de la réflectance dans le PIR et dans le rouge. Son intérêt est sa robustesse, sa disponibilité dans toutes les archives satellitaires et sa corrélation avec la biomasse verte et la productivité primaire nette.

Cependant, le NDVI souffre de plusieurs limitations dans le contexte méditerranéen : saturation pour les densités de végétation élevées, sensibilité au signal du sol nu (fréquent en été), et confusion entre formations herbacées et arbustives. Des indices améliorés ont été proposés : l'EVI (Enhanced Vegetation Index, Liu et Huete, 1995), le SAVI (Soil-Adjusted Vegetation Index, Huete, 1988), le MSAVI (Modified SAVI), et l'EVI2, qui corrigent en partie ces biais.

Pour les prairies méditerranéennes, le NDRE (Normalized Difference Red-Edge Index), calculé à partir des bandes Red-Edge de Sentinel-2, s'est révélé supérieur au NDVI pour la discrimination des stades phénologiques et la détection précoce du stress hydrique (Delegido *et al.*, 2011). De même, l'indice LAI (Leaf Area Index) estimé par inversion de modèles de transfert radiatif permet de quantifier la surface foliaire active, paramètre clé pour les bilans de carbone et d'eau.

2.2. Estimation de la biomasse et de la productivité

L'estimation de la biomasse herbacée par télédétection est un enjeu crucial pour la gestion des pâturages méditerranéens. Des modèles empiriques reliant le NDVI (ou d'autres indices) à la biomasse récoltée au sol ont été développés pour différentes régions méditerranéennes (Paruelo *et al.*, 1997 ; Beerli et al., 2007). Ces modèles présentent souvent une bonne performance en début de saison de croissance mais se dégradent en été lors de la sénescence.

Des approches plus mécanistes, basées sur la modélisation du bilan radiatif et de l'efficacité d'utilisation de la lumière (RUE — Radiation Use Efficiency), ont été développées pour estimer la production primaire nette (NPP) à partir de données MODIS et Sentinel-2 (Running et al., 2004). Ces modèles sont ensuite intégrés dans des SIG pour cartographier la capacité de charge pastorale à l'échelle régionale.

Tableau 2. Principaux indices de végétation utilisés dans l'étude des prairies méditerranéennes

Indice	Formule / Bandes	Utilisation principale	Limites
NDVI	$(\text{PIR} - \text{Rouge}) / (\text{PIR} + \text{Rouge})$	Biomasse, phénologie, verdure	Saturation, sol nu
EVI	$2.5 \times (\text{PIR} - \text{R}) / (\text{PIR} + 6\text{R} - 7.5\text{B} + 1)$	Zones denses, zones arides	3 bandes requises
SAVI	$1.5 \times (\text{PIR} - \text{R}) / (\text{PIR} + \text{R} + 0.5)$	Végétation éparse, prairie nue	Paramètre L empirique
NDRE	$(\text{Red-Edge} - \text{Rouge}) / (\text{Red-Edge} + \text{Rouge})$	Stress hydrique, chlorophylle	Nécessite Sentinel-2
LAI	Modèle de transfert radiatif	Bilan carbone/eau, croissance	Calcul complexe

3. Classification et cartographie des habitats prairiaux

3.1. Méthodes de classification supervisée

La classification supervisée des images satellitaires constitue l'approche la plus répandue pour la cartographie des prairies méditerranéennes. Elle repose sur un ensemble de données d'entraînement (points GPS, relevés terrain, photographies aériennes) à partir desquels un algorithme est entraîné à reconnaître les signatures spectrales des différentes classes d'occupation du sol.

Les algorithmes les plus performants dans la littérature récente sont le Random Forest (RF), les Support Vector Machines (SVM) et les méthodes d'apprentissage par gradient boosting (XGBoost, LightGBM). Rapinel *et al.* (2019) ont comparé ces méthodes pour la cartographie des habitats de prairies humides atlantiques, concluant à la supériorité du RF pour les données Sentinel-2 multi-temporelles. Des résultats similaires ont été obtenus pour les prairies méditerranéennes par Corbane *et al.* (2015) en utilisant des images SPOT-4 et ALOS.

La précision de classification varie généralement entre 70 % et 92 % selon la résolution du capteur, le nombre de classes, la disponibilité des données terrain et la complexité du paysage méditerranéen. La confusion entre pelouses calcicoles, prairies à annuelles et garrigues basses constitue l'erreur la plus fréquente, en raison de la superposition de leurs profils spectraux, notamment en période de dessèchement estival.

3.2.Méthodes de classification non supervisée

Les classifications non supervisées (k-means, ISODATA, classification hiérarchique) ont été utilisées dans les études pionnières et restent pertinentes pour explorer de nouvelles zones géographiques sans données terrain suffisantes. Elles peuvent être couplées à des analyses en composantes principales (ACP) pour réduire la redondance spectrale des images hyperspectrales.

Des approches hybrides combinant une première segmentation non supervisée et une classification supervisée des segments (approche orientée-objet, OBIA — Object-Based Image Analysis) se sont révélées efficaces pour la cartographie des habitats prairiaux en paysages méditerranéens fragmentés (Blaschke, 2010 ; Lanuza et al., 2021). L'OBIA exploite non seulement les informations spectrales mais aussi la forme, la texture et le contexte spatial des objets détectés.

3.3.Apprentissage profond et deep learning

L'émergence des réseaux de neurones convolutifs (CNN — Convolutional Neural Networks) a ouvert de nouvelles perspectives pour la cartographie automatique des habitats prairiaux (Kattenborn et al., 2021). Ces approches, initialement développées pour la vision par ordinateur, ont été adaptées aux données de télédétection multidimensionnelles (spatiales, spectrales et temporelles).

Les architectures de type U-Net, initialement développées pour la segmentation médicale, sont particulièrement adaptées à la segmentation sémantique des images satellitaires à haute résolution. Des études récentes ont montré des précisions supérieures de 3 à 8 points de pourcentage par rapport aux SVM et RF classiques pour la cartographie des prairies en régions méditerranéennes (Morin et al., 2023). Les réseaux de neurones récurrents (LSTM — Long Short-Term Memory) se sont également révélés efficaces pour l'analyse des séries temporelles de NDVI afin de distinguer les prairies permanentes des cultures annuelles.

4. Suivi temporel et détection des changements

4.1.Analyse multi-temporelle

La détection des changements d'occupation du sol dans les paysages méditerranéens est l'une des applications les plus documentées de la télédétection. Les prairies méditerranéennes sont particulièrement sensibles aux dynamiques d'abandon pastoral (embroussaillage), de conversion agricole et d'urbanisation (López-Marrero *et al.*, 2021). Les méthodes de détection de changements incluent la soustraction d'images, la comparaison de classifications post-classification, et les approches de détection de rupture (breakpoint detection) dans les séries temporelles.

L'algorithme LandTrendr (Kennedy et al., 2010), appliqué à l'archive Landsat, a été utilisé pour reconstruire les trajectoires de végétation sur 30 à 50 ans dans plusieurs régions méditerranéennes (Bastarrika *et al.*, 2011). Les résultats montrent une tendance généralisée à l'augmentation de la

couverture ligneuse au détriment des surfaces herbeuses ouvertes depuis les années 1970, corrélée à l'exode rural et à la déprise agropastorale.

Plus récemment, la plateforme Google Earth Engine (GEE, Gorelick et al., 2017) a révolutionné les analyses de changements à grande échelle en donnant accès à des pétaoctets d'images satellites et des capacités de calcul cloud massivement parallèles. Elle est désormais l'outil de référence pour les études de suivi des prairies méditerranéennes à l'échelle nationale ou régionale.

4.2. Dynamique de la végétation et phénologie

La phénologie de la végétation méditerranéenne est caractérisée par une croissance printanière intense suivie d'une dessiccation quasi-totale en été. Les analyses de phénologie par télédétection (télédétection phénologique) permettent de détecter les dates de début et de fin de saison de croissance, les pics de verdure et les taux de dessèchement — autant d'indicateurs de l'état de santé des prairies et de leur réponse au changement climatique (White et al., 2009).

Plusieurs études ont montré une avancée du pic printanier de 5 à 12 jours par décennie dans les prairies méditerranéennes au cours des 30 dernières années, corrélée aux augmentations de température hivernale et printanière (Piao et al., 2019). Cette avancée phénologique a des implications importantes pour la gestion pastorale (calendrier de mise en pâture) et pour la prédiction de la disponibilité en fourrage.

5. Intégration SIG : analyse spatiale et modélisation

5.1. Modélisation de la distribution des espèces

Les SIG constituent l'infrastructure indispensable pour intégrer, analyser et visualiser les données issues de la télédétection dans un cadre spatial cohérent. Dans le contexte des prairies méditerranéennes, ils sont utilisés pour la modélisation de la distribution des espèces (Species Distribution Modeling, SDM), en combinant des données floristiques de terrain avec des variables environnementales dérivées de capteurs satellites (altitude, NDVI, température de surface, etc.).

Les modèles MaxEnt (Maximum Entropy) et BioClim ont été largement appliqués pour prédire la distribution potentielle d'espèces végétales caractéristiques des prairies méditerranéennes sous différents scénarios climatiques (Thuiller *et al.*, 2005). Ces modèles permettent d'identifier les zones refuges pour la biodiversité prairiale face au changement climatique, information cruciale pour prioriser les efforts de conservation.

Des approches d'ensemble (ensemble modeling) combinant plusieurs algorithmes de SDM (MaxEnt, Random Forest, BRT, SVM) permettent de réduire l'incertitude des projections et d'obtenir des cartes de probabilité de présence plus robustes (Araújo et New, 2007). Ces cartes sont ensuite intégrées dans des analyses multi-critères SIG pour définir des réseaux d'espaces prioritaires à préserver.

5.2. Analyse des pressions anthropiques

L'intégration SIG permet également d'analyser les relations spatiales entre la distribution des prairies et les pressions anthropiques qui les menacent : densité de routes, proximité des zones urbanisées, intensité agricole, charge en bétail. Des indices de pression (Human Footprint Index, Land Use Intensity) peuvent être calculés et cartographiés pour identifier les zones les plus vulnérables.

Plusieurs études ont utilisé des approches SIG multi-couches pour modéliser la vulnérabilité des prairies méditerranéennes à l'embroussaillage ou à la conversion agricole, en combinant des indicateurs de télédétection (NDVI, taux de changement) avec des données socio-économiques (densité de population, revenus agricoles) et climatiques (précipitations, événements de sécheresse) (Acácio *et al.*, 2017).

5.3. Connectivité écologique et fragmentation

La fragmentation des habitats prairiaux est un enjeu majeur pour la conservation de la biodiversité méditerranéenne. Les analyses SIG de connectivité (circuit theory, least-cost path analysis, graph theory) permettent d'évaluer la perméabilité du paysage pour les espèces caractéristiques des prairies et d'identifier les corridors écologiques à maintenir ou à restaurer.

Des outils dédiés comme Circuitscape ou Linkage Mapper, intégrés dans des environnements SIG (ArcGIS, QGIS), ont été utilisés pour cartographier les corridors prioritaires entre les fragments de prairies méditerranéennes. Ces analyses sont essentielles pour orienter les politiques d'aménagement du territoire et les programmes agro-environnementaux.

6. Applications à la gestion et la conservation

Les résultats issus de la télédétection et des SIG alimentent directement la gestion opérationnelle des prairies méditerranéennes. Parmi les applications les mieux documentées, on peut citer :

- Le suivi des habitats d'intérêt communautaire dans le cadre de la Directive Habitats (92/43/CEE) et du réseau Natura 2000 : cartographie annuelle, évaluation de l'état de conservation, rapportage périodique à la Commission Européenne (Lengyel *et al.*, 2008).
- La gestion des zones humides temporaires méditerranéennes (lagunes, mares vernal, prés humides) dont la détection et le suivi par télédétection nécessitent des séries temporelles à haute fréquence pour capturer leur dynamique intra-annuelle.
- La cartographie des risques d'incendie en milieu méditerranéen, où la biomasse herbacée desséchée constitue l'essentiel du combustible fin disponible en été. Des modèles de prédiction du risque fondés sur le NDVI et l'indice de sécheresse du sol (FWI) sont opérationnels dans plusieurs pays méditerranéens (Chuvieco *et al.*, 2010).

- L'évaluation des services écosystémiques des prairies : séquestration du carbone, régulation hydrologique, fourniture de ressources pastorales. Des approches SIG-télédétection permettent de monétiser ces services pour justifier des paiements pour services environnementaux (PSE).
- Le suivi des mesures agro-environnementales (MAE) de la PAC européenne : vérification par satellites de l'application des mesures contractuelles (interdiction de labour, maintien du couvert, gestion extensive du pâturage) — une application en pleine expansion avec la généralisation des données Sentinel à accès libre.

Ces applications illustrent la transition d'un usage académique à un usage opérationnel des outils de télédétection, favorisée par la réduction des coûts des données et des logiciels, la montée en compétence des gestionnaires et le développement de plateformes cloud comme GEE.

7. Synthèse, limites et perspectives

La revue de la littérature présentée ici permet de dégager plusieurs conclusions majeures. Premièrement, les progrès conjoints dans la résolution des capteurs satellitaires et dans les méthodes d'analyse ont considérablement amélioré notre capacité à cartographier et à suivre les prairies méditerranéennes. La combinaison de données Sentinel-1 et Sentinel-2, intégrée dans des approches de classification par apprentissage automatique, constitue aujourd'hui le standard de facto pour les cartographies régionales à haute résolution.

Deuxièmement, les analyses multi-temporelles ont confirmé la régression préoccupante des prairies méditerranéennes au cours des 30 à 50 dernières années, avec des pertes estimées entre 30 % et 50 % dans certaines régions en lien avec l'abandon pastoral et l'embroussaillage. La télédétection a joué un rôle crucial dans la documentation et la quantification de ces tendances.

Troisièmement, plusieurs limites persistent et constituent des axes de recherche prioritaires pour les années à venir :

- La confusion spectrale entre prairies et autres formations herbeuses (cultures annuelles, friches, pelouses) reste un problème majeur, notamment à la période de sénescence estivale où toutes les végétations herbacées présentent des signatures similaires.
- Le manque de données terrain harmonisées et accessibles à l'échelle pan-méditerranéenne freine le développement d'algorithmes de classification transrégionaux.
- La diversité typologique des prairies méditerranéennes (calciholes, silicicoles, humides, xériques) nécessite des approches de classification hiérarchiques qui restent difficiles à implémenter de manière automatique.

- L'intégration des données de terrain (relevés floristiques, mesures de biomasse) avec les données de télédétection dans des modèles prédictifs reste souvent limitée par la faible densité et la représentativité des échantillons terrain.

Les perspectives les plus prometteuses incluent l'exploitation des nouvelles missions hyperspectrales orbitales (PRISMA, DESIS, EnMAP, CHIME prévu pour 2028), qui permettront la détection directe de traits fonctionnels foliaires (teneur en chlorophylle, azote, eau) à partir de l'espace. De même, l'intégration de données de drones (UAV) pour des validations terrain précises à très haute résolution représente une avenue de recherche en plein essor.

Enfin, le développement de systèmes d'observation intégrés (observation in situ + télédétection + modélisation) au sein de plateformes de type Digital Twin de l'écosystème prairial méditerranéen constitue probablement la voie d'avenir pour une gestion adaptative fondée sur la science.



Méthodologie

1. Zone d'étude

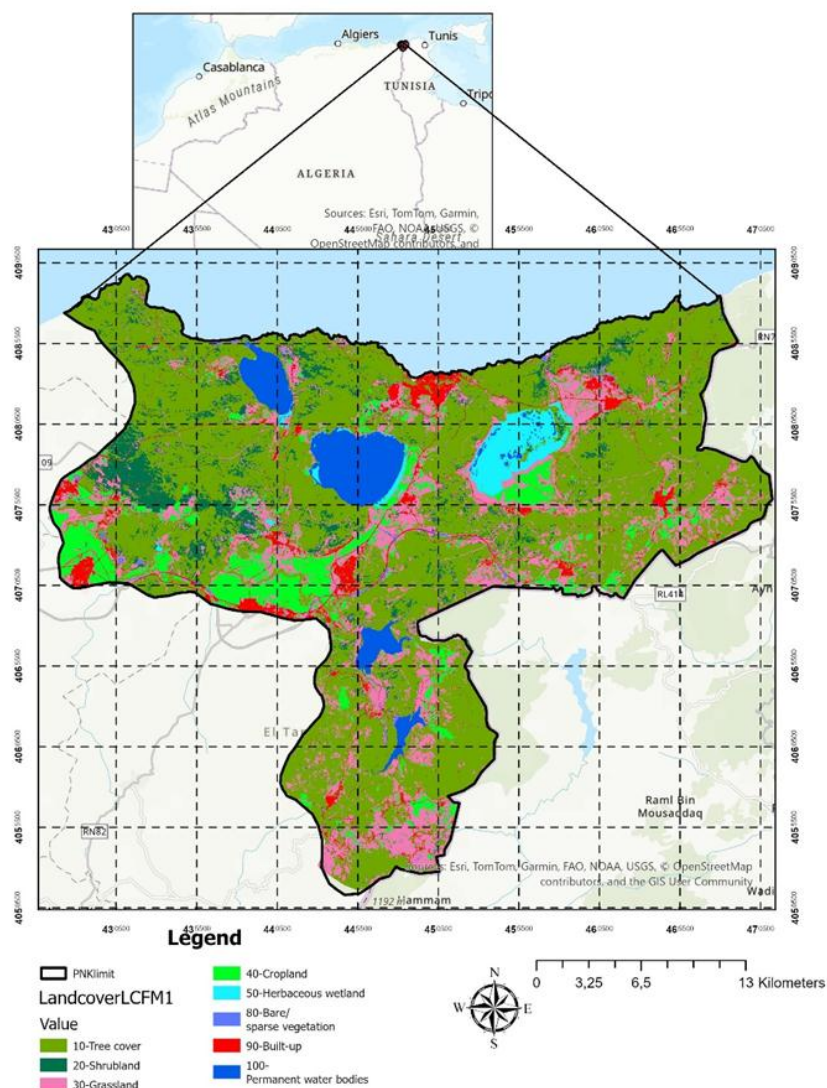


Figure 01 : Localisation de la zone d'étude

Le Parc National d'El Kala est situé dans l'extrême nord-est de l'Algérie (Fig 01) , dans la wilaya d'El Tarf, aux coordonnées 36°54'N et 8°26'E. Créé en 1983, il couvre une superficie de 76 438 hectares et constitue l'un des écosystèmes les plus riches et les plus diversifiés du bassin méditerranéen occidental. Reconnu site Ramsar pour ses zones humides d'importance internationale et Réserve de Biosphère par l'UNESCO, le parc abrite un complexe lacustre exceptionnel comprenant les lacs Tonga, Oubeira et Mellah, ainsi qu'une mosaïque de milieux naturels incluant des forêts de chêne-liège, des maquis, des dunes littorales et des prairies humides.

L'écosystème prairial constitue l'objet central de la présente étude. Ces prairies, localisées principalement dans les plaines alluviales et les zones de bordure des lacs, présentent une forte hétérogénéité écologique liée aux gradients d'humidité, aux propriétés pédologiques et aux

conditions climatiques locales. Le climat est de type méditerranéen subhumide à humide, caractérisé par des précipitations annuelles comprises entre 600 et 1200 mm, concentrées en automne et hiver, et des étés chauds et secs générant un stress hydrique saisonnier marqué sur la végétation prairiale.

2. Données et sources

2.1. Délimitation de la zone prairiale

La délimitation initiale des formations prairiales du parc a été réalisée à partir du produit **Global 30m Land Cover** (résolution 30 m), produit mondial de classification de l'occupation du sol validé à l'échelle globale. Ce produit a permis l'extraction des polygones correspondant aux classes prairiales sur l'emprise du parc national. Les polygones unitaires ont ensuite été fusionnés par l'opération **Dissolve** dans ArcGIS Pro afin de constituer un polygone global de la zone prairiale, utilisé comme masque de découpage pour l'ensemble des étapes de traitement ultérieures.

2.2. Données satellitaires Sentinel-2

Les images satellitaires utilisées dans cette étude sont issues du programme **Copernicus** de l'Agence Spatiale Européenne (ESA). Les données Sentinel-2 de niveau de traitement **L2A** (réflectance de surface) ont été téléchargées depuis la plateforme **Copernicus Data Space Ecosystem** (dataspace.copernicus.eu). La tuile concernant la zone d'étude est la tuile **T32SMF**, correspondant à la projection UTM Zone 32N.

Le choix de Sentinel-2 L2A repose sur plusieurs avantages déterminants pour l'étude des prairies humides denses. La résolution spatiale de 10 m pour les bandes optiques principales (B02, B03, B04, B08) et de 20 m pour les bandes Red Edge (B05, B06, B07, B8A) et infrarouges courtes (B11) est adaptée à l'échelle d'analyse du parc national. La disponibilité des **bandes Red Edge**, spécifiques à Sentinel-2 et absentes des capteurs Landsat, est particulièrement précieuse pour l'étude des prairies denses où le NDVI sature — ces bandes permettent de discriminer finement les niveaux de chlorophylle et de vigueur végétale sur couverts fermés. Le niveau L2A correspond à une réflectance de surface déjà corrigée des effets atmosphériques par l'algorithme Sen2Cor — prérequis indispensable au calcul des indices spectraux. La fréquence de revisite de 5 jours permet un suivi saisonnier fin de la dynamique végétale. La période couverte s'étend de 2021 à 2022, englobant un cycle annuel complet de la végétation prairiale.

2.3. Données pédologiques

Les données pédologiques proviennent de deux sources complémentaires. Le produit **SoilGrids** (Hengl *et al.*, 2017), disponible sur soilgrids.org, fournit des estimations globales des propriétés du sol à une résolution de 250 m en projection WGS84 géographique. Les données de l'**IRSIC** apportent une information pédologique locale complémentaire à la même résolution. Les variables pédologiques retenues sont le carbone organique (C), l'azote total (N), et les fractions granulométriques (argile, limon, sable).

Ces données sont disponibles par tranches de profondeur (0–5 cm, 5–15 cm, 15–30 cm). Un horizon de référence 0–30 cm a été constitué par **moyenne pondérée** des trois tranches selon leur épaisseur respective :

$$\text{Valeur}_{0-30\text{cm}} = 0.167 \times V_{0-5\text{cm}} + 0.333 \times V_{5-15\text{cm}} + 0.500 \times V_{15-30\text{cm}}$$

Ce choix est justifié par le fait que l'horizon 0–30 cm correspond à la **zone racinaire active** des prairies, où se concentrent 80 à 90% des racines des graminées et herbacées (Jackson *et al.*, 1996). La moyenne pondérée par l'épaisseur est préférée à la moyenne simple car la tranche 15–30 cm, d'épaisseur double des autres, doit recevoir un poids proportionnel à sa contribution volumique.

2.4. Données climatiques et bioclimatiques

Les données climatiques et bioclimatiques sont issues de la base **WorldClim** (Fick *et Hijmans*, 2017), disponible à une résolution spatiale d'environ 1 km en projection WGS84. Les variables retenues couvrent quatre dimensions climatiques pertinentes pour la distribution des types de prairies méditerranéennes :

- **Thermiques** : température minimale (Tmin), température maximale (TMax), température moyenne annuelle (TmoyAnnu)
- **Hydriques** : précipitations mensuelles (Precip), précipitations totales annuelles (Tot_Precip)
- **Énergétiques** : rayonnement solaire (srad), vitesse du vent (wind)
- **Bioclimatiques** : isothermie (Isothermie), saisonnalité thermique (Saisonnalité_Temp), amplitude thermique annuelle (Amplietherm)

2.5. Données topographiques

L'élévation (Elev) a été extraite d'un Modèle Numérique de Terrain (MNT) à 30 m de résolution. La topographie influence la distribution des types de prairies via les gradients d'humidité, d'ensoleillement et de température qui lui sont associés.

3. Préparation des données — ArcGIS Pro

L'ensemble du prétraitement a été réalisé dans l'environnement **ArcGIS Pro** (ESRI), en mobilisant principalement les extensions Spatial Analyst et Image Analyst.

3.1. Prétraitement des images Sentinel-2

- **Conversion en réflectance de surface**

Les images Sentinel-2 L2A sont stockées en valeurs numériques entières (DN, format UINT16) avec un facteur d'échelle de 10 000. La conversion en réflectance de surface flottante [0–1], indispensable au calcul des indices spectraux, a été réalisée par division des DN par 10 000 dans le Raster Calculator :

$$\rho = DN / 10000$$

L'absence de cette conversion produit des valeurs d'indices aberrantes — des tests préliminaires ont effectivement généré des valeurs EVI comprises entre +428 et –193, confirmant la nécessité absolue de cette étape préalable.

- **Rééchantillonnage des bandes 20 m**

Sentinel-2 offre des bandes à deux résolutions spatiales : 10 m (B02, B03, B04, B08) et 20 m (B05, B06, B07, B8A, B11, SCL). Le calcul des indices spectraux combinant des bandes de résolutions différentes requiert leur harmonisation préalable. Conformément au principe de rigueur scientifique selon lequel la résolution du résultat ne peut excéder celle de la bande la moins précise, les bandes à 10 m ont été rééchantillonnées vers **20 m** via l'outil **Resample** d'ArcGIS Pro. La méthode bilinéaire (BILINEAR) a été appliquée aux bandes optiques continues ; la méthode du plus proche voisin (NEAREST) a été utilisée pour la bande SCL dont les valeurs entières représentent des classes de qualité.

- **Découpage sur la zone prairiale**

L'outil **Extract by Mask** a été appliqué à chaque bande en réflectance, en utilisant le polygone global de la zone prairiale comme masque. Cette étape limite les calculs à la zone d'intérêt et élimine les pixels non prairiaux susceptibles de biaiser les analyses statistiques ultérieures.

- **Empilement des bandes**

L'outil **Composite Bands** a été utilisé pour créer un raster multi-bandes unique regroupant l'ensemble des bandes prétraitées, servant de base au calcul systématique des indices spectraux.

3.2. Prétraitement des données environnementales

- **Reprojection**

Les données SoilGrids, IRSIC et WorldClim, disponibles en projection WGS84 géographique, ont été reprojettées en **UTM Zone 32N (EPSG:32632)** via l'outil **Project Raster**, afin d'assurer la cohérence de projection avec les données Sentinel-2.

- **Harmonisation de la résolution**

Les données environnementales présentent des résolutions hétérogènes (30 m pour le MNT, 250 m pour SoilGrids/IRSIC, ~1 km pour WorldClim). Pour les croisements avec les indices spectraux, toutes les données ont été harmonisées à **250 m** par rééchantillonnage bilinéaire via l'outil **Resample**. Ce choix est justifié par le fait que les données pédologiques à 250 m constituent le facteur limitant de la résolution de l'analyse. À l'échelle du Parc National d'El Kala, les prairies s'étendent sur des surfaces continues de plusieurs centaines d'hectares — un pixel de 250 m est représentatif d'une unité paysagère homogène.

- **Calcul de la moyenne pondérée pédologique 0–30 cm**

Pour chaque variable pédologique, la valeur représentative de l'horizon 0–30 cm a été calculée par la formule de pondération présentée en section 2.3 via le **Raster Calculator**.

4. Calcul des indices spectraux— ArcGIS Pro

4.1. Sélection et justification des indices

Onze indices spectraux ont été calculés à partir des images Sentinel-2 prétraitées. La sélection a été guidée par trois critères complémentaires.

- **Critère 1 — Adaptation aux prairies humides denses** : le contexte de prairies humides denses d'El Kala implique que le NDVI atteint rapidement sa saturation (valeurs > 0,7 non discriminantes). Des indices exploitant les bandes Red Edge spécifiques à Sentinel-2, plus sensibles sur végétation dense, ont donc été privilégiés (NDI45, IRECI, NDRE).

- **Critère 2 — Complémentarité thématique** : les indices retenus couvrent quatre dimensions écologiques distinctes — biomasse et productivité végétale (NDVI, TNDVI, EVI, LAI), teneur en chlorophylle et vigueur physiologique (NDI45, IRECI, NDRE), contenu en eau de la végétation et détection des surfaces en eau (NDWI, NDMI), propriétés optiques du sol (CI, BI).
- **Critère 3 — Pertinence bibliographique** : les indices CI (Colouration Index, Pouget et Madeira, 1990) et BI (Brightness Index, Escadafal, 1989) ont été développés spécifiquement pour le contexte méditerranéen et nord-africain. Les indices NDI45 et IRECI (Delegido et al., 2013) sont validés pour l'estimation de la chlorophylle sur prairies denses.

4.2. Formules et caractéristiques des indices

Tableau 03 : caractéristique des indices spectraux utilisés dans cette étude

N°	Indice	Formule	Bandes	Résol.	Dimension écologique
1	NDVI	$(B08-B04)/(B08+B04)$	B04, B08	10 m	Biomasse verte
2	TNDVI	$\sqrt{(NDVI+0.5)}$	B04, B08	10 m	Biomasse (saturation réduite)
3	EVI	$2.5 \times (B08-B04)/(B08+6 \times B04-7.5 \times B02+1)$	B02, B04, B08	10 m	Canopée dense
4	NDI45	$(B05-B04)/(B05+B04)$	B04, B05	20 m	Chlorophylle foliaire
5	IRECI	$(B07-B04)/(B05/B06)$	B04, B05, B06, B07	20 m	LAI / chlorophylle totale
6	NDRE	$(B08-B05)/(B08+B05)$	B05, B08	20 m	Azote / vigueur physiologique
7	LAI	dérivé du NDVI	B04, B08	10 m	Surface foliaire
8	NDWI	$(B03-B08)/(B03+B08)$	B03, B08	10 m	Eau libre / zones inondées
9	NDMI	$(B8A-B11)/(B8A+B11)$	B8A, B11	20 m	Humidité foliaire
10	CI	$(B04-B03)/(B04+B03)$	B03, B04	10 m	Couleur du sol
11	BI	$\sqrt{((B04^2+B03^2)/4)}$	B03, B04	10 m	Luminosité du sol

Les indices mobilisant des bandes de résolutions différentes (NDI45, IRECI, NDRE, NDMI) ont été calculés à la résolution native de 20 m après rééchantillonnage des bandes 10 m vers 20 m.

5. Échantillonnage spatial— ArcGIS Pro

5.1. Génération des points d'échantillonnage

Un échantillonnage aléatoire simple a été réalisé sur l'ensemble du polygone prairial via l'outil **Create Random Points** d'ArcGIS Pro (Fig 02). L'échantillonnage aléatoire garantit la représentativité

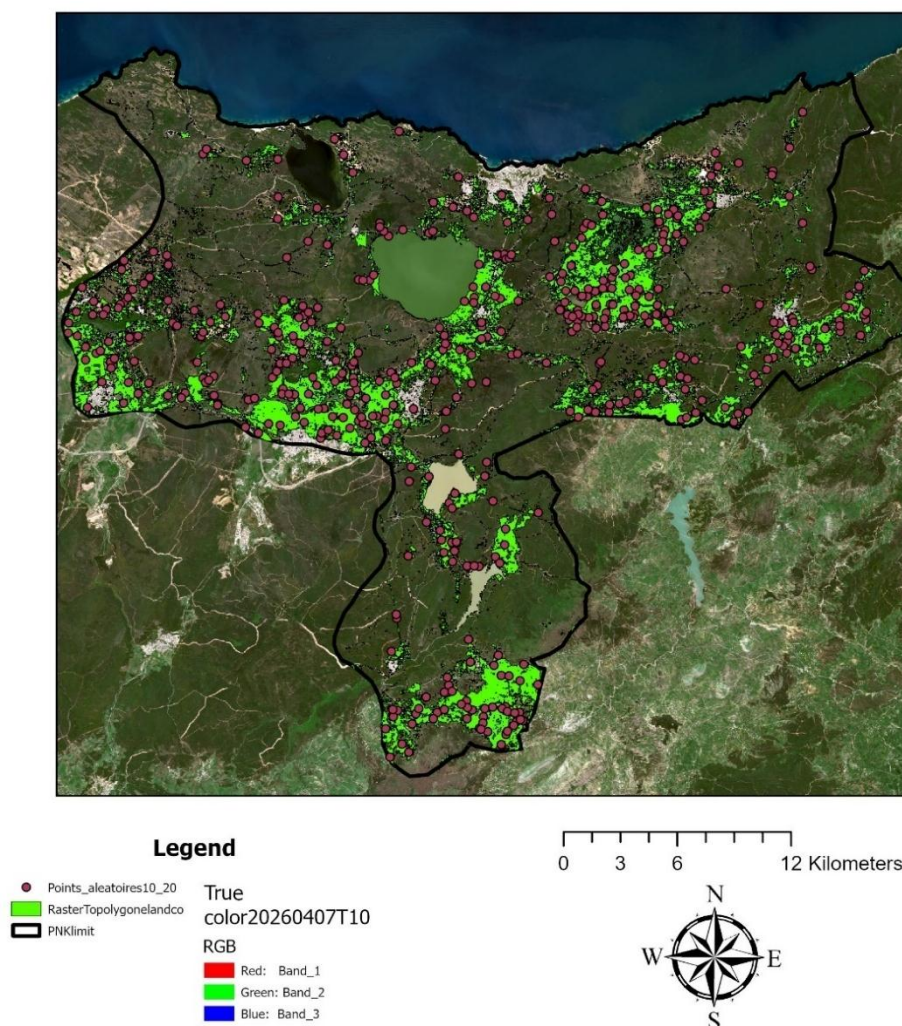


Figure 02 : Protocole d'échantillonnage

Spatiale sans biais de sélection — il est adapté à une approche exploratoire non supervisée où les types écologiques ne sont pas connus a priori. Un index spatial a été ajouté via **Add Spatial Index** afin d'optimiser les requêtes spatiales ultérieures.

5.2. Extraction des valeurs aux points

Les valeurs des 11 indices spectraux ont été extraites à chaque point d'échantillonnage via l'outil **Extract Multi Values to Points** (Spatial Analyst → Extraction). Les coordonnées géographiques

(POINT_X, POINT_Y) ont été ajoutées par l'outil **Add XY Coordinates** — indispensables pour les analyses de dépendance spatiale réalisées dans R.

5.3. Constitution de la matrice analytique

L'ensemble des données a été exporté au format Excel via l'outil **Table To Excel**, constituant la matrice analytique finale transmise à R. Cette matrice intègre pour chaque point les coordonnées spatiales, les 11 indices spectraux, les 5 variables pédologiques, les 10 variables climatiques et bioclimatiques et la variable topographique — soit 30 variables explicatives au total.

6. Analyse statistique multivariée— R

L'analyse statistique a été conduite dans l'environnement **R** (R Core Team, 2023), en mobilisant principalement les packages FactoMineR (Lê *et al.*, 2008), factoextra (Kassambara et Mundt, 2020), randomForest (Breiman, 2001), nnet (Venables et Ripley, 2002) et spdep (Bivand *et al.*, 2013).

6.1. Diagnostic préalable

- **Analyse des corrélations**

La matrice de corrélation de Pearson entre les 11 indices spectraux a été calculée et visualisée sous forme de corrélogramme (package corrplot). Cette étape préalable vise à identifier les redondances entre indices — plusieurs d'entre eux mesurant des aspects proches de la biomasse végétale, leurs corrélations élevées justifient le recours à une méthode de réduction de dimensionnalité avant la classification.

6.2. Analyse en Composantes Principales (ACP)

Une Analyse en Composantes Principales normée a été réalisée sur les 11 indices spectraux via la fonction PCA() du package FactoMineR avec standardisation préalable (scale.unit=TRUE). L'ACP répond à deux besoins complémentaires : réduire la dimensionnalité en synthétisant les 11 indices en axes factoriels indépendants, et éliminer structurellement la multicolinéarité entre variables — les axes étant par construction orthogonaux.

Le nombre d'axes retenus a été déterminé par la **règle de Kaiser** : seuls les axes dont la valeur propre est supérieure à 1 sont conservés. Les résultats ont été interprétés via les cercles des corrélations et la projection des individus dans le plan factoriel.

6.3. Détermination du nombre optimal de types

Le nombre de types de prairies a été déterminé par l'application conjointe de trois critères complémentaires appliqués aux scores factoriels des axes retenus.

- **Méthode du coude** : la courbe de l'inertie intra-groupe en fonction de k est tracée — le nombre optimal correspond au point d'inflexion.
- **Méthode de la silhouette** : l'indice de silhouette mesure pour chaque individu sa proximité au groupe d'appartenance relativement aux autres groupes — son maximum indique k optimal (Rousseeuw, 1987).
- **Indice de Calinski-Harabasz (CH)** : mesure le rapport entre variance inter-groupes et intra-groupes (Calinski et Harabasz, 1974).

La convergence de ces critères, combinée aux considérations d'interprétabilité écologique et de stabilité des groupes (Adjusted Rand Index), a conduit à retenir **quatre types de prairies** comme partition optimale.

6.4. Classification Ascendante Hiérarchique et K-means de consolidation

La classification a été réalisée via la fonction **HCPC()** du package FactoMineR, implémentant une séquence intégrée ACP → CAH → K-means de consolidation.

La **CAH** applique la méthode de **Ward** (Ward, 1963 ;Pagès, 2020), qui minimise l'augmentation de l'inertie intra-groupe à chaque fusion — méthode de référence en écologie végétale produisant des groupes compacts et homogènes.

Le **K-means de consolidation** (consol=TRUE) corrige la limitation inhérente à la CAH — l'irréversibilité des fusions. Il utilise les centres de gravité des groupes CAH comme points de départ et réaffecte itérativement chaque individu au groupe le plus proche, améliorant la qualité de la partition.

6.5. Validation statistique des types

La significativité des différences entre les 4 types a été évaluée par le **test de Kruskal-Wallis** (Kruskal et Wallis, 1952), test non paramétrique ne supposant pas la normalité des distributions, appliqué à l'ensemble des variables explicatives. Pour les variables significatives ($p < 0,05$), les **tests post-hoc de Dunn** avec correction de Bonferroni ont identifié les paires de types statistiquement différentes.

6.6. Random Forest

Un modèle **Random Forest** (Breiman, 2001) a été entraîné via le package `randomForest`, avec 500 arbres (`ntree=500`) et `mtry=√11` variables candidates à chaque nœud, sur une partition stratifiée des données (70% entraînement, 30% test). Le RF remplit deux rôles complémentaires : généraliser la classification à l'ensemble des pixels de la zone prairiale par prédiction, et fournir l'importance relative de chaque indice spectral via le critère **MeanDecreaseAccuracy**. La performance a été évaluée par le taux d'erreur Out-Of-Bag (OOB) et la matrice de confusion sur le jeu de test indépendant.

Le raster typologique produit par le Random Forest dans R — format GeoTIFF, valeurs entières (1, 2, 3, 4), projection UTM Zone 32N (EPSG:32632) — constitue le livrable cartographique principal transmis à ArcGIS Pro pour la mise en page finale.

6.7. Modèle Linéaire Généralisé Multinomial (GLM)

Un **GLM multinomial** (`nnet::multinom`) a été ajusté pour tester la significativité statistique des variables environnementales dans l'explication de l'appartenance aux 4 types. Les scores des axes ACP ont été utilisés comme prédicteurs spectraux afin d'éliminer la multicollinéarité. La qualité du modèle a été évaluée par le pseudo R^2 de McFadden et l'AIC. Une correction spatiale a été appliquée via les **Moran Eigenvector Maps** (MEMs, package `adespatial`) intégrées comme covariables spatiales, afin de contrôler l'autocorrélation spatiale résiduelle et garantir la validité des tests de significativité.

7. Cartographie finale— ArcGIS Pro

Le raster typologique issu du Random Forest réalisé dans R a été importé directement dans ArcGIS Pro via la fonction **Add Data**, sans étape intermédiaire de reclassification. Le fichier GeoTIFF transmis présente les caractéristiques techniques requises : valeurs entières (1, 2, 3, 4) correspondant aux quatre types écologiques, projection UTM Zone 32N (EPSG:32632), résolution uniforme de 20 m et bande unique.

Une **symbologie par valeurs uniques** a été appliquée, associant à chaque type une couleur écologiquement signifiante selon un gradient chromatique cohérent avec le gradient humidité-biomasse reconstruit — teinte bleue pour la zone en eau et marais, teintes vertes progressivement foncées pour les prairies selon leur productivité et humidité croissantes, teinte brun-jaune pour la prairie xérophile à couverture partielle.

La **mise en page cartographique** a été produite dans l'environnement Layout d'ArcGIS Pro au format A3 paysage, intégrant l'ensemble des éléments cartographiques réglementaires : titre, légende typologique avec dénomination écologique des quatre types, barre d'échelle, flèche Nord, sources des données, projection cartographique, auteur et date. Un encart de localisation représentant l'Algérie entière avec délimitation de la zone d'étude a été ajouté. La carte finale a été exportée au format **PDF à 300 dpi** pour diffusion et publication scientifique.

8. Analyse du paysage— R (package landscapemetrics)

8.1.Principe et justification

L'analyse du paysage vise à caractériser la structure spatiale et la configuration de chaque type prairial au-delà de leur simple superficie. Elle répond à des questions écologiques fondamentales que la carte typologique seule ne permet pas d'adresser — quel est le degré de fragmentation de chaque type ? Quelle est leur connectivité spatiale ? La diversité typologique est-elle équilibrée ? Ces questions ont des implications directes pour la conservation et la gestion du parc.

Le raster typologique produit par le Random Forest dans R a été utilisé comme données d'entrée pour les analyses landscapemetrics, après vérification de sa compatibilité : valeurs entières, projection métrique UTM, résolution uniforme, NoData correctement défini. La vérification a été réalisée via la fonction `check_landscape()` du package landscapemetrics (Hesselbarth et al., 2019).

8.2.Métriques calculées

Les métriques paysagères ont été calculées à deux niveaux d'organisation spatiale complémentaires (Tab 04 et Tab 05).

Tableau 04 : Niveau classe — métriques calculées séparément pour chaque type prairial :

Métrique	Symbole	Description
Superficie totale	CA	Surface totale occupée par le type (ha)
Proportion du paysage	PLAND	Pourcentage de la superficie totale (%)
Nombre de patches	NP	Nombre d'unités spatiales disjointes
Densité de patches	PD	Nombre de patches par 100 ha
Cohésion spatiale	COHESION	Connectivité physique des patches (0–100)

Tableau 05 : Niveau paysage — métriques intégratrices calculées sur l'ensemble de la zone prairiale

Métrique	Symbole	Description
Superficie totale	TA	Surface totale de la zone prairiale (ha)
Contagion	CONTAG	Degré d'agrégation des classes (%)
Division	DIVISION	Probabilité que deux pixels soient dans des patches différents
Diversité de Shannon	SHDI	Diversité typologique du paysage
Équitabilité de Shannon	SHEI	Équilibre de la distribution des types

8.3. Interprétation des métriques

- **Cohésion spatiale** : l'indice de cohésion mesure la connectivité physique des patches d'un même type — une valeur proche de 100 indique des patches agrégés et connectés, favorables aux flux écologiques intra-type (dispersion des espèces, continuité des habitats).
- **Contagion** : une valeur élevée traduit un paysage agrégé en grands blocs homogènes ; une valeur faible indique une mosaïque fine de types entremêlés. La contagion est un indicateur synthétique de la complexité paysagère.
- **Division** : proche de 1 indique un paysage extrêmement divisé — la probabilité que deux pixels tirés aléatoirement appartiennent au même patch est quasi nulle.
- **Équitabilité de Shannon (SHEI)** : une valeur proche de 1 indique que les types occupent des proportions quasi-équilibrées dans le paysage — indicateur de la diversité fonctionnelle de l'écosystème prairial.



Résultat

1. Résultats de l'analyse exploratoire

1.1. Structure des corrélations entre indices spectraux

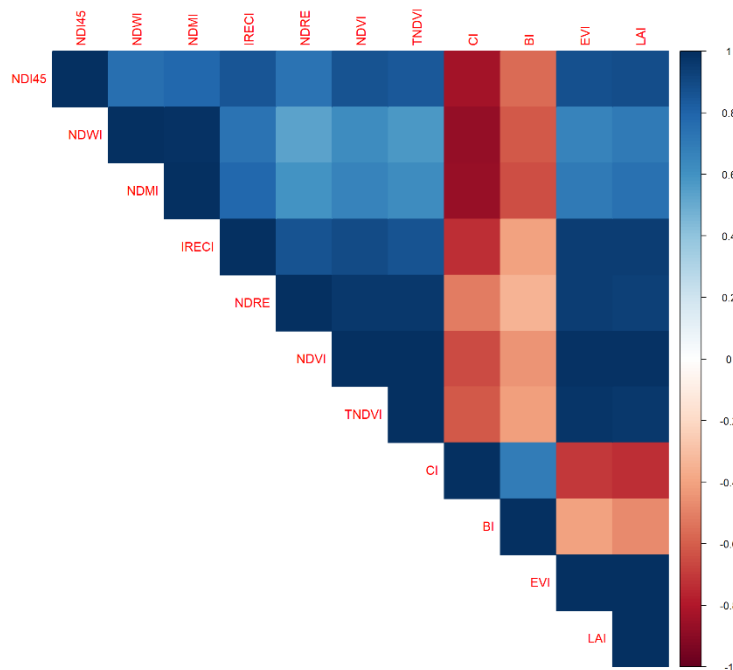


Figure 03 : Heat représentant la matrice de corrélation en indices spectraux

L'examen de la matrice de corrélation de Pearson (Fig 03) entre les 11 indices spectraux révèle l'existence de **trois groupes de variables fortement intercorrélées** :

- **Groupe biomasse** : NDVI, TNDVI, EVI, LAI présentent des corrélations positives élevées ($r > 0,80$) — ils mesurent des aspects proches de la couverture végétale et de la biomasse verte.
- **Groupe chlorophylle/Red Edge** : ND45, IRECI, NDRE sont fortement corrélés entre eux ($r > 0,75$) — ils exploitent les bandes Red Edge et reflètent la teneur en chlorophylle et la vigueur physiologique.
- **Groupe eau/sol** : NDWI, NDMI présentent une corrélation positive modérée à forte ; CI et BI forment un sous-groupe à part caractérisant les propriétés optiques du sol.

Ces corrélations justifient le recours à l'ACP pour réduire la redondance de l'information avant la classification.

1.2 Résultat en interprétation de la classification non supervisée : RESULTATS ET INTERPRETATION ANALYSE EN COMPOSANTES PRINCIPALES (ACP)

1.2.1. Structure de la variance

L'ACP réalisée sur les 11 indices spectraux standardisés révèle une structure remarquablement concentrée de l'information (Tab 06). Les deux premières composantes suffisent à résumer **91,3 % de la variance totale**, ce qui est exceptionnel pour un jeu de données écologiques et traduit la forte cohérence structurelle des signatures spectrales des prairies d'El Kala.

Tableau 06 : Valeurs de contributions des trois premières composantes

Composante	Valeur propre	% variance	% cumulé
Dim.1	8,613	78,30 %	78,30 %
Dim.2	1,428	12,98 %	91,29 %
Dim.3	0,492	4,47 %	95,76 %

Seules les deux premières composantes satisfont au critère de Kaiser (valeur propre > 1). Les composantes suivantes ne contribuent que marginalement à l'information totale et n'ont pas été retenues pour la classification.

La **domination écrasante de Dim.1** (78,3 % de variance) est en elle-même un résultat majeur — elle signifie qu'un unique gradient principal structure l'ensemble de la variabilité spectrale des prairies du parc. Ce gradient, comme le montrera l'interprétation des axes, correspond au continuum biomasse-humidité caractéristique des écosystèmes prairiaux méditerranéens humides.

1.2.2. Interprétation des axes factoriels

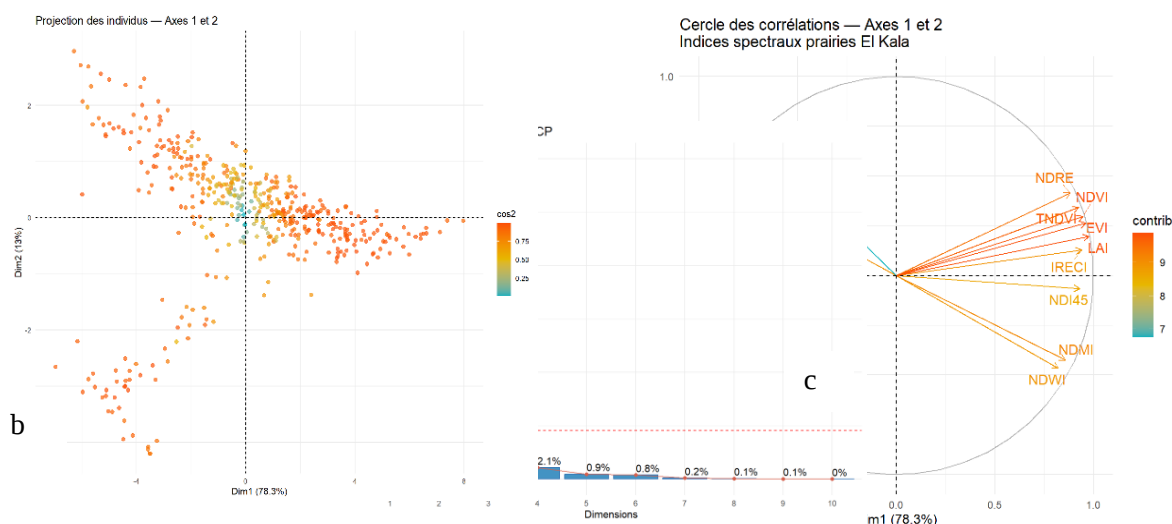
Dim.1 — Gradient biomasse × sol (78,3 %)

Le premier axe oppose deux groupes de variables écologiquement antagonistes (Fig 04) .

- **Pôle positif** — tous les indices de végétation (NDVI, EVI, LAI, IRECI, NDRE, NDI45, TNDVI) et les indices d'humidité foliaire (NDWI, NDMI) présentent des coordonnées fortement positives (entre 0,82 et 0,98). Ces indices mesurent conjointement la biomasse verte, la chlorophylle, la surface foliaire et la teneur en eau de la végétation.
- **Pôle négatif** — le Colouration Index (CI = -0,84) et le Brightness Index (BI = -0,59) s'opposent aux indices précédents. Ces deux indices de propriétés optiques du sol prennent

des valeurs élevées lorsque le sol est visible — ce qui se produit précisément quand la couverture végétale est faible.

Dim.1 représente donc un gradient fondamental de couverture végétale et de vitalité prairiales — les valeurs positives élevées correspondent aux prairies les plus denses et les plus productives, les valeurs négatives aux formations à sol apparent et végétation clairsemée. Ce gradient synthétise à lui seul près de 80 % de la variabilité spectrale de l'écosystème prairial.



Figures 04: Premier plan de l'ACP variables (Dim1xDim2). a Cercle de corélation représentant la structure des variables (Indices spectraux) . b typologie de la projection des station. c histogramme des valeurs de contribution des axes

Dim.2 — Gradient humidité foliaire (13,0 %)

Le second axe introduit une discrimination complémentaire au sein des prairies à biomasse comparable.

Pôle positif — BI (0,57), CI (0,45), NDRE (0,41) et TNDVI (0,34) : brillance du sol et indices Red Edge sensibles à la vigueur physiologique.

Pôle négatif — NDWI (  0,47) et NDMI (  0,42) : indices d'humidité foliaire et de teneur en eau de la végétation.

Dim.2 représente un gradient hydrique qui, au sein d'une biomasse donnée, distingue les prairies à forte teneur en eau foliaire (p  le négatif, NDWI et NDMI élevés) des prairies à sol plus visible et

végétation plus sèche (pôle positif). Les indices de biomasse de base (NDVI, EVI, LAI) ont des coordonnées proches de zéro sur cet axe — ils ne contribuent pas à cette discrimination secondaire.

En synthèse : Dim.1 discrimine selon la quantité de végétation (biomasse totale et couverture), Dim.2 discrimine selon la qualité hydrique de la végétation (teneur en eau foliaire). Ces deux gradients orthogonaux structurent l'espace écologique des prairies d'El Kala de manière biologiquement cohérente.

1.2.3. Détermination du nombre optimal de types

La convergence de deux critères indépendants vers $k=4$ constitue une base solide pour la décision.

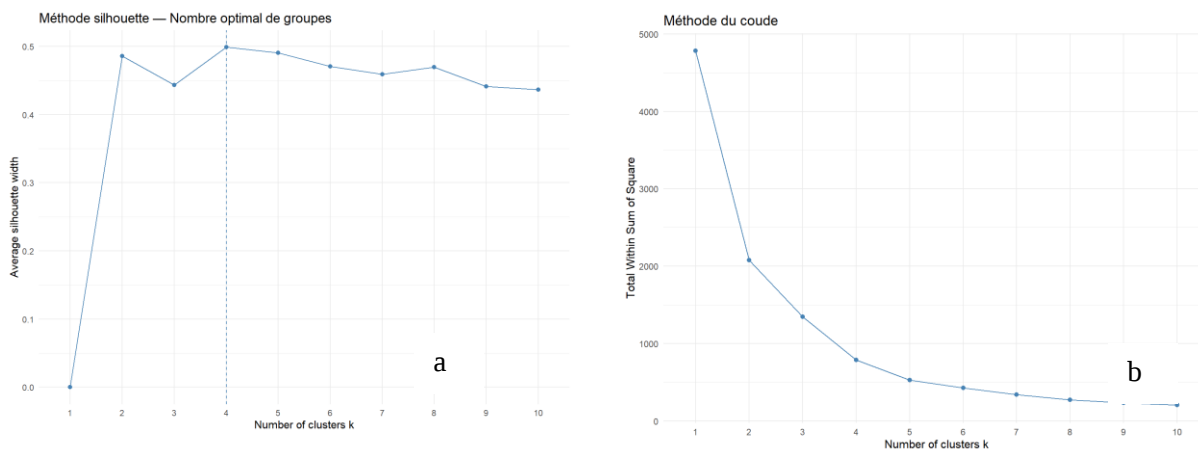


Figure 05: Courbe de la méthode silhouette(a) et la méthode coude (b) de convergence du nombre de classes

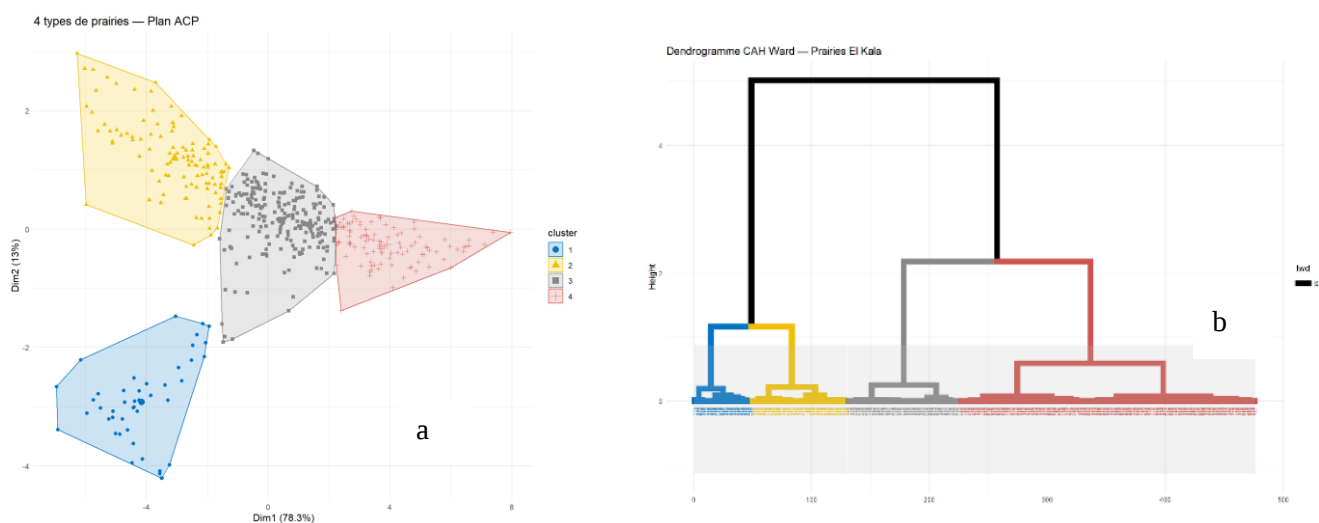
La **méthode de la silhouette (Fig)** identifie $k=4$ comme valeur optimale avec une largeur moyenne de silhouette de 0,50 — valeur indiquant une structure de groupes raisonnable à bonne selon les seuils de Rousseeuw (1987). La **méthode du coude** confirme ce résultat avec une inflexion nette de la courbe d'inertie intra-classe après $k=4$, au-delà duquel l'ajout d'un groupe supplémentaire n'apporte qu'un gain marginal d'homogénéité.

Ces deux critères convergent vers **quatre types de prairies** comme partition optimale.

1.3. Résultat et interprétation : CLASSIFICATION CAH WARD + K MEANS

1.3.1 Qualité de la partition

La CAH avec la méthode de Ward, réalisée sur les coordonnées des deux premières dimensions de l'ACP, a produit une partition initiale en 4 groupes (Fig 06) . La consolidation par K-means a amélioré la séparation inter-groupes, l'inertie passant de **8,357 à 8,460** — gain de +1,2 % confirmant que la réaffectation optimisée des individus frontières améliore la qualité de la partition sans en modifier substantiellement la structure



Figures 06 : Projection de la typologie des classes prairiales sur les deux premiers axes (a).

Dendrogramme de la classification selon la méthode Ward (b).

1.3.2 Interprétation écologique des 4 types

Point méthodologique préalable : la numérotation des groupes (1 à 4) est purement arbitraire — elle reflète l'ordre de fusion dans le dendrogramme et n'implique aucune hiérarchie écologique. L'interprétation des groupes repose exclusivement sur l'analyse des valeurs moyennes des indices (v.test) et sur la connaissance de l'écosystème prairial d'El Kala.

Groupe 1 — Zone en eau libre / Végétation aquatique (N=45 — 9,5 %)

Ce groupe présente les signatures spectrales les plus atypiques de la série. Les indices de végétation sont proches de zéro (NDVI=0,021 ; EVI=0,021 ; LAI=0,059 ; IRECI=0,018) et le NDRE est **négalif** (−0,062) — configuration spectrale incompatible avec une prairie fonctionnelle quelle que soit son état de dégradation.

Le NDWI ($\approx$ moyenne générale = 0,130) et le NDMI ($\approx$ moyenne) ne se distinguent pas de la moyenne générale — résultat paradoxal pour une prairie dégradée mais cohérent avec une surface en eau libre où ces indices atteignent des valeurs modérées à élevées selon la turbidité.

Interprétation : ce groupe correspond très vraisemblablement à des **surfaces en eau libre, des zones de marais ou des berges inondées** en bordure des lacs Tonga et Oubeira. Les valeurs spectrales proches de zéro traduisent l'absence de végétation aérienne significative — végétation aquatique submergée ou surfaces d'eau dégagées. Ce groupe ne constitue pas un type prairial au sens strict mais représente la composante aquatique de l'écosystème humide d'El Kala, incluse dans la zone prairiale délimitée par le Global 30m Land Cover en raison de la résolution du produit.

Groupe 2 — Prairie xérophile à sol apparent (N=105 — 22,1 %)

Ce groupe se distingue par la signature spectrale la plus caractéristique d'une **couverture végétale faible avec sol dominant** : BI (0,161) et CI (0,041) sont les plus élevés de tous les groupes (v.test = +15,01 et +14,89 respectivement), tandis que NDWI (−0,010) et NDMI (−0,009) sont les seuls à présenter des **valeurs négatives** — traduisant un déficit hydrique prononcé de la végétation. L'ensemble des indices de végétation est nettement inférieur à la moyenne générale.

Le signal spectral est dominé par la brillance du sol (BI et CI élevés) plutôt que par la végétation — configuration caractéristique des prairies à couverture végétale partielle où le sol nu est directement perçu par le capteur.

Interprétation : prairie xérophile soumise à un stress hydrique estival marqué, avec une couverture végétale réduite et un sol clair visible. Ce type correspond aux formations prairiales des versants exposés et des terrains surélevés du parc, caractérisées par des espèces adaptées à la sécheresse.

Groupe 3 — Prairie mésophile (N=219 — 46,0 %)

Groupe le plus représenté, il présente des valeurs d'indices de végétation **modérément supérieures à la moyenne générale** (NDVI=0,406 ; EVI=0,435 ; LAI=1,135 ; NDRE=0,248) sans excès notable dans aucune direction. Les indices d'humidité (NDWI, NDMI) et CI ne se distinguent pas de la moyenne générale (v.test non significatif) — la végétation présente un bilan hydrique équilibré, ni en excès ni en déficit.

Interprétation : prairie mésophile en bon état de conservation, bénéficiant d'une humidité modérée et de conditions édaphiques favorables. Ce type dominant couvre près de la moitié de la zone

prairiale et représente la matrice prairiale de référence du parc — formation végétale équilibrée entre productivité et contrainte hydrique.

Groupe 4 — Prairie hygrophile dense (N=107 — 22,5 %)

Ce groupe concentre les valeurs maximales sur l'ensemble des indices de végétation et d'humidité, avec des v.test parmi les plus élevés de l'analyse. IRECI (0,594), NDMI (0,265), NDWI (0,271), LAI (1,760), EVI (0,648), NDVI (0,552) sont tous **très supérieurs à la moyenne générale**. À l'inverse, BI (0,111) est le plus faible et CI (−0,093) est le **plus négatif de tous les groupes** — traduisant l'absence totale de sol apparent et une surface organique sombre.

Le CI très négatif mérite une attention particulière — il indique une prédominance du vert (B03) sur le rouge (B04) dans la réflectance du sol, caractéristique des sols hydromorphes riches en matière organique des zones humides permanentes.

Interprétation : prairie hygrophile dense en excellent état de conservation, correspondant aux formations à graminées hygrophiles et hélrophytes des plaines alluviales basses et des zones de bordure lacustre. La combinaison d'une biomasse maximale, d'une humidité foliaire élevée et d'un sol organique sombre est parfaitement cohérente avec les prairies humides permanentes attendues dans l'environnement lacustre d'El Kala.

1.3.3 Gradient écologique reconstruit

L'analyse des signatures spectrales (Tab 07) révèle un **continuum écologique structuré** le long du gradient d'humidité et de couverture végétale, parfaitement cohérent avec la géographie du parc :

Tableau 07: Résumé des caractéristiques spectacles de la typologie

Groupe 1	Groupe 4	Groupe 3	Groupe 2
Zone en eau libre / marais	Prairie productive	Prairie mésophile	Prairie xérophile
NDVI = 0,021	NDVI = 0,552	NDVI = 0,406	NDVI = 0,249
NDWI ≈ moy.	NDWI = 0,271	NDWI ≈ moy.	NDWI = −0,010
CI ≈ moy.	CI = −0,093	CI ≈ moy.	CI = +0,041

←—— Gradient décroissant de biomasse et d'humidité ———→
 ←—— Bord des lacs ——— Versants secs ———→

Ce gradient est **spatialement cohérent** avec la topographie et l'hydrologie du Parc National d'El Kala — des zones lacustres et marécagères vers les formations prairiales de plus en plus sèches sur les versants.

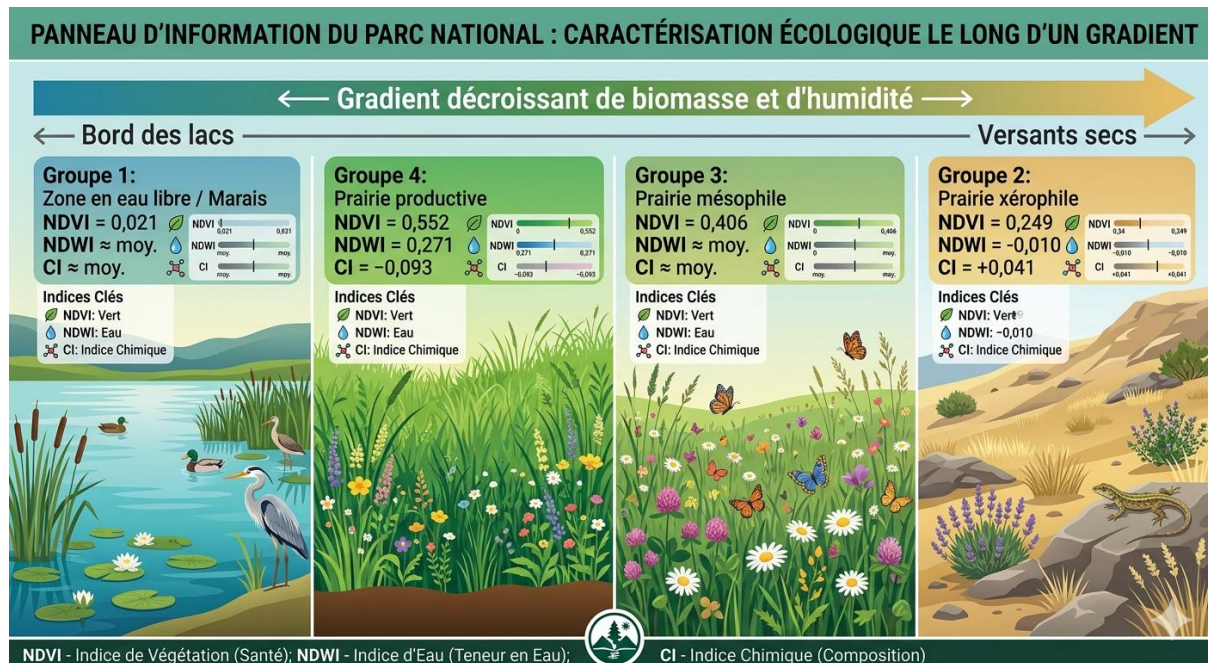


Figure 07 : Infographie illustrant la typologie des zones prairiales

1.3.4 Synthèse des profils spectraux :

Tableau 08: synthèse spectrale des types écologique

Groupe	Type écologique	N	%	NDVI	NDWI	CI	BI	Caractère dominant
1	Zone en eau/marais	45	9,5	0,021	≈moy	≈moy	lég.-	Eau libre, végétation submergées
2	Prairie xérophile	105	22,1	0,249	-0,010	+0,041	0,161	Sol dominant, stress hydrique
3	Prairie mésophile	219	46,0	0,406	≈moy	≈moy	lég.-	Végétation équilibrée
4	Prairie hygrophile	107	22,5	0,552	0,271	-0,093	0,111	Biomasse max, sol organique

La partition en quatre groupes spectralement distincts (Tab 08) est validée par la convergence des critères de silhouette et du coude, l'amélioration de l'inertie inter-groupes après consolidation K-means, et la cohérence écologique des profils spectraux avec les types de milieux attendus dans l'écosystème prairial du Parc National d'El Kala.

2. Résultat et interprétation de la classification supervisée :

RESULTATS ET INTERPRETATION ANALYSE RANDOM FOREST

2.1 Performance globale du modèle

Le modèle Random Forest entraîné sur les 11 indices spectraux atteint des performances remarquables qui témoignent de la forte séparabilité spectrale des quatre types de prairies identifiés (Tab 09).

Sur le jeu d'entraînement (N=336 points, 70%), le taux d'erreur Out-Of-Bag (OOB) s'établit à **3,27%**, soit une précision OOB de **96,73%**. L'erreur OOB est estimée sur les individus non tirés lors de chaque bootstrap — elle constitue une estimation interne non biaisée de la performance de généralisation du modèle, sans nécessiter de jeu de validation externe.

Sur le jeu de test indépendant (N=141 points, 30%), le modèle atteint une **précision globale de 95,04%** (IC 95% : 90,04% – 97,98%) avec un **coefficient Kappa de 0,927** — valeur traduisant un accord quasi-parfait entre les types observés et les types prédits selon l'échelle de Landis et Koch (1977).

Tableau 09 : Métrique des performances du modèle

Métrique	Valeur	Interprétation
Précision OOB	96,73%	Excellente généralisation
Précision test	95,04%	Excellente classification
Kappa	0,927	Accord quasi-parfait
P-value (Acc > NIR)	$< 2,2 \times 10^{-16}$	Hautement significatif

La concordance entre la précision OOB (96,73%) et la précision sur le jeu de test indépendant (95,04%) confirme **l'absence de surapprentissage** — le modèle généralise efficacement à des données non vues lors de l'entraînement.

2.2 Matrice de confusion et analyse des erreurs

Matrice de confusion — jeu de test

Tableau 10 : Matrice de confusion

	Prédit G1	Prédit G2	Prédit G3	Prédit G4
Observé G1	13	0	0	0
Observé G2	0	30	1	0
Observé G3	0	2	60	1
Observé G4	0	0	3	31

Structure des erreurs : la totalité des 7 erreurs de classification se concentre aux **interfaces écologiques entre types voisins** sur le gradient humidité-biomasse ($G2 \leftrightarrow G3$ et $G3 \leftrightarrow G4$). Aucune confusion n'est observée entre types écologiquement distants ($G1 \leftrightarrow G4$, $G1 \leftrightarrow G3$, $G1 \leftrightarrow G2$, $G2 \leftrightarrow G4$) — ce qui confirme la cohérence de la partition en quatre types et la robustesse du gradient écologique reconstruit (Tab 10).

Métriques par type

Tableau 11: métrique de sensibilité spécificité et précision par groupe

Type	Sensibilité	Spécificité	Précision	F1-Score
Groupe 1 — Zone eau/marais	1,000	1,000	1,000	1,000
Groupe 2 — Prairie xérophile	0,968	0,982	0,938	0,952
Groupe 3 — Prairie mésophile	0,952	0,949	0,937	0,945
Groupe 4 — Prairie hygrophile	0,912	0,991	0,969	0,939

Le Groupe 1 (zone en eau/marais) est classé avec une précision parfaite (sensibilité=1,000, F1=1,000) — sa signature spectrale extrêmement distinctive ($NDVI \approx 0$, NDRE négatif) le rend parfaitement séparable des formations prairiales. Aucune confusion n'est observée entre ce groupe et les trois types prairiaux (Tab11) .

Le Groupe 2 (prairie xérophile) présente une sensibilité de 0,968 et un F1-score de 0,952. La seule erreur notable concerne 2 individus classés à tort en Groupe 3 (prairie mésophile) — confusion écologiquement compréhensible entre la prairie xérophile la moins dégradée et la prairie mésophile la plus sèche, deux types partageant des valeurs d'indices intermédiaires sur le gradient hydrique (Tab11).

Le Groupe 3 (prairie mésophile) est le type le plus nombreux (N=63 en test) et présente une sensibilité de 0,952 et un F1-score de 0,945. Les 3 erreurs de classification concernent des individus confondus avec le Groupe 4 (prairie hygrophile) — confusion attendue entre les prairies mésophiles les plus humides et les prairies hygrophiles les moins denses, situées à la frontière du gradient hydrique (Tab 11).

Le Groupe 4 (prairie hygrophile) affiche la sensibilité la plus faible du modèle (0,912) avec 3 individus mal classés en Groupe 3 — mais une spécificité remarquable de 0,991, traduisant une très faible contamination par des faux positifs. La proximité spectrale entre les prairies mésophiles humides et les prairies hygrophiles explique ces confusions résiduelles (Tab11).

2.3 Importance des variables

Tableau 12: Importance des variables spectrales

Rang	Indice	MDA-Gini	Interprétation
1	NDVI	40,40	Gradient principal de biomasse
2	TNDVI	38,14	Biomasse (version non saturante)
3	LAI	37,08	Surface foliaire totale
4	IRECI	23,06	Chlorophylle / LAI Red Edge
5	EVI	22,65	Biomasse canopée dense
6	NDMI	16,03	Humidité foliaire
7	NDRE	15,91	Azote / vigueur physiologique
8	NDWI	12,07	Eau libre / humidité végétation
9	NDI45	8,94	Chlorophylle Red Edge
10	CI	8,78	Couleur du sol
11	BI	6,73	Luminosité du sol

Premier groupe — indices de biomasse dominants (rangs 1–5)

NDVI, TNDVI, LAI, EVI et IRECI constituent le groupe d'indices le plus discriminant, avec des valeurs MDA-Gini comprises entre 22,65 et 40,40. Leur prééminence confirme que le **gradient de biomasse et de couverture végétale** (Dim.1 de l'ACP, 78,3% de variance) est le facteur structurant principal de la diversité typologique prairiale à El Kala (Tab 12).

La présence de TNDVI (rang 2, Gini=38,14) en position presque équivalente au NDVI (rang 1, Gini=40,40) illustre la valeur ajoutée de la transformation racine carrée — elle préserve la capacité discriminante du NDVI en réduisant sa saturation sur les prairies denses, les deux indices apportant une information légèrement différenciée sur la biomasse (Tab 12).

L'importance élevée de l'IRECI (rang 4, Gini=23,06), indice exploitant les bandes Red Edge B05, B06 et B07 propres à Sentinel-2, confirme la pertinence du choix de ces bandes pour l'étude des prairies humides denses — il discrimine efficacement les types à forte biomasse (Groupes 3 et 4) là où le NDVI commence à saturer (Tab 12).

Deuxième groupe — indices hydriques (rangs 6–8)

NDMI (Gini=16,03), NDRE (Gini=15,91) et NDWI (Gini=12,07) forment un second groupe dont l'importance, bien qu'inférieure aux indices de biomasse, reste significative. Ces indices correspondent à la **dimension hydrique** (Dim.2 de l'ACP, 13% de variance) — ils discriminent principalement les types au sein d'un niveau de biomasse comparable, notamment la distinction entre prairies mésophiles et hygrophiles (G3 vs G4) et entre zones en eau et prairies (G1 vs G4) (Tab 12).

Troisième groupe — indices de sol (rangs 9–11)

NDI45 (Gini=8,94), CI (Gini=8,78) et BI (Gini=6,73) présentent les importances relatives les plus faibles. Bien qu'ils contribuent à la discrimination, leur information est largement redondante avec celle des indices de biomasse — un sol apparent (CI et BI élevés) coïncide nécessairement avec une faible biomasse (NDVI, EVI bas). Leur rôle est néanmoins non négligeable pour la distinction de la prairie xérophile (Groupe 2) caractérisée précisément par des valeurs élevées de CI et BI (Tab 12).

Cohérence avec l'ACP

L'ordre d'importance des variables dans le RF est **parfaitement cohérent avec la structure factorielle de l'ACP** — les indices fortement corrélés à Dim.1 (NDVI, TNDVI, EVI, LAI) sont également les plus discriminants dans le RF, et les indices de Dim.2 (NDWI, NDMI) occupent un rang intermédiaire. Cette cohérence valide la robustesse de l'approche multi-méthode adoptée.

2.4 Convergence OOB et stabilité du modèle

Le taux d'erreur OOB, initialement élevé pour un petit nombre d'arbres, se stabilise rapidement et converge vers 3,27% après environ 200 arbres — les 300 arbres supplémentaires (jusqu'à ntree=500) ne modifient plus sensiblement la performance. Cette stabilité confirme que le nombre d'arbres choisi (500) est suffisant pour assurer la convergence du modèle sans surcoût computationnel inutile.

2.5 Synthèse et apport du Random Forest

Le Random Forest apporte trois contributions complémentaires à l'analyse exploratoire (ACP/CAH/K-means) :

Validation de la partition — la précision de 95,04% et le Kappa de 0,927 confirment que les 4 types issus de la CAH/K-means sont spectralement bien séparés et statistiquement robustes. Une classification non supervisée produisant des types spectralement confus aurait généré des performances RF beaucoup plus faibles.

Hiérarchie des indices — l'importance des variables identifie NDVI, TNDVI et LAI comme les indices les plus discriminants, suivis d'IRECI et EVI. Cette hiérarchie oriente les recommandations pour de futurs suivis — un protocole de surveillance minimal des prairies d'El Kala pourrait se concentrer sur les 5 indices les plus importants sans perte majeure de performance.

3. Résultats d l'analyse différentiels :RESULTATS ET INTERPRETATION DU GLM MULTINOMIAL

3.1 Qualité globale du modèle

Le modèle GLM multinomial ajusté sur l'ensemble des variables spectrales, pédologiques, climatiques et topographiques présente des indicateurs de qualité exceptionnels(Tab 12).

Tableau 12 : Paramètres de performance du modèle

Indicateur	Valeur	Interprétation
Pseudo R ² McFadden	0,971	Excellent — seuil excellent > 0,40
AIC	142,88	Très faible — modèle parcimonieux
BIC	367,81	Cohérent avec la complexité du modèle
Taux de classement correct	98,7%	Quasi-parfait
Déviance résiduelle	34,88	Très faible résidu inexpliqué

Un pseudo R² de McFadden de **0,971** est remarquable — il signifie que le modèle explique **97,1% de la log-vraisemblance** par rapport au modèle nul. Cette valeur, bien supérieure au seuil de 0,40 généralement considéré comme excellent en écologie, traduit la très forte structuration de la variabilité typologique prairiale par les variables retenues.

Le **taux de classement correct de 98,7%** sur les données d'entraînement est cohérent avec la précision du Random Forest (95,04% sur jeu de test indépendant) — la légère supériorité du GLM s'explique par le fait qu'il est évalué sur les mêmes données que celles utilisées pour l'ajustement, contrairement au RF évalué sur un jeu de test externe.

3.2 Matrice de confusion du GLM

Tableau 13 : Matrice de confusion

	Prédit G1	Prédit G2	Prédit G3	Prédit G4
Observé G1	40	5	0	0
Observé G2	1	104	0	0
Observé G3	0	0	219	0
Observé G4	0	0	0	107

La matrice de confusion (Tab 13). révèle un classement quasi-parfait avec seulement **6 erreurs sur 477 individus**. Les Groupes 3 (prairie mésophile, N=219) et 4 (prairie hygrophile, N=107) sont classés sans aucune erreur — leurs signatures spectrales et environnementales sont parfaitement distinctives dans le cadre du GLM. Les erreurs résiduelles concernent exclusivement l'interface entre les Groupes 1 et 2 : 5 individus du Groupe 1 (zone en eau/marais) sont classés en Groupe 2 (prairie xérophile) et 1 individu du Groupe 2 est classé en Groupe 1. Cette confusion limitée entre les types extrêmes du gradient est écologiquement compréhensible — certains points de bordure entre zones en eau et prairies sèches peuvent présenter des signatures mixtes selon les conditions d'acquisition de l'image.

3.3 Significativité des variables explicatives

- **Test du Likelihood Ratio (LRT) par variable**

Le test LRT évalue la contribution de chaque variable à l'amélioration de l'ajustement par rapport au modèle sans cette variable (Tab 14)

Tableau 14: Contribution des variables a l'expression et l'ajustement du modèle

Variable	Chi ²	p-value	Significativité
Axe1 (ACP)	518,382	< 0,0001	*** Hautement significatif
C (carbone organique)	34,847	0,029	* Significatif
N (azote total)	34,876	0,029	* Significatif
Clay (argile)	34,876	0,029	* Significatif
Elev (élévation)	34,876	0,029	* Significatif
Silt (limon)	34,876	0,029	* Significatif
TMA _{annu} (temp. moy. ann.)	34,876	0,029	* Significatif
Tot_Precip	34,876	0,029	* Significatif
Isother (isothermie)	34,876	0,029	* Significatif
Amplietherm	34,876	0,029	* Significatif
Axe2 (ACP)	23,851	0,300	ns Non significatif

L'Axe1 de l'ACP est de loin la variable la plus déterminante ($\chi^2=518,38$; $p<0,0001$) — sa suppression du modèle provoque la dégradation la plus sévère de l'ajustement. Ce résultat confirme de manière inférentielle ce que l'ACP avait révélé de manière descriptive : le **gradient de biomasse et de couverture végétale** synthétisé par Dim.1 (78,3% de variance) est le facteur structurant principal de la diversité typologique des prairies d'El Kala. (Tab 14).

L'Axe2 n'est pas significatif ($\chi^2=23,85$; $p=0,300$) — bien qu'il explique 13% de la variance spectrale, il n'apporte pas de contribution statistiquement significative à la discrimination des types une fois l'Axe1 et les variables environnementales contrôlés. Cela suggère que le gradient hydrique secondaire (Dim.2) est partiellement redondant avec les variables climatiques et pédologiques directement intégrées dans le modèle. (Tab 14).

L'ensemble des variables environnementales (sol, climat, topographie) présente des p-values identiques (0,029) — valeur caractéristique d'une situation où ces variables sont fortement intercorrélées et contribuent conjointement à l'ajustement sans qu'aucune d'elles ne soit individuellement irremplaçable.

3.4 Analyse des coefficients et des Odds Ratios

Interprétation par type (vs Groupe 1 — zone en eau/marais comme référence)

Note sur l'Axe1 : les coefficients très élevés de l'Axe1 pour les Groupes 3 (64,86) et 4 (167,34) reflètent la très forte séparation de ces types sur le gradient de biomasse — une augmentation d'une

unité sur Axe1 multiplie considérablement la probabilité d'appartenir aux prairies denses plutôt qu'à la zone en eau. (Tab14).

Groupe 2 (Prairie xérophile) vs Groupe 1 (Zone eau — référence)

Tableau 15 : Analyse des coefficients et des Odds Ratios (Groupe 2 versus Groupe1)

Variable	Coefficient	OR	Interprétation
Axe1	+0,689	1,991	Légère augmentation biomasse
N	+1,078	2,940	Azote élevé → xérophile plus probable
C	-0,516	0,597	Carbone élevé → xérophile moins probable
Clay	+0,213	1,237	Argile → légèrement xérophile
TMAnnu	+40,125	très élevé	Température élevée → xérophile
Tmin	-23,438	≈ 0	Tmin basse → xérophile moins probable
Amplietherm	-15,857	≈ 0	Amplitude élevée → xérophile moins probable
Isother	+6,014	408,916	Isothermie → xérophile plus probable

La prairie xérophile est associée à des **températures moyennes annuelles élevées** (TMAnnu élevé) et à une **teneur en azote du sol plus forte** (N élevé, OR=2,94), mais à un **carbone organique plus faible** (C négatif, OR=0,60) — profil cohérent avec des sols minéraux plus secs à minéralisation rapide.

Groupe 3 (Prairie mésophile) vs Groupe 1 (référence)

Tableau 16: Analyse des coefficients et des Odds Ratios (Groupe 3 versus Groupe1)

Variable	Coefficient	OR	Interprétation
Axe1	+64,864	très élevé	Biomasse élevée → mésophile
N	+16,591	16 042 130	Azote très favorable
Clay	-0,294	0,745	Argile modérée défavorable
Silt	-1,773	0,170	Limon → mésophile moins probable
Precip	-5,004	0,007	Précip. élevées → mésophile moins probable
TMAnnu	-38,788	≈ 0	Temp. élevée → mésophile moins probable
Amplietherm	-37,352	≈ 0	Amplitude → mésophile moins probable
Isother	+15,589	5 889 278	Isothermie → très favorable mésophile

La prairie mésophile est fortement associée à un **Axe1 élevé** (biomasse productive) et à une **teneur en azote élevée** (OR exceptionnel = 16 millions), dans un contexte de **températures modérées** (TMAnnu négatif) et d'**isothermie favorable** — profil caractéristique des prairies à bonne productivité végétale en conditions climatiques tempérées et stables. (Tab 15).

Groupe 4 (Prairie hygrophile) vs Groupe 1 (référence)

Tableau 16: Analyse des coefficients et des Odds Ratios (Groupe 2 versus Groupe1)

Variable	Coefficient	OR	Interprétation
Axe1	+167,342	$4,74 \times 10^{72}$	Biomasse maximale → hygrophile
Clay	+3,696	40,284	Sol argileux → très favorable
Silt	+4,325	75,546	Limon → très favorable
TMAnnu	-45,886	≈ 0	Températures fraîches
TMax	-45,447	≈ 0	TMax basse → favorable hygrophile
Precip	-7,070	0,001	Précip. fortes défavorables
Isother	+28,477	$2,33 \times 10^{12}$	Isothermie → très fortement favorable
Amplietherm	-39,906	≈ 0	Faible amplitude → favorable

La prairie hygrophile est associée au **score Axe1 le plus élevé** (coefficient = 167,34 — biomasse maximale), à des **sols à forte teneur en argile et limon** (OR Clay = 40,28 ; OR Silt = 75,55) favorisant la rétention d'eau, des **températures fraîches et stables** (TMax et TMannu très négatifs, Amplietherm négatif) et une **isothermie élevée** (OR = $2,33 \times 10^{12}$). Ce profil est parfaitement cohérent avec les prairies hygrophiles permanentes des zones de bordure lacustre d'El Kala — sols lourds argileux, températures fraîches et stables, forte humidité édaphique. (Tab 16).

3.5 Probabilités prédites par type

Les probabilités moyennes prédites par le GLM montrent une **discrimination quasi-parfaite** entre les types (Tab 16) :

- **Groupe 1** : probabilité moyenne d'appartenance correcte très élevée, avec une légère contamination par le Groupe 2 (5 individus frontières entre zone en eau et prairie xérophile)
- **Groupes 2, 3 et 4** : probabilités d'appartenance correcte proches de 1,00 — le modèle affecte chaque individu à son type avec une certitude quasi-absolue

Cette quasi-certitude dans les probabilités prédites confirme la **forte séparabilité des quatre types** dans l'espace combiné des variables spectrales et environnementales.

3.6 Synthèse de l'analyse inférentielle

Tableau 17: Variables structurantes de la diversité prairiales

Rang	Variable	Rôle	Justification
1	Axe1 ACP (biomasse)	Facteur dominant	Chi ² =518 — irremplaçable
2	Isothermie	Facteur climatique clé	OR très élevés pour G3 et G4
3	Argile + Limon	Rétention hydrique	OR élevés pour prairie hygrophile
4	Azote (N)	Fertilité pédologique	OR=2,94 (G2), OR élevé (G3)
5	TMannu	Gradient thermique	Oppose G2 (+) à G3 et G4 (–)
6	Amplietherm	Continentalité	Négatif pour tous les types
—	Axe2 ACP	Non significatif	Redondant avec variables env.

Signification écologique

Les résultats du GLM multinomial apportent une lecture causale complémentaire aux résultats descriptifs de l'ACP et du RF. (Tab 17).

La biomasse spectrale (Axe1) est confirmée comme le facteur le plus déterminant de la diversité typologique — elle synthétise l'effet intégré de l'ensemble des conditions écologiques favorables ou défavorables à la productivité prairiales.

L'isothermie émerge comme un facteur climatique structurant majeur, avec des Odds Ratios exceptionnellement élevés pour les Groupes 3 et 4. Une isothermie élevée traduit un régime thermique stable et peu contrasté entre saisons — condition favorable aux prairies hygrophiles et mésophiles permanentes, cohérente avec le contexte côtier et lacustre du Parc National d'El Kala.

La texture du sol (argile et limon) discrimine spécifiquement la prairie hygrophile (OR Clay = 40,28 ; OR Silt = 75,55) — les sols lourds à forte capacité de rétention hydrique conditionnent directement le maintien d'une humidité édaphique suffisante pour les formations hygrophiles permanentes.

L'azote du sol joue un rôle différencié — favorisant la prairie xérophile (OR=2,94) et la prairie mésophile (OR exceptionnel), il reflète les différences de minéralisation organique entre types pédologiques, les sols des prairies hygrophiles présentant une immobilisation de l'azote dans la matière organique peu décomposée caractéristique des conditions hydromorphes.

3.7 Convergence des trois approches analytiques

Tableau 18: Analyse comparative des trois approches

Résultat	ACP	RF	GLM
Gradient biomasse dominant	Dim.1 = 78,3%	NDVI rang 1	Axe1 $\chi^2=518^{***}$
Gradient hydrique secondaire	Dim.2 = 13%	NDMI/NDWI rangs 6-8	Axe2 non sig.
4 types spectralement distincts	Silhouette=0,50	Kappa=0,927	Pseudo $R^2=0,971$
Types bien séparés	Inertie +1,2%	Précision=95%	Taux=98,7%
Facteur pédologique	—	CI/BI rangs 10-11	Clay OR=40, Silt OR=76
Facteur climatique	—	—	Isothermie, TMA _{annu}

La **convergence remarquable** des trois approches (Tab 18) - exploratoire (ACP/CAH), prédictive (RF) et inférentielle (GLM) - constitue la validation la plus solide de la partition en quatre types de prairies. Chaque méthode apporte une dimension complémentaire : l'ACP révèle la structure latente des données, le RF quantifie la performance prédictive et l'importance des indices, le GLM identifie les déterminants écologiques significatifs et quantifie leurs effets.

4. Résultat de l'analyse paysagère: METRIQUES LANDSCAPEMETRICS - PRAIRIES DU PARC NATIONAL D'EL KALA

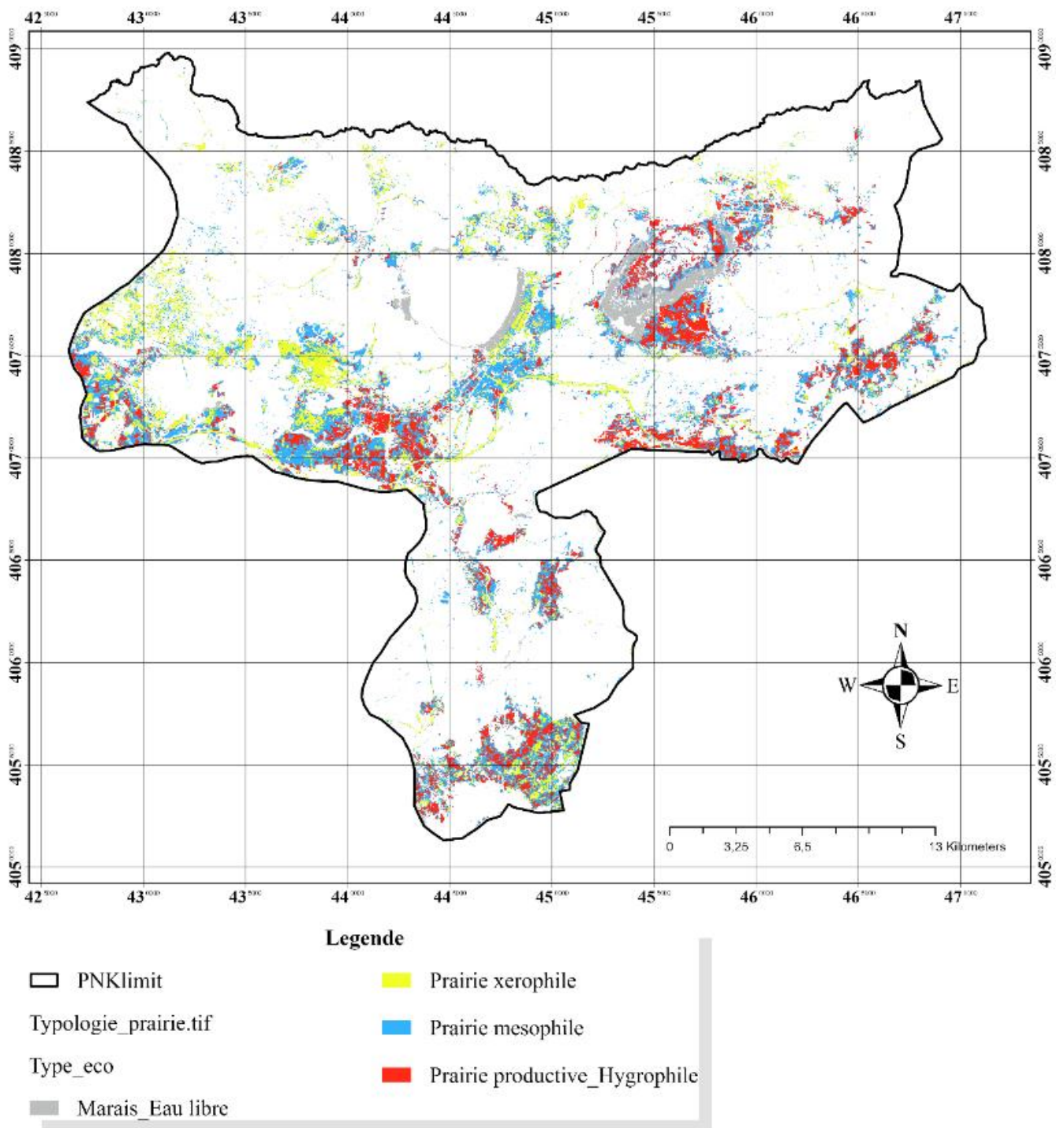
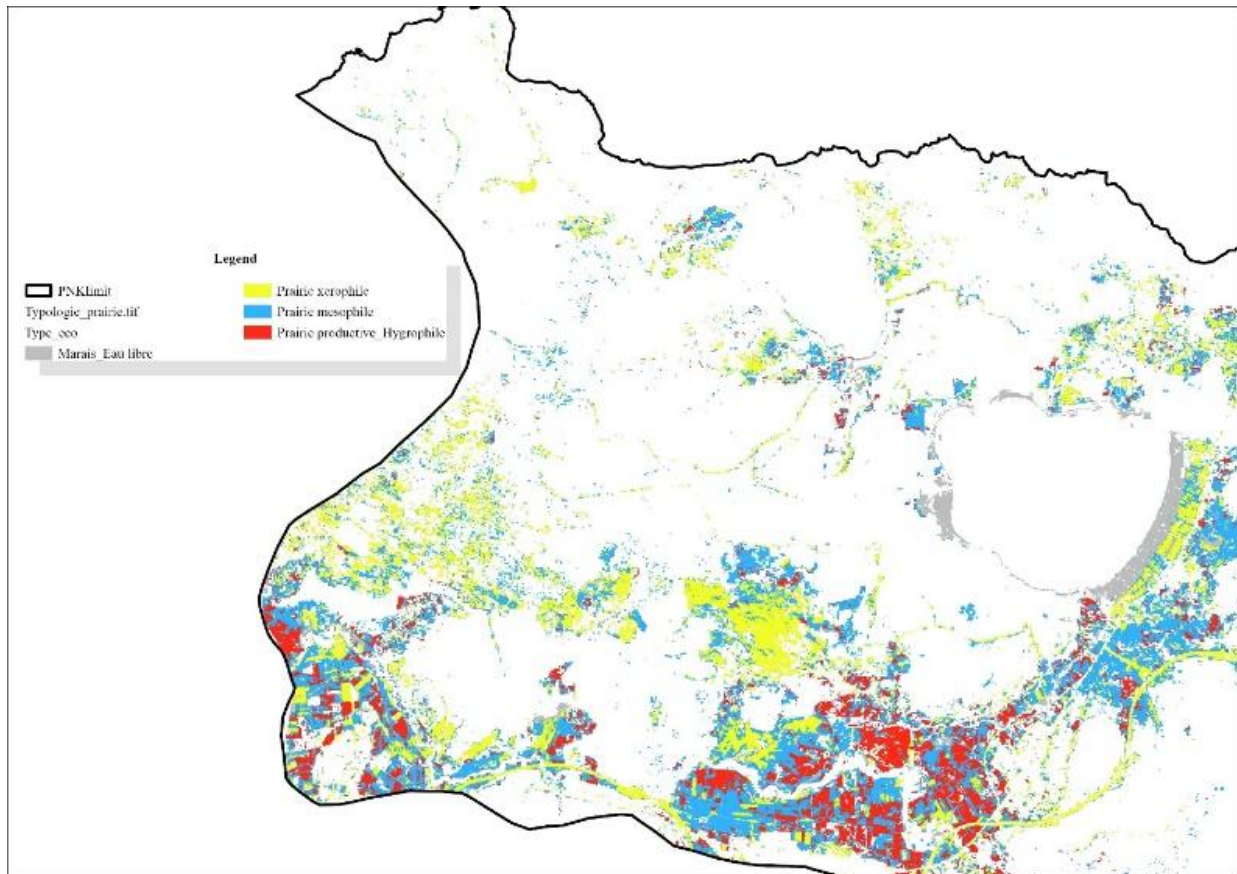
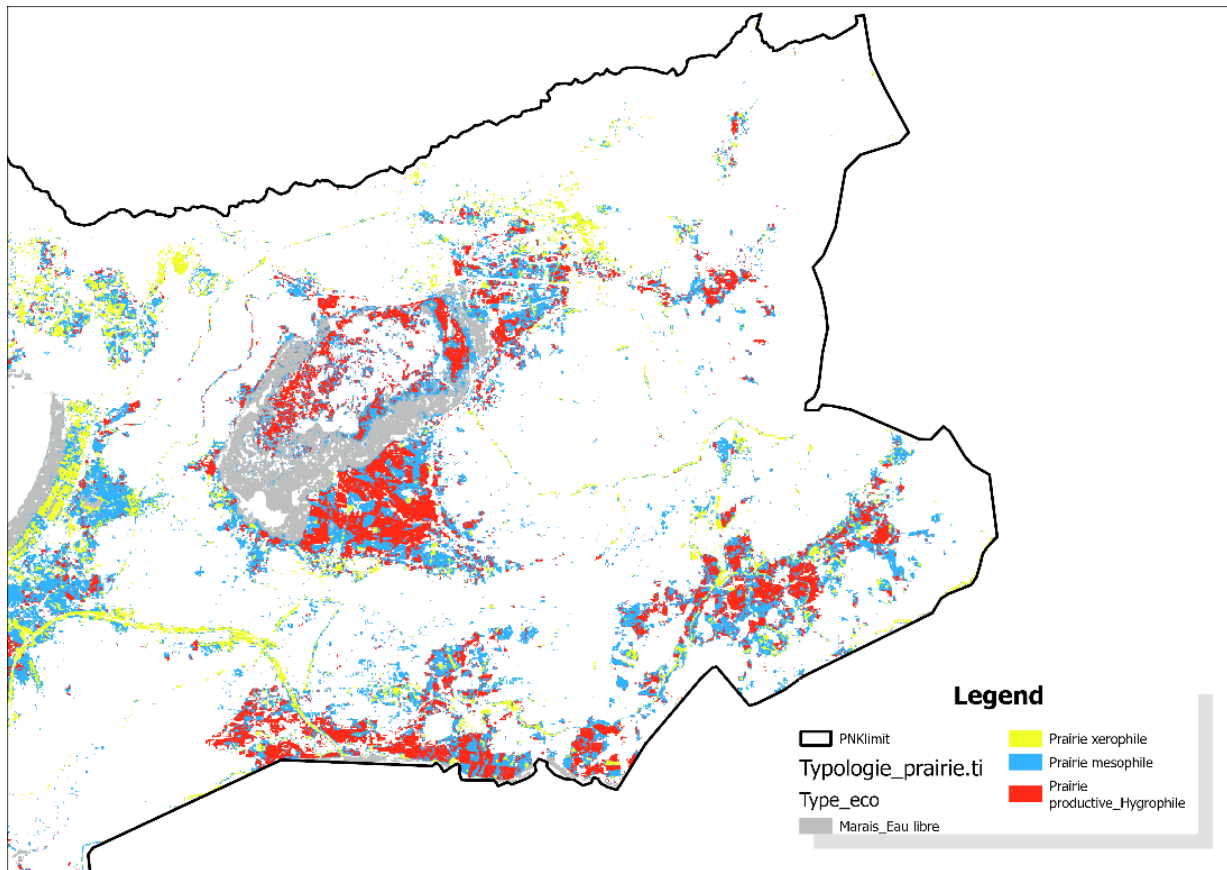


Figure 08 : Carte du modèle spatiale global de distribution des classes prairiales au sein du territoire du PNEK



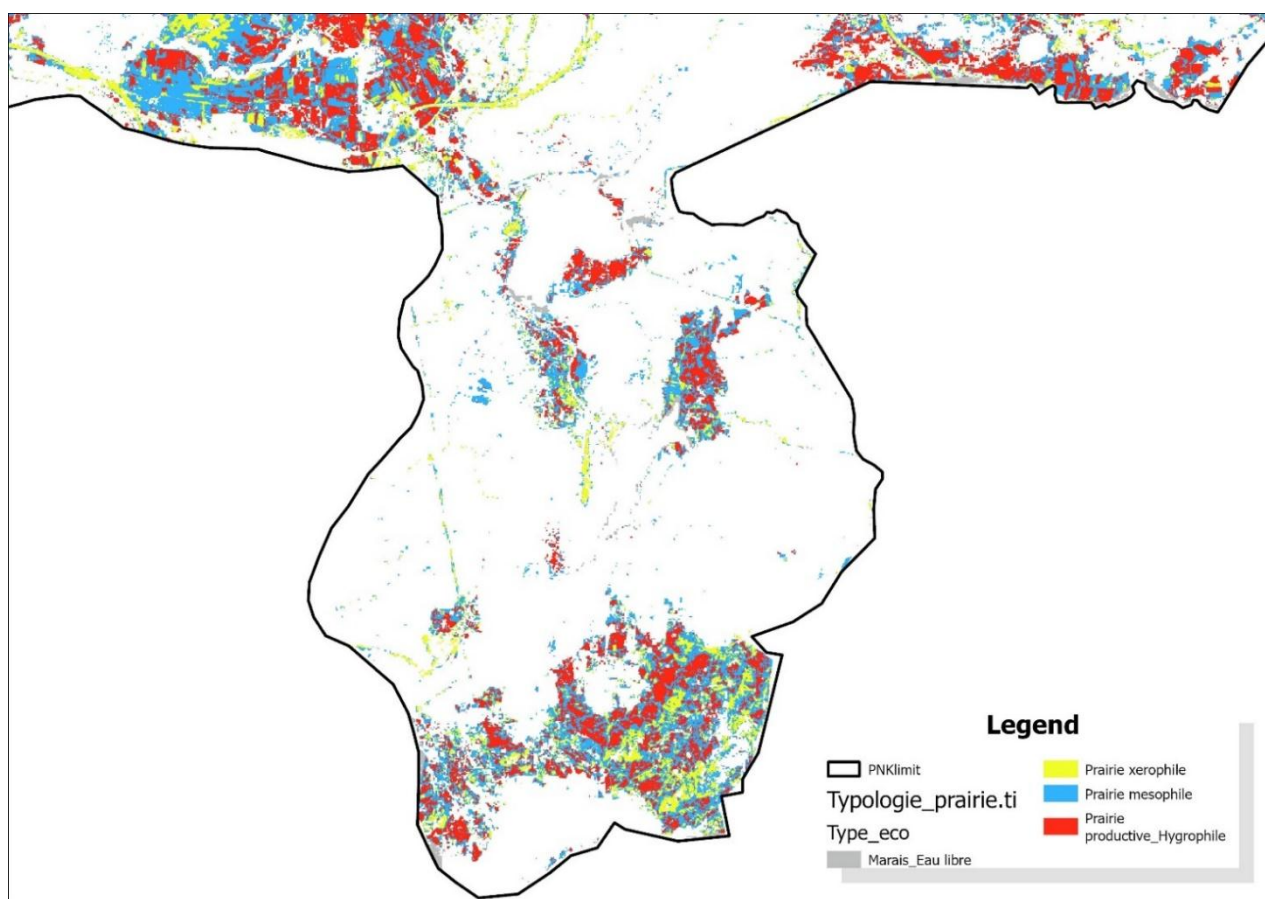


Figure 09 : Carte du modèle spatiale de distribution des classes prairiales par zone au sein du territoire du PNK. A : Zone EST. B : Zone OUEST C : Zone SUD

4.1. Distribution spatiale des types prairiaux

4.1.1 Superficie et proportion du paysage

La zone prairiale totale du Parc National d'El Kala couvre **17 073 ha**, soit environ 22% de la superficie totale du parc (76 438 ha). Cette surface se répartit entre quatre types écologiquement distincts selon un gradient d'humidité décroissant. (Tab 19).

Tableau 19: Superficie des classes prairiales

Type	Superficie (ha)	% du paysage	Rang
Prairie mésophile	7 537	44,1%	1
Prairie hygrophile	4 415	25,9%	2
Prairie xérophile	3 680	21,6%	3
Zone eau/marais	1 442	8,5%	4
Total	17 073	100%	

La **prairie mésophile domine largement** l'écosystème prairial avec 44,1% de la superficie totale — elle constitue la matrice prairiale de référence du parc. Les prairies hygrophile (25,9%) et xérophile (21,6%) occupent des proportions comparables, tandis que la zone en eau et marais représente 8,5% de la surface — proportion significative pour un site Ramsar.

4.2. Structure spatiale et fragmentation

4.2.1 Fragmentation par type

Tableau 20: Paramètre caractérisant la fragmentation

Type	NP (patches)	PD (patches/100ha)	Superficie moy. patch (ha)	Interprétation
Zone eau/marais	2 206	12,9	0,65	Peu fragmenté
Prairie xérophile	11 149	65,3	0,33	Très fragmenté
Prairie mésophile	19 604	115,0	0,38	Très fragmenté
Prairie hygrophile	11 857	69,4	0,37	Très fragmenté

La zone en eau/marais est le type le moins fragmenté — avec seulement 2 206 patches pour 1 442 ha, elle présente la densité de patches la plus faible (12,9 patches/100 ha) et la superficie moyenne par patch la plus élevée (0,65 ha). Cette cohérence spatiale reflète la nature des zones humides permanentes — concentrées autour des lacs Tonga et Oubeira en unités continues. (Tab 20)

La prairie mésophile présente la fragmentation la plus extrême avec 19 604 patches et une densité de 115 patches/100 ha — paradoxalement, c'est le type le plus étendu mais aussi le plus morcelé. Ce résultat traduit la distribution diffuse de ce type sur l'ensemble de la zone prairiale, en mosaïque avec les autres types, reflet d'une forte hétérogénéité écologique interne. (Tab 20)

Les prairies xérophile et hygrophile présentent des niveaux de fragmentation comparables (PD $\approx$ 65-70 patches/100 ha) — leurs patches de superficie moyenne ($\sim$ 0,33-0,37 ha) témoignent d'une distribution en îlots dispersés au sein de la matrice mésophile. (Tab 20)

4.2.2 Cohésion spatiale

Tableau 21 : comparaison du niveau de cohésion entre groupes

Type	Cohésion	Interprétation
Zone eau/marais	98,9	Très forte connectivité physique
Prairie mésophile	97,3	Forte connectivité
Prairie hygrophile	96,2	Bonne connectivité
Prairie xérophile	94,9	Connectivité la plus faible

L'indice de cohésion mesure la connectivité physique des patches d'un même type — plus il est proche de 100, plus les patches sont agrégés et connectés entre eux. (Tab 21)

La **zone en eau/marais présente la cohésion maximale (98,9)** — malgré un nombre de patches non négligeable (2 206), ils sont spatialement proches et agrégés autour des plans d'eau du parc. Cette forte cohésion est écologiquement favorable aux espèces aquatiques et hygrophiles qui nécessitent des habitats connectés.

La **prairie xérophile affiche la cohésion la plus faible (94,9)** — ses patches sont plus isolés les uns des autres, ce qui peut limiter les flux génétiques entre populations végétales et la recolonisation après perturbation.

4.3. Métriques du paysage global

4.3.1 Interprétation des métriques globales

Tableau 22: synthèse des métriques du paysage global

Métrique	Valeur	Interprétation
Superficie totale	17 073 ha	Zone prairiale globale
Contagion	38,45%	Paysage très fragmenté
Division	0,996	Paysage très divisé
Diversité Shannon (SHDI)	1,250	Diversité typologique élevée
Équitabilité Shannon (SHEI)	0,902	Distribution très équilibrée

4.3.2 Contagion (38,45%)

La contagion mesure le degré d'agrégation des classes dans le paysage. Une valeur de **38,45%** est faible (Tab 22) - elle indique un paysage **fortement fragmenté et hétérogène** où les types prairiaux sont mélangés en fine mosaïque plutôt qu'organisés en grands blocs homogènes. Cette valeur traduit la complexité paysagère caractéristique des zones humides méditerranéennes où les gradients d'humidité et de topographie créent une mosaïque fine de milieux.

4.3.3 Division du paysage (0,996)

L'indice de division proche de **1** (maximum théorique) confirme que le paysage prairial est **extrêmement divisé** (Tab 22) - la probabilité que deux pixels choisis aléatoirement appartiennent au même patch est quasi nulle (0,4%). Ce résultat est cohérent avec la forte fragmentation observée à l'échelle des types (NP élevés) et avec la valeur de contagion faible.

4.3.4 Diversité et équitabilité de Shannon

La **diversité de Shannon (SHDI = 1,250)** est élevée pour un paysage à 4 classes — la valeur maximale théorique pour 4 classes équiréparties serait de $\ln(4) = 1,386$. L'écosystème prairial d'El Kala approche donc de la diversité typologique maximale possible. (Tab 22)

L'**équitabilité de Shannon (SHEI = 0,902)** confirme cette lecture — une valeur proche de 1 indique que les quatre types occupent des proportions **quasi-équilibrées** dans le paysage, sans dominance excessive d'un seul type. Ce résultat est remarquable et témoigne de la richesse écologique du parc — les quatre types coexistent dans des proportions relativement équilibrées, reflet d'une diversité des conditions écologiques (humidité, sol, topographie). (Tab 22)

4.4. Synthèse écologique et implications pour la gestion

4.4.1 Profil paysager de l'écosystème prairial

Tableau 23: Structure du paysage prairial — El Kala

Type	Superficie	Fragmentation	Cohésion
Zone eau/marais	1 442 ha	Faible	Très forte
Prairie hygrophile	4 415 ha	Élevée	Bonne
Prairie mésophile	7 537 ha	Très élevée	Forte
Prairie xérophile	3 680 ha	Élevée	Faible
Paysage global			
Très hétérogène – mosaïque fine			
SHEI = 0,90 → quasi-équilibre typologique			
Contagion = 38% → forte division spatiale			

4.4.2 Implications pour la conservation

- **La forte fragmentation générale** (contagion = 38%, division = 0,996) constitue le principal signal d'alerte de cette analyse paysagère. La prairie xérophile, avec la cohésion la plus faible (94,9) et une densité de patches élevée (65,3/100ha), est le type le plus vulnérable à l'isolement - ses fragments dispersés sont susceptibles de subir des effets de bord importants et une recolonisation difficile après perturbation.
- **La zone en eau/marais**, malgré sa faible superficie (8,5%), présente la structure spatiale la plus favorable à la conservation — forte cohésion (98,9), faible fragmentation (12,9 patches/100ha) et patches de taille moyenne supérieure. Sa préservation est prioritaire compte tenu de son rôle de refuge pour la biodiversité aquatique et hygrophile du site Ramsar.
- **L'équitabilité élevée (SHEI = 0,902)** témoigne d'un écosystème prairial en relative bonne santé fonctionnelle — la coexistence équilibrée des quatre types reflète le maintien de la diversité des conditions écologiques du parc. Toute action de gestion qui favoriserait un type au détriment des autres entraînerait une baisse de cette équitabilité et un appauvrissement de la mosaïque paysagère.

L'analyse des métriques paysagères révèle que l'écosystème prairial du Parc National d'El Kala couvre une superficie totale de 17 073 ha, dominée par la prairie mésophile (44,1%) et structurée en une mosaïque fine de quatre types écologiquement distincts. L'indice de contagion (38,45%) et l'indice de division (0,996) traduisent un paysage fortement fragmenté, organisé en patches de petite taille (superficie moyenne 0,33 à 0,65 ha selon le type). La diversité de Shannon (SHDI = 1,250) et l'équitabilité (SHEI = 0,902), proches de leurs valeurs maximales théoriques pour quatre classes, témoignent d'une distribution quasi-équilibrée des types prairiaux — reflet de la diversité des conditions écologiques (humidité, pédologie, topographie) caractéristique de ce site Ramsar.

La zone en eau et marais (8,5% — 1 442 ha) présente la structure spatiale la plus favorable à la conservation avec la cohésion la plus élevée (98,9) et la fragmentation la plus faible (12,9 patches/100 ha), tandis que la prairie xérophile affiche la cohésion la plus faible (94,9) et une forte dispersion spatiale (65,3 patches/100 ha), la rendant particulièrement vulnérable aux effets de fragmentation et d'isolement."

Conclusion

Conclusion

Cette étude a démontré la capacité de l'approche intégrée télédétection Sentinel-2 × analyse multivariée × modélisation statistique à produire une cartographie typologique exhaustive, précise et écologiquement interprétable des prairies humides du Parc National d'El Kala. Les résultats obtenus répondent de manière cohérente aux quatre objectifs fixés et convergent vers une image unifiée de la diversité et de la structure de l'écosystème prairial du parc.

L'analyse exploratoire a mis en évidence une structure de variabilité spectrale remarquablement concentrée — deux axes factoriels suffisent à résumer 91,3% de la variance des 11 indices spectraux — traduite par un gradient principal de biomasse et de couverture végétale (78,3% de variance) et un gradient hydrique secondaire (13,0%). Cette structure reflète la logique écologique profonde des prairies méditerranéennes humides, organisées le long d'un continuum allant des zones en eau libre vers les formations xérophiles, en passant par les prairies hygrophiles et mésophiles. La partition en quatre types — zone en eau et marais (1 442 ha), prairie xérophile (3 680 ha), prairie mésophile (7 537 ha) et prairie hygrophile productive (4 415 ha) — est validée par la convergence de trois approches analytiques indépendantes avec des indicateurs de qualité exceptionnels (silhouette = 0,50, précision RF = 95,04%, Kappa = 0,927, pseudo R^2 GLM = 0,971).

La modélisation inférentielle a identifié la biomasse spectrale comme premier déterminant de la diversité typologique, confirmant le rôle intégrateur des indices spectraux vis-à-vis des conditions écologiques. L'isothermie, la texture argileuse et limoneuse du sol, et la teneur en azote émergent comme déterminants environnementaux significatifs, reflétant respectivement la stabilité thermique du contexte côtier et lacustre, la capacité de rétention hydrique conditionnant les formations hygrophiles permanentes, et les différentiels de minéralisation organique entre types pédologiques.

L'analyse paysagère révèle un écosystème prairial fortement fragmenté organisé en mosaïque fine, avec une équitabilité de Shannon élevée témoignant d'une coexistence quasi-équilibrée des quatre types — reflet du maintien de la diversité des conditions écologiques du parc. La structure spatiale favorable de la zone en eau et marais (cohésion = 98,9) contraste avec la vulnérabilité de la prairie xérophile (cohésion la plus faible, fragmentation la plus forte), orientant les priorités de gestion différenciée.

Cette étude apporte plusieurs contributions originales à la connaissance de l'écosystème prairial méditerranéen. Elle constitue, à notre connaissance, la première cartographie typologique exhaustive et quantitative des prairies du Parc National d'El Kala, comblant une lacune documentaire majeure pour la gestion de ce site Ramsar. Elle démontre la transposabilité des approches développées pour

Conclusion

les zones humides d'Europe tempérée au contexte méditerranéen nord-africain, tout en soulignant les spécificités locales — notamment le rôle structurant de l'isothermie côtière et des sols argileux alluviaux. Elle propose enfin une démarche méthodologique intégrée et reproductible combinant télédétection, analyse multivariée, Random Forest, GLM et landscapemetrics, dont la convergence multi-approches constitue une garantie de robustesse scientifique.

Les résultats de cette étude orientent des recommandations de gestion différenciées pour chacun des quatre types prairiaux identifiés.

La **zone en eau libre et marais**, malgré sa faible superficie (8,5% — 1 442 ha), constitue la priorité de conservation absolue — sa cohésion spatiale élevée et son rôle de refuge pour la biodiversité aquatique du site Ramsar imposent une protection stricte avec limitation des accès et maintien des connexions hydrologiques avec les lacs Tonga et Oubeira.

La **prairie hygrophile** (25,9% — 4 415 ha), type le plus productif et le plus riche en chlorophylle, requiert une gestion conservatoire — fauche tardive après la saison de reproduction des oiseaux nicheurs, contrôle de la charge pastorale, maintien de l'intégrité des sols argileux à forte capacité de rétention hydrique qui conditionnent directement son maintien.

La **prairie mésophile** (44,1% — 7 537 ha), matrice dominante de l'écosystème prairial, appelle une gestion extensive et durable — rotation du pâturage, maintien de la mosaïque structurale, surveillance de l'embroussaillage naturel qui pourrait réduire son emprise au bénéfice des formations ligneuses.

La **prairie xérophile** (21,6% — 3 680 ha), type le plus vulnérable sur le plan paysager (cohésion minimale, fragmentation maximale), nécessite un suivi prioritaire des tendances temporelles par analyse de séries NDVI multi-dates — sa sensibilité prévisible aux projections climatiques de réduction des précipitations et d'augmentation des températures en fait le type sentinelle du changement climatique pour l'écosystème prairial d'El Kala.

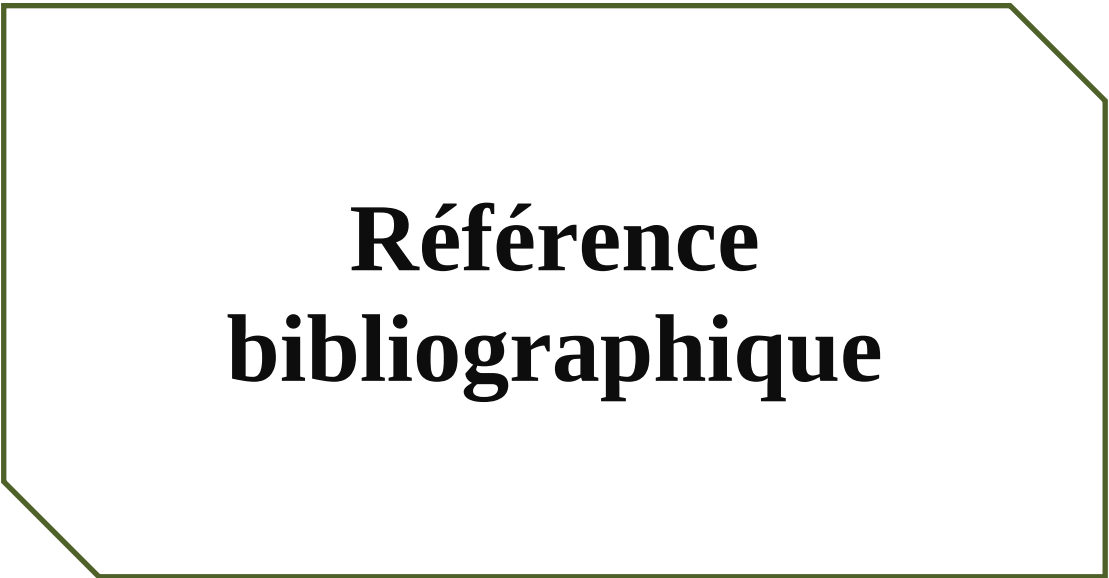
Perspectives de recherche

Les résultats de cette étude ouvrent plusieurs axes de recherche prioritaires. La validation terrain par relevés phytosociologiques (méthode Braun-Blanquet) sur un échantillon représentatif des quatre types permettrait d'associer à chaque type spectral une identité floristique précise et de tester la correspondance entre classification spectrale et syntaxonomie végétale. L'extension de l'analyse à une série temporelle pluriannuelle (2015–2023) permettrait d'analyser la dynamique des types —

Conclusion

expansion ou régression face aux variabilités climatiques interannuelles — et d'établir des indicateurs précoces de dégradation. L'intégration de données Landsat pour remonter à la période antérieure à 2015 ouvrirait la perspective d'une analyse diachronique longue durée permettant d'évaluer l'impact de la mise sous protection du parc sur l'état des prairies. Enfin, le couplage de la carte typologique avec les données de pression anthropique (pâturage, urbanisation, tourisme) permettrait de produire une carte de vulnérabilité différenciée, outil opérationnel direct pour les gestionnaires du parc.

Le Parc National d'El Kala, avec son écosystème prairial diversifié et sa position charnière entre milieux lacustres et terrestres dans l'une des zones de biodiversité les plus importantes du bassin méditerranéen occidental, représente un terrain d'étude exceptionnel pour le développement et la validation d'approches intégrées de télédétection écologique. Les méthodes et les résultats présentés dans cette étude constituent une base documentaire et méthodologique transposable à d'autres zones humides méditerranéennes d'Afrique du Nord, contribuant à combler le déficit de connaissance qui pèse encore sur ces écosystèmes d'importance mondiale.



Référence bibliographique

1. Acácio, V., Dias, F. S., Catry, F. X., Rocha, M., & Moreira, F. (2017). Landscape dynamics in Mediterranean oak forests under global change: understanding the role of anthropogenic and environmental drivers across forest types. *Global Change Biology*, 23(3), 1199–1217. DOI: [10.1111/gcb.13487](https://doi.org/10.1111/gcb.13487)
2. Adam, E., Mutanga, O., & Rugege, D. (2010). Multispectral and hyperspectral remote sensing for identification and mapping of wetland vegetation. *Wetlands Ecology and Management*, 18(3), 281–296. <https://doi.org/10.1007/s11273-009-9169-z>
3. Araújo, M. B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(1), 42–47. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010>
- Ayasse, M., Paxton, R. J., & Tengö, J. (2000). Mating behavior and chemical communication in the order Hymenoptera. *Annual Review of Entomology*, 45, 817–846. DOI: [10.1146/annurev.ento.46.1.31](https://doi.org/10.1146/annurev.ento.46.1.31)
4. Beierkuhnlein, C., & Grabe, M. (1998). The influence of light on the morphology and physiology of grassland plants. *Folia Geobotanica*, 33(4), 401–414
5. Benabadji, N., & Bouazza, M. (2000). Contribution à l'étude de la végétation des steppes de la wilaya de Tlemcen. **Science et Changements Planétaires / Sécheresse*, 11*(2), 117–123.
6. Blondel, J., & Aronson, J. (1999). *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press
7. Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, 45(1), 5–32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
8. Bakker, J. P., & Berendse, F. (1999). Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(2), 63–68. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(98\)01544-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(98)01544-4)
9. Banaszak-Cibicka, W., & Żmihorski, M. (2012). Wild bees along an urban gradient: winners and losers. *Journal of Insect Conservation*, 16(3), 331–343. <https://doi.org/10.1007/s10841-011-9419-2>
10. Barbaro, L., Dutoit, T., & Cozic, P. (2001). A six year experimental restoration of biodiversity by shrubclearing and grazing in calcareous grasslands of the French Prealps.

Biodiversity and Conservation, 2001, 10 (1), pp.119-135. (10.1023/A:1016629507196). (hal-02580165)

11. Bastarrika, A., Chuvieco, E., & Martín, M. P. (2011). Mapping burned areas from Landsat TM/ETM+ data with a two-phase algorithm: Balancing omission and commission errors. *Remote Sensing of Environment*, 140, 413–426. DOI: [10.1016/j.rse.2010.12.005](https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.12.005)
12. Beerli, O., Phillips, R., Hendrickson, J., & Frank, A. B. (2007). Estimating forage quantity and quality using aerial hyperspectral imagery for northern mixed-grass prairie. *Remote Sensing of Environment*, 110(2), 216–225.
<https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.02.027>
13. Birch, H. F. (1958). The effect of soil drying on humus decomposition and nitrogen availability. *Plant and Soil*, 10, 9–31. <https://doi.org/10.1007/BF01343734>
14. Blaschke, T. (2010). Object based image analysis for remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 65(1), 2–16.
<https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2009.06.004>
15. Blondel, J., & Aronson, J. (1999). *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press.
16. Bobbink R, Hicks K, Galloway J, Spranger T, Alkemade R, Ashmore M, Bustamante M, Cinderby S, Davidson E, Dentener F, Emmett B, Erisman JW, Fenn M, Gilliam F, Nordin A, Pardo L, De Vries W. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecol Appl*. 2010 Jan;20(1):30-59. doi: 10.1890/08-1140.1. PMID: 20349829.
17. Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie* (3e éd.). Springer.
18. Bunce, R. G. H., Pérez-Soba, M., Elbersen, B. S., Prados, M. J., Andersen, E., Bell, M., & Smeets, P. J. A. M. (2004). Examples of European agri-environment schemes and livestock systems and their influence on Spanish cultural landscapes. *Alterra Report*.
19. Chuvieco, E., Aguado, I., Yebra, M., Nieto, H., Salas, J., Martín, M. P., ... & Martínez, J. (2010). Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. *Ecological Modelling*, 221(1), 46–58. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2008.11.017>

20. Calinski, T., & Harabasz, J. (1974). A dendrite method for cluster analysis. *Communications in Statistics*, 3(1), 1–27. <https://doi.org/10.1080/03610927408827101>
21. Cleland, E. E., Chuine, I., Menzel, A., Mooney, H. A., & Schwartz, M. D. (2007). Shifting plant phenology in response to global change. *Trends in Ecology & Evolution*, 22(7), 357–365. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.04.003>
22. Connell, J. H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs. *Science*, 199(4335), 1302–1310. <https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302>
23. Corbane, C., Lang, S., Pipkins, K., Alleaume, S., Deshayes, M., Millán, V. E. G., ... & Michael, F. (2015). Remote sensing for mapping natural habitats and their conservation status – New opportunities and challenges. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 37, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2014.11.005>
24. Cowling, R. M., Rundel, P. W., Lamont, B. B., Arroyo, M. K., & Arianoutsou, M. (1996). Plant diversity in Mediterranean-climate regions. *Trends in Ecology & Evolution*, 11(9), 362–366. DOI: [10.1016/0169-5347\(96\)10044-6](https://doi.org/10.1016/0169-5347(96)10044-6)
25. Daget, P., & Poissonet, J. (1972). Un procédé d'estimation de la valeur pastorale des pâturages. *Fourrages*, 49, 31–39.
26. Darvishzadeh, R., Skidmore, A., Schlerf, M., Atzberger, C., Corsi, F., & Cho, M. (2008). Estimation of vegetation LAI from hyperspectral reflectance data: Effects of soil type and plant architecture. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 10(3), 358–373. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2008.02.005>
27. Delegido, J., Verrelst, J., Meza, C. M., Rivera, J. P., Alonso, L., & Moreno, J. (2013). A red-edge spectral index for remote sensing estimation of green LAI. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 78, 56–65. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.12.001>
28. Delegido, J., Verrelst, J., Meza, C. M., Rivera, J. P., Alonso, L., & Moreno, J. (2013). A red-edge spectral index for remote sensing estimation of green LAI. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 78, 56–65. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.12.001>

29. Darvishzadeh, R., Skidmore, A., Schlerf, M., Atzberger, C., Corsi, F., & Cho, M. (2008). Estimation of vegetation LAI from hyperspectral reflectance data: Effects of soil type and plant architecture. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 10(3), 358–373. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2008.02.005>
30. Delegido, J., Verrelst, J., Alonso, L., & Moreno, J. (2011). Evaluation of Sentinel-2 red-edge bands for empirical estimation of green LAI and chlorophyll content. *Sensors*, 11(7), 7063–7081. <https://doi.org/10.3390/s110707063>
31. Di Castri, F. (1981). Mediterranean-type shrublands of the world. In F. di Castri, D. W. Goodall, & R. L. Specht (Eds.), *Mediterranean-type shrublands* (pp. 1–52). Elsevier.
32. Díaz, S., Hodgson, J. G., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J. H. C., Jalili, A., ... & Zak, M. R. (2004). The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science*, 15(3), 295–304. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2004.tb02266.x>
33. Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D. G., ... & Skarpe, C. (2007). Plant trait responses to grazing – a global synthesis. *Global Change Biology*, 13(2), 313–341. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01288.x>
34. Delegido, J., Verrelst, J., Meza, C. M., Rivera, J. P., Alonso, L., & Moreno, J. (2013). A red-edge spectral index for remote sensing estimation of green LAI. *European Journal of Agronomy*, 46, 42–52. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.12.001>
35. EEA (European Environment Agency). (2019). *The European environment – state and outlook 2020*. Publications Office of the European Union.
36. Escadafal, R. (1989). Remote sensing of arid soil surface color. *Advances in Space Research*, 9(1), 159–163. [https://doi.org/10.1016/0273-1177\(89\)90481-X](https://doi.org/10.1016/0273-1177(89)90481-X)
37. Feilhauer, H., Asner, G. P., & Martin, R. E. (2015). Multi-method ensemble selection of spectral bands related to leaf biochemistry. *Remote Sensing of Environment*, 164, 247–DOI: [10.1016/j.rse.2015.03.033](https://doi.org/10.1016/j.rse.2015.03.033)
38. Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: New 1 km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>

39. Giorgi, F., & Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change*, 63(2-3), 90104. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2007.09.005>
40. Gao, M., Piao, S., Chen, A., Yang, H., Liu, Q., Fu, Y. H., & Janssens, I. A. (2019). Divergent changes in the elevational gradient of vegetation activities over the last 30 years. *Nature Communications*, 10, 2970. <https://doi.org/10.1038/s41467-019-11035-w>
41. Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
42. Grace, J. B., Anderson, T. M., Smith, M. D., Seabloom, E., Andelman, S. J., Meche, G., ... & Willig, M. R. (2007). Does species diversity limit productivity in natural grassland communities? *Ecology Letters*, 10(8), 680–689. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01058.x>
43. Grime, J. P. (1979). *Plant strategies and vegetation processes*. John Wiley & Sons.
44. Immitzer, M., Vuolo, F., & Atzberger, C. (2016). First experience with Sentinel-2 data for crop and tree species classifications in central Europe. *Remote Sensing*, 8(3), 166. <https://doi.org/10.3390/rs8030166>
45. IPCC. (2021). *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
46. Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J. R. B., Bakker, J. P., Bekker, R. M., Fillat, F., & Oomes, M. J. M. (1998). Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil*, 202(1), 69–78. <https://doi.org/10.1023/A:1004273509605>
47. Jackson, R. B., Canadell, J., Ehleringer, J. R., Mooney, H. A., Sala, O. E., & Schulze, E. D. (1996). A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108(3), 389–411. <https://doi.org/10.1007/BF00333714>
48. Jongman, R. H. G., ter Braak, C. J. F., & van Tongeren, O. F. R. (1987). *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudoc.

49. Hanski, I. (1999). *Metapopulation ecology*. Oxford University Press.
50. Hengl, T., Mendes de Jesus, J., Heuvelink, G. B. M., Ruiperez Gonzalez, M., Kilibarda, M., Blagotić, A., ... & Kempen, B. (2017). SoilGrids250m: Global gridded soil information based on machine learning. *PLoS ONE*, 12(2), e0169748. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0169748>
51. Hamel, T., De Belair, G., Boutabia, L., & Telailia, S. (2025). Synthèse de nos observations récentes sur la flore vasculaire de la zone clé pour la biodiversité El Kala 1 (nord-est algérien). *Lejeunia*, (210), 1–41.
52. Hesselbarth, M. H. K., Sciaini, M., With, K. A., Wiegand, K., & Nowosad, J. (2019). landscapemetrics: An open source R tool to calculate landscape metrics. *Ecography*, 42(10), 1648–1657. <https://doi.org/10.1111/ecog.04617>
53. Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295–309. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)
54. Kattenborn, T., Leitloff, J., Schiefer, F., & Hinz, S. (2021). Review on Convolutional Neural Networks (CNN) in vegetation remote sensing. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 173, 24–49. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2020.12.010>
55. Kassambara, A., & Mundt, F. (2020). factoextra: Extract and visualize the results of multivariate data analyses (R package version 1.0.7). <https://CRAN.R-project.org/package=factoextra>
56. Kruskal, W. H., & Wallis, W. A. (1952). Use of ranks in one-criterion variance analysis. *Journal of the American Statistical Association*, 47(260), 583–621. <https://doi.org/10.1080/01621459.1952.10483441>
57. Kennedy, R. E., Yang, Z., & Cohen, W. B. (2010). Detecting trends in forest disturbance and recovery using yearly Landsat time series: 1. LandTrendr — Temporal segmentation algorithms. *Remote Sensing of Environment*, 114(12), 2897–2910. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2010.07.008>
58. Kerr, J. T., & Ostrovsky, M. (2003). From space to species: Ecological applications for remote sensing. *Trends in Ecology & Evolution*, 18(6), 299–305. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00071-5](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00071-5)

59. Lanuza, J., Riera, J. L., & Alcaraz-Segura, D. (2021). Object-based classification of Mediterranean grasslands using Sentinel-2 and ancillary data. *GIScience & Remote Sensing*, 58(4), 523–541. <https://doi.org/10.1080/15481603.2021.1901621>
60. Lê, S., Josse, J., & Husson, F. (2008). FactoMineR: An R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software*, 25(1), 1–18. <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i0>
61. Lasanta, T., Arnáez, J., Pascual, N., Ruiz-Flaño, P., Errea, M. P., & Lana-Renault, N. (2017). Space–time process and drivers of land abandonment in Europe. *Catena*, 149, 810–823. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2016.02.024>
62. Lengyel, S., Déri, E., Varga, Z., Horváth, R., Tóthmérész, B., & Henry, P. Y. (2008). Habitat monitoring in Europe: a description of current practices. *Biodiversity & Conservation*, 17, 3327–3339. <https://doi.org/10.1007/s10531-008-9400-2>
63. Levine, J. M., Adler, P. B., & Yelenik, S. G. (2004). A meta- analysis of biotic resistance to exotic plant invasions. *Ecology Letters*, 7(10), 975–989. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00657.x>
64. Leyequien, E., Verrelst, J., Slot, M., Schaepman-Strub, G., Heitkönig, I. M. A., & Skidmore, A. (2007). Capturing the fugitive: Applying remote sensing to terrestrial animal distribution and diversity. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 9(1), 1–20. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2006.08.002>
65. Liu, H. Q., & Huete, A. R. (1995). A feedback based modification of the NDVI to minimize canopy background and atmospheric noise. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing*, 33(2), 457–465. <https://doi.org/10.1109/36.377946>
66. Lloret, F., Escudero, A., Iriondo, J. M., Martínez-Vilalta, J., & Valladares, F. (2012). Extreme climatic events and vegetation: the role of stabilizing processes. *Global Change Biology*, 18(3), 797–805. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02605.x>
67. Lopatin, J., Dolos, K., Kattenborn, T., & Fassnacht, F. E. (2017). How canopy shadow affects invasive plant species classification in high spatial resolution remote sensing. *Remote Sensing of Environment*, 201, 79–93. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.09.008>

68. López-Marrero, T., Rull, V., & Vegas-Vilarrúbia, T. (2021). Land use and land cover change in the Caribbean: a 200-year historical perspective. *Regional Environmental Change*, 21, 59. <https://doi.org/10.1007/s10113-021-01786-0>
69. Médail, F., & Quézel, P. (1999). Biodiversity hotspots in the Mediterranean basin: Setting global conservation priorities. *Conservation Biology*, 13(6), 1510–1513. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98467.x>
70. Moran, P. A. P. (1950). A test for the serial independence of residuals. *Biometrika*, 37(1-2), 178–181. <https://doi.org/10.1093/biomet/37.1-2.178>
71. MacDonald, D., Crabtree, J. R., Wiesinger, G., Dax, T., Stamou, N., Fleury, P., ... & Gibon, A. (2000). Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59(1), 47–69. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0335>
72. Marañón, T., & Bartolomé, J. W. (1994). Grazing and plant species diversity in Mediterranean grasslands. *Options Méditerranéennes*, 21, 37–44.
73. Médail, F., & Quézel, P. (1997). Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 84(1), 112–127. <https://doi.org/10.2307/2399957>
74. Menard, 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(1), 120–133. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00700.x>
75. Mercier, A., Betbeder, J., Rumiano, F., Baudry, J., & Bonnet, S. (2019). Evaluation of Sentinel-1 and 2 time series for predicting wheat and rapeseed phenological stages. *Remote Sensing*, 11(20), 2408. <https://doi.org/10.3390/rs11202408>
76. Mitchley, J., Price, E. A. C., & Tallowin, J. R. B. (2006). Restoration of lowland grassland: from wildflower seeds to plant communities. *Biological Conservation*, 132(4), 478–489. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.05.007>
77. Morin, D., Planque, C., & Pinet, F. (2023). Deep learning for grassland habitat mapping using Sentinel-2 time series. *Remote Sensing of Environment*, 285, 113394. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2022.113394>

78. Mouillot, F., Ratte, J. P., & Andrieu, J. (2005). MODIS time series for the analysis of Mediterranean vegetation dynamics. *International Journal of Remote Sensing*, 26(22), 5091–5112. <https://doi.org/10.1080/01431160500217120>
79. Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858. <https://doi.org/10.1038/35002501>
80. Pettorelli, N., Vik, J. O., Mysterud, 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(9), 503–510. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.05.011>
81. Pouget, M., & Madeira, J. (1990). Caractéristiques spectrales des surfaces sableuses. *Télédétection et Sécheresse*, 4–13.
82. Pagès, J. (2020). Analyse factorielle multiple avec R. EDP Sciences. <https://doi.org/10.1051/978-2-7598-1085-7>
83. Paruelo, J. M., Epstein, H. E., Lauenroth, W. K., & Burke, I. C. (1997). ANPP estimates from NDVI for the central grassland region of the United States. *Ecology*, 78(3), 953–958. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(1997\)078\[0953:AEFNFT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(1997)078[0953:AEFNFT]2.0.CO;2)
84. Pausas, J. G., & Austin, M. P. (2001). Patterns of plant species richness in relation to different environments: An appraisal. *Journal of Vegetation Science*, 12(2), 153–166. <https://doi.org/10.2307/3236597>
85. Pausas, J. G., & Verdú, M. (2008). Fire reduces morphospace occupation in plant communities. *Ecology*, 89(8), 2181–2186. <https://doi.org/10.1890/07-1530.1>
86. Pausas, J. G., Llovet, J., Rodrigo, A., & Vallejo, R. (2008). Are wildfires a disaster in the Mediterranean basin? – A review. *International Journal of Wildland Fire*, 17(6), 713–723. <https://doi.org/10.1071/WF07151>
87. PECBMS (Pan-European Common Bird Monitoring Scheme). (2020). Trends of common birds in Europe, 2020 update. Czech Society for Ornithology.

88. Peco, B., Sánchez, A. M., & Azcárate, F. M. (2005). Effects of grazing abandonment on the composition and functional structure of Mediterranean grasslands. *Applied Vegetation Science*, 8(1), 33–42. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2005.tb00627.x>
89. Peco, B., Sánchez, A. M., & Casado, M. A. (2006). Spatial patterns of species richness and functional diversity in Mediterranean grasslands. *Journal of Vegetation Science*, 17(4), 463–472. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02466.x>
90. Peco, B., Traba, J., Levassor, C., Sánchez, A. M., & Azcárate, F. M. (2003). Seed size and seed weight in relation to seed persistence and plant distribution in Mediterranean grasslands. *Plant Ecology*, 167, 143–151. DOI: [10.1079/SSR2002127](https://doi.org/10.1079/SSR2002127)
91. Phiri, D., Morgenroth, J., & Xu, C. (2020). Sentinel-2 data for land use/cover mapping: A review. *Remote Sensing*, 12(14), 2291. <https://doi.org/10.3390/rs12142291>
92. Piao, S., Liu, Q., Chen, A., Janssens, I. A., Fu, Y. H., Dai, J., ... & Zhu, X. (2019). Plant phenology and global climate change: Current progresses and challenges. *Global Change Biology*, 25(6), 1922–1940. <https://doi.org/10.1111/gcb.14619>
93. Prodon, R., Fons, R., & Lebreton, J. D. (1987). Fire and bird communities in the Mediterranean basin. *Medecus*, 3, 63–78.
94. Poulin, B., Lefebvre, G., & Mauchamp, A. (2002). Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation*, 107(3), 315–325. [10.1016/S0006-3207\(02\)00065-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00065-8)
95. Rousseeuw, P. J. (1987). Silhouettes: A graphical aid to the interpretation and validation of cluster analysis. *Journal of Computational and Applied Mathematics*, 20, 53–65. [https://doi.org/10.1016/0377-0427\(87\)90125-7](https://doi.org/10.1016/0377-0427(87)90125-7)
96. Rapinel, S., Bouzillé, J. B., Oszwald, J., & Bonis, A. (2019). Mapping grassland habitats using Sentinel-2 time series and random forest classification. *Remote Sensing*, 11(13), 1529. <https://doi.org/10.3390/rs11131529>
97. Roiloa, S. R., Retuerto, R., & Barreiro, R. (2010). Effects of fragmentation on the invasive ability of *Oxalis pes-caprae*. *Biological Invasions*, 12, 1533–1545. <https://doi.org/10.1007/s10530-009-9566-0>

98. Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., & Deering, D. W. (1973). Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. Third Earth Resources Technology Satellite Symposium, NASA SP-351, 309–317.
99. Running, S. W., Nemani, R. R., Heinsch, F. A., Zhao, M., Reeves, M., & Hashimoto, H. (2004). A continuous satellite-derived measure of global terrestrial primary production. *BioScience*, 54(6), 547–560. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0547:ACSMOG\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0547:ACSMOG]2.0.CO;2)
100. Schmidtlein, S., Feilhauer, H., & Bruehlheide, H. (2012). Mapping plant functional types and communities from hyperspectral data. *Journal of Vegetation Science*, 23(5), 972–983. (Note : l'article correspondant a pour DOI 10.1111/j.1654-1103.2011.01370.x mais le titre exact est légèrement différent : "Mapping plant strategy types using remote sensing")
101. Soussana, J. F., Allard, V., Pilegaard, K., Ambus, P., Amman, C., Campbell, C., ... & Valentini, R. (2007). Full accounting of the greenhouse gas (CO₂, N₂O, CH₄) budget of nine European grassland sites. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121(1-2), 121–134. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.022>
102. Stoate, C., Báldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzog, I., van Doorn, A., ... & Ramwell, C. (2009). Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, 91(1), 22–46. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005>
103. Storkey, J., Meyer, S., Still, K. S., & Leuschner, C. (2012). The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1732), 1421–1429. <https://doi.org/10.1098/rspb.2011.1686>
104. Thompson, J. D. (2005). *Plant evolution in the Mediterranean*. Oxford University Press.
105. Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. B., Sykes, M. T., & Prentice, I. C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 102(23), 8245–8250. <https://doi.org/10.1073/pnas.0409902102>
106. Tilman, D. (1982). *Resource competition and community structure*. Princeton University Press.

107. Tucker, C. J., & Heath, M. F. (1994). Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International.
108. Tucker, C. J., Townshend, J. R. G., & Goff, T. E. (1985). African land-cover classification using satellite data. *Science*, 227(4685), 369–375.
<https://doi.org/10.1126/science.227.4685.369>
109. Ustin, S. L., & Gamon, J. A. (2010). Remote sensing of plant functional types. *New Phytologist*, 186(4), 795–816. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2010.03284.x>
110. Vásquez, D. P., & Aizen, M. A. (2004). Asymmetric specialization: A pervasive feature of plant-pollinator interactions. *Ecology*, 85(5), 1251–1257.
<https://doi.org/10.1890/03-3112>
111. White, M. A., de Beurs, K. M., Didan, K., Inouye, D. W., Richardson, A. D., Jensen, O. P., ... & Lauenroth, W. K. (2009). Intercomparison, interpretation, and assessment of spring phenology in North America estimated from remote sensing for 1982–2006. *Global Change Biology*, 15(10), 2335–2359.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01910.x>
112. Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J., & Pärtel, M. (2012). Plant species richness: the world records. *Journal of Vegetation Science*, 23(4), 796–802.
<https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01400.x>
113. Ward, J. H., Jr. (1963). Hierarchical grouping to optimize an objective function. *Journal of the American Statistical Association*, 58(301), 236–244.
<https://doi.org/10.1080/01621459.1963.10500845>
114. Wright, I. J., Reich, P. B., Westoby, M., Ackerly, D. D., Baruch, Z., Bongers, F., ... & Villar, R. (2004). The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, 428, 821–827. <https://doi.org/10.1038/nature02403>
115. Thompson, J. D. (2005). Plant evolution in the Mediterranean. Oxford University Press.. Princeton University Press.
116. Tucker, C. J., Townshend, J. R. G., & Goff, T. E. (1985). African land-cover classification using satellite data. *Science*, 227(4685), 369–375.
<https://doi.org/10.1126/science.227.4685.369>

117. Vásquez, D. P., & Aizen, M. A. (2004). Asymmetric specialization: A pervasive feature of plant-pollinator interactions. *Ecology*, 85(5), 1251–1257.
<https://doi.org/10.1890/03-3112>