



HAL
open science

Evaluation des services écosystémiques de la forêt des Ouled Hannèche dans les monts du Hodna

Amal Louail

► **To cite this version:**

Amal Louail. Evaluation des services écosystémiques de la forêt des Ouled Hannèche dans les monts du Hodna. Etudes de l'environnement. Le Mans Université; Université Ferhat Abbas (Sétif, Algérie), 2022. Français. NNT : 2022LEMA3012 . tel-04138023

HAL Id: tel-04138023

<https://theses.hal.science/tel-04138023>

Submitted on 22 Jun 2023

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

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

THESE DE DOCTORAT DE

LE MANS UNIVERSITE

ECOLE DOCTORALE N° 604

Sociétés, Temps, Territoires

Spécialité : Géographie, Environnement

UNIVERSITE FERHAT ABBAS SETIF1

Domaine : Sciences de la nature et de la vie

Filière: Sciences Biologiques

Spécialité: Ecologie végétale

Par

Amal LOUAIL

Evaluation des services écosystémiques de la forêt des Ouled Hannèche dans les monts du Hodna

Thèse présentée et soutenue à l'université de Sétif1, le 14 décembre 2022

Unité de recherche : Espace et Sociétés (ESO, Le Mans), Projet Urbain, Ville et territoire (PUViT, Sétif1)

Thèse N° : 2022LEMA3012

Rapporteurs avant soutenance :

Jean Louis Yengué Professeur, Université de Poitiers
Rabah Bounar Professeur, Université de M'sila

Composition du Jury :

Président :	Sabah Chermat	Professeur, Université Ferhat ABBAS, Sétif1
Examineurs :	Jean Louis Yengué	Professeur, Université de Poitiers
	Rabah Bounar	Professeur, Université de M'sila
	Fahima Nefar	Maitre de conférences, Université de Batna
	Laurent Couderchet	Professeur, Université Bordeaux Montaigne
	Vincent Andreu-Boussut	Maitre de conférences, Le Mans Université
Dir. de thèse :	Nacira Boulaacheb	Professeur, Université Ferhat ABBAS, Sétif1
Co-dir. de thèse :	Yamna Djellouli	Professeur émérite, Le Mans Université

Invité(s)

Rachid Gharzouli Professeur à la retraite



LE MANS UNIVERSITÉ
UMR CNRS 6590 – ESO

Ecole Doctorale – Sociétés, Temps, Territoires
Sous le sceau de l'Université Bretagne Loire

Evaluation des services écosystémiques de la forêt des Ouled Hannèche dans les monts du Hodna

Thèse de Doctorat
Discipline : Géographie

Présentée par
Amal LOUAIL

Directeurs de thèse : Nacira BOULAACHEB, Yamna DJELLOULI et Vincent ANDREU-BOUSSUT
Soutenue le à

Jury :

Sabah CHERMAT Professeur, Université Ferhat ABBAS, Sétif1 (Présidente)
Jean Louis YENGUE, Professeur, Université de Poitiers, (Examineur)
Rabah BOUNAR, Professeur, Université de M'Sila, (Examineur)
Laurent COUDERCHET, Professeur, Université Bordeaux Montaigne, (Examineur)
Fahima NEFAR, Maitre de conférences, Université de Batna, (Examineur)
Nacira BOULAACHEB, Professeur, Université Ferhat ABBAS, Sétif1, (Directeur de thèse)
Yamna DJELLOULI, Professeur émérite, Le Mans Université (Co-directeur de thèse)
ANDREU-BOUSSUT, Maitre de conférences, Le Mans Université (Co-encadrant de thèse)
Rachid GHARZOULI, Professeur à la retraite, Sétif1 (Invité)

Remerciements

En premier lieu, je tiens à remercier Pr. BOULAACHEB Nacira d'avoir accepté de diriger cette thèse suite au passage de Pr. GHARZOULI à la retraite. Les mots ne suffisent pas pour vous exprimer ma gratitude. Merci pour votre disponibilité, votre intégrité et votre précieux soutien.

Je remerci mon premier directeur de thèse, Pr. Rachid GHARZOULI, le « semeur d'espoirs », qui a éveillé mon intérêt pour l'écologie dès ma troisième année d'ingénieur. Il m'a également donné la liberté de suivre mes propres idées pour élaborer cette thèse et m'a initiée au travail de terrain. Je vous remercie pour votre soutien, encouragement, et surtout pour votre vrai sens éthique, c'est ce qui distingue les fleurs naturelles des artificielles.

Je remercie également mes deux codirecteurs de thèse, Pr. Yamna DJELLOULI, qui m'a permis de développer une structure logique pour mes pensées et d'améliorer mon travail. Merci de m'avoir accueillie au laboratoire ESO Le Mans dans lequel les moyens essentiels étaient mis à ma disposition pour mener à bien mon travail. Le séjour était très enrichissant pour moi sur le plan personnel mais surtout sur le plan scientifique en ayant l'opportunité de contribuer à un projet de recherche sur le changement climatique. J'adresse également mes remerciements à Vincent ANDREU-BOUSSUT, maître de conférence à Le Mans Université, mon deuxième codirecteur. Nos discussions m'étaient très utiles et m'ont permis d'approfondir mon analyse sur les définitions de la notion de services écosystémiques. Nos séances de travail sur les méthodes d'enquête étaient très efficaces.

Je souhaite également témoigner ma reconnaissance à l'ensemble des membres du jury qui m'ont fait l'honneur d'accepter de juger ce travail. Je tiens particulièrement à remercier Pr. Sabah CHERMAT, Pr. Jean-Louis YENGUE, Pr. Rabah BOUNAR, Pr. Laurent Couderchet et Mme Fahima NEFAR, maître de conférences, de m'avoir fait part de leurs remarques et suggestions afin d'améliorer mon manuscrit.

Je suis très reconnaissante à François MESSNER, géomaticien et technicien en télédétection au sein du laboratoire ESO Le Mans, qui est doté de grandes qualités humaines et professionnelles. Il m'a initiée à la cartographie et aux logiciels de SIG et de statistiques. Ce travail n'existerait pas sans votre appui technique. Merci pour votre investissement, disponibilité et rigueur scientifique qui m'ont conduit à la réalisation de cette thèse et à la publication de mon premier article scientifique dans une revue reconnue.

Je souhaite remercier chaleureusement tous les membres de la conservation des forêts de la wilaya de Bordj Bou Arréridj, spécifiquement Naima BENTATA, les forestiers de Bordj Ghedir et de Ras El Oued pour m'avoir facilité l'accès et le travail sur le terrain et de m'avoir fourni toutes les données dont j'avais besoin.

Je remercie infiniment Bariza, Khaled et Yasmin, mes collègues de l'Université de Sétif 1 et du laboratoire PUViT pour leur aide continue sur le terrain, au laboratoire et pour m'avoir

facilitée les procédures administratives quand je n'étais pas sur place. Merci de m'avoir accordé de votre temps, d'être à l'écoute, de m'avoir encouragée et pour les débats et conseils précieux.

Merci à tous les membres du laboratoire ESO Le Mans, notamment Frédérique et Pr. F. Laurent pour leurs amabilités et un grand merci aux doctorants : Ahmed, Ali, Reinis, Adel, Richard, Claire, Sosthène, Dimitri, Emmanuel, François Ory, Seowan, Leticia et Tania pour les débats enrichissants, les sorties amusantes et les repas délicieux.

Je remercie mes perles précieuses : Sameh, Radja, Safia, Amna Amel, Kheira, Rym, Dalel, Chaima, Lina et Saoucen. Merci mes amies pour votre soutien et votre sens de l'humour qui m'était vital.

Je remercie également mes formidables voisins qui se sont mobilisés pour m'accompagner sur le terrain.

Je remercie mes chers frérots Djamel Eddine et Farès pour tout.

J'exprime mon entière gratitude aux personnes les plus chères pour moi, mes parents, ma raison d'être, maman Habiba et papa qui n'est plus parmi nous. Merci pour votre confiance, amour, générosité, patience et pour votre soutien sans faille. Je vous serais à jamais reconnaissante.

Un grand merci à toute ma famille : grands parents, tantes, oncles, cousines et cousins. Vous êtes les meilleurs. Merci d'avoir existés dans ma vie. Notamment pendant les moments les plus difficiles, où je me sentais livrée à moi-même et découragée. Merci de m'avoir apporté beaucoup de réconfort.

Merci à toute personne qui, de près ou de loin, a aidé pour que ce travail s'accomplisse.

À la mémoire de

Papa, meilleur papa au monde

Mamie Daloula et Sidi Mohamed Laid

Ema Aicha et Bouya Saleh

Abir

Tonton Rachid

M. Boudjenouia

Reposez tous en Paix.

Résumé : Quelles que soient leurs origines biogéographiques ou leurs degrés d'artificialisation, les forêts du globe sont la source d'une large gamme de services écosystémiques (SE) de toutes sortes. Cependant, la qualité et la quantité des services rendus dépendent du type de forêt étudié selon son contexte phytogéographique. Notre objectif est de transposer le concept de SE, en particulier l'évaluation de la capacité d'offre et la demande en SE forestiers, dans le contexte méditerranéen spécifique des montagnes de l'Afrique du Nord, pour lequel cette question est encore à l'ébauche et où l'accès aux données nécessaires à l'évaluation reste difficile. Notre travail présente une démarche introductive, permettant de mettre en place des jalons méthodologiques et scientifiques s'appuyant sur des données de télédétection en libre accès et des traitements géospatiaux déjà éprouvés, associés à des relevés phytoécologiques et complétés par des méthodes d'enquête afin de pouvoir évaluer qualitativement et quantitativement les SE procurés par les forêts en Algérie. Nous ciblons particulièrement la forêt des Ouled Hannèche, située dans les monts du Hodna. Notre démarche s'inscrit dans le cadre conceptuel d'unité de fourniture de SE (SPU) décliné à plusieurs niveaux écologiques organisationnels et à différentes échelles spatiales. En supplément d'une approche générale estimant la potentialité de la forêt à fournir des SE, nous avons mis l'accent sur un SE de régulation climatique celui de l'évapotranspiration dont les caractéristiques sont révélatrices du fonctionnement éco-hydrologique des écosystèmes forestiers. En définitive, nos résultats servent comme base utile à l'aménagement du territoire et la conservation de la biodiversité.

Mots clés : Valeurs des écosystèmes, unité de fourniture de SE (SPU), télédétection, analyse spatiale, bioclimat, phytoécologie, évaluation paysagère, évapotranspiration, enquête sociale.

Abstract: Regardless of their biogeographic origins or degree of artificialization, the world's forests are the source of a wide range of ecosystem services (ES) of all kinds. However, the quality and quantity of these services depend on the type of forest studied, according to its phytogeographic context. Our objective is to transpose the concept of ES, in particular the assessment of the supply capacity and demand of forest ES, in the specific Mediterranean context of the North African mountains, where this issue is still in its infancy and where access to the data needed for the assessment remains difficult. Our work presents an introductory approach, allowing to set up methodological and scientific milestones based on open access remote sensing data and geospatial processing already tested, associated with phyto-ecological surveys and complemented by survey methods in order to be able to qualitatively and quantitatively assess the ES provided by forests in Algeria. We particularly target the Ouled Hannèche forest, located in the Hodna Mountains. Our approach is based on the conceptual framework of the SE provision unit (SPU), which is applied at several organizational ecological levels and at different spatial scales. In addition to a general approach estimating the potential of the forest to provide ES, we focused on a climate regulation ES, that of evapotranspiration, whose characteristics are indicative of the eco-hydrological functioning of forest ecosystems. Ultimately, our results serve as a useful basis for land-use planning and biodiversity conservation.

Key words: Ecosystem values, ES provider unit (SPU), remote sensing, spatial analysis, bioclimate, phytoecology, landscape assessment, evapotranspiration, social survey.

الخلاصة: بغض النظر عن أصولها الجغرافية الحيوية أو درجة التصنيع ، فإن غابات العالم هي مصدر مجموعة واسعة من خدمات النظام البيئي من جميع الأنواع. ومع ذلك ، فإن جودة وكمية هذه الخدمات تعتمد على نوع الغابة المدروسة ، وفقا لسياقها الجغرافي النباتي. هدفنا هو نقل مفهوم خدمات النظام الإيكولوجي ، ولا سيما تقييم قدرة العرض والطلب على خدمات النظم الإيكولوجية للغابات ، في سياق البحر الأبيض المتوسط المحدد لجبال شمال إفريقيا ، حيث لا تزال هذه القضية في مهدها وأين لا يزال الوصول إلى البيانات اللازمة للتقييم صعبا. يقدم عملنا نهجا تمهيديا ، مما يسمح بإعداد معالم منهجية وعلمية استنادا إلى بيانات الاستشعار عن بعد ذات الوصول المفتوح والمعالجة الجغرافية المكانية التي تم اختبارها بالفعل ، والمرتبطة بالمسوحات البيئية النباتية واستكمالها بأساليب المسح من أجل التمكن من التقييم النوعي والكمي خدمات النظام البيئي التي تقدمها الغابات في الجزائر. نستهدف بشكل خاص غابة أولاد حنيش الواقعة في جبال هدنة. يعتمد نهجنا على الإطار المفاهيمي لوحدة توفير خدمات النظام الإيكولوجي (ص) (PU) ، والذي يتم تطبيقه على عدة مستويات بيئية تنظيمية وعلى نطاقات مكانية مختلفة. بالإضافة إلى النهج العام لتقدير إمكانات الغابة لتوفير خدمات النظام الإيكولوجي ، ركزنا على خدمة تنظيم المناخ ، وهي خدمة النتج التبخري ، والتي تشير خصائصها إلى الأداء الهيدرولوجي الإيكولوجي للنظم الإيكولوجية للغابات. في نهاية المطاف ، تعمل نتائجنا كأساس مفيد لتخطيط استخدام الأراضي والحفاظ على التنوع البيولوجي.

الكلمات الأساسية: قيم النظام البيئي ، وحدة مزود الخدمات البيئية (ص) (PU) ، الاستشعار عن بعد ، التحليل المكاني ، المناخ الحيوي ، علم البيئة النباتية ، تقييم المناظر الطبيعية ، النتج التبخري ، المسح الاجتماعي.

Table des matières

Introduction générale.....	1
Cadre conceptuel et plan de la thèse.....	8
Partie I : Naissance et développement du concept de Services Ecosystémiques (SE).....	11
Chapitre 1 : Historique des concepts et théories originelles	11
Introduction.....	11
1. Histoire de la protection de la nature : <i>De la dimension philosophique à la dimension politico juridique</i>	12
1.1 Des concepts à écho historique : <i>Propriété, marchandisation et monétarisation de la nature</i>	12
1.2 Prise de forme de la notion des SE : <i>Evolution des idées</i>	14
1.3 L'émergence de la pensée environnementaliste et de la protection de la nature	14
Chapitre 2 : Les services écosystémiques : contexte, objectifs et définitions	20
1. Qu'est-ce que les services écosystémiques ?.....	20
1.1 Où, quand et comment est apparu ce concept ?.....	20
1.2 Pourquoi est apparu ce concept?.....	24
1.3 Dans quelles disciplines le concept de services écosystémiques est-il apparu ?.....	30
1.4 Comment peut-on définir le concept de services écosystémiques ?.....	32
2. Classification des services écosystémiques.....	37
3. Evaluation des services écosystémiques.....	45
3.1 De quelle valeur est-il question ? Quelles méthodes sont employées?	45
3.2 Les controverses autour du concept de SE	47
4. Les services écosystémiques des forêts	49
4.1 Application du concept de SE dans les forêts du monde	49
4.2 Les forêts : Source d'une large gamme de SE	50
4.3 Les SE des forêts Méditerranéennes.....	50
Partie II : Evaluation de la capacité d'offre en SE de la forêt des Ouled Hannèche à plusieurs échelles spatiales selon l'Unité de fourniture de SE prise en compte	52
Chapitre 3 : Description de la zone d'étude.....	53
Introduction.....	53
1. La forêt des Ouled Hannèche : <i>Une zone d'interface</i>	54
2. Limites administratives.....	55
3. Caractéristiques physique et biotique.....	56
3.1 Système orotopographique : Une forêt de montagne entre le Tell au nord et les steppes au sud	56
3.2 L'altitude.....	57
3.3 La pente	58

3.4 L'exposition	59
3.5 Géologie et lithologie	60
3.6 Pédologie	60
3.7 Hydrographie	62
3.8 Aspect du paysage	64
Chapitre 4 : Classes bioclimatiques comme unité de fourniture de SE à grande échelle	65
1. La climatologie	65
2.Éléments de topoclimatologie.....	66
2.1 Le froid altitudinal	66
2.2 L'effet de foehn	67
2.3 Effet de versant	68
3.Données CHELSA	70
3.1 CHELSA aux périodes passées et futures.....	73
4. Etude bioclimatique de la zone d'étude.....	74
4.1 La bioclimatologie	74
4.2 Notion d'étages bioclimatiques et de la végétation	75
4.3 Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen.....	77
4.4 Application de la classification Bioclimatique globale de Rivas-Martinez (WBCS)	82
4.4.1 Unité typologique : Bioclimat.....	82
4.4.2 Unité typologique : Thermotype	84
4.4.3 Unité typologique : Ombrotype	86
4.4.4 La classification (WBCS) à partir des modèles de projection climatiques au passé et au futur.....	91
4.4.5 La subméditerranéité : transition entre méditerranéen et tempéré.....	95
4.6 Test de Mann-Kendall pour les tendances climatiques	98
Chapitre 5 : Potentiel végétal de la zone d'étude à produire des SE	100
1. La phytogéographie variante de Biogéographie	100
2. Le district belezmo-hodnéen [C2]	101
3. La faune à Ouled Hannèche	102
4. La végétation à Ouled Hannèche	103
5. La forêt des Ouled Hannèche : un paysage à potentiel variable de SE	104
5.1 La végétation : notion fondatrice de l'écologie et de la géographie.....	104
5.2 Les méthodes d'études de la végétation	105
5.2.1 L'approche physionomique	105
5.2.2 L'approche phytosociologique	106
5.3 Les formations végétales ou types de végétation.....	107
6 Etude de la végétation de la zone d'étude.....	109

6.1 Echantillonnage et collecte des données	109
6.2 Les formations végétales à Ouled Hannèche	110
6.2.1 Les forêts	110
6.2.2 Les matorrals	110
6.2.3 Les formations basses	113
6.3 Profil de végétation	115
7 Confrontation des relevés de végétation à la classification bioclimatique.....	119
8. Evaluation qualitative des SE potentiels en s’inspirant de la matrice de Burkhard : évaluation indirect	122
8.1 Détermination des SE	122
8.2 Détermination des unités de fourniture de SE.....	123
8.3 Attribution des valeurs : inspiré de la matrice de Burkhard	123
8.4 Résultats et discussion	123
Chapitre 6 : La télédétection et phytoécologie pour évaluer la capacité d’offre en SE de la forêt des Ouled Hannèche.....	127
Introduction.....	127
1. Classification supervisée SVM	128
2. Géomorphon : Une approche de reconnaissance des formes pour la classification et la cartographie des formes de terrain	130
2.1 Confrontation des relevés de végétation aux données géomorphons.....	134
3. L’indice de végétation par différence normalisée (NDVI)	134
4. Entropie quadratique de Rao	137
5. Diversité topographique paysagère: entropie de Shannon sur classes geomorphons.....	140
6. Carte de la favorabilité des SE potentiels.....	141
7. Discussion et conclusion.....	144
Chapitre 7 : L’évapotranspiration comme un service écosystémique de régulation climatique.....	149
1. Notion d’évapotranspiration	149
2. Bilan d’énergie.....	150
3. Bilan d’eau	157
4. Matériels et méthodes pour la spatialisation de l’évapotranspiration.....	162
5. Résultats et discussions.....	165
Partie 3 : Evaluation de la demande en SE de la zone d’étude	175
Chapitre 8 : La demande en services écosystémiques : <i>Les usages et les usagers de la forêt des Ouled Hannèche</i>	175
Introduction.....	175
1. Histoire de l’organisation de la propriété foncière en Algérie.....	176
2. Mécanismes juridiques de l’organisation du foncier	178

3. Le régime général des forêts à l'époque actuelle (postcoloniale)	179
4. Histoire du territoire des ouled hannèche	181
5. Evaluation de la demande en SE de la zone d'étude : <i>Les usages de la forêt</i>	183
5.1 La population des communes couvertes par la forêt des Ouled Hannèche	183
5.2 La méthode d'enquête par questionnaire pour évaluer la demande en SE de la zone d'étude	183
5.3 Résultats	184
Conclusion	195
Conclusion Générale perspectives	196
Bibliographie.....	204
Annexes	227

Liste des figures

Fig.1	Les quatre groupes de classification formant la structure de la NESCS	8
Fig.2	Les différentes approches de la protection de la nature	16
Fig.3	Cadre conceptuel des interactions entre les services d'écosystèmes, le bien-être humain et les facteurs de changement (source : EEM).	26
Fig.4	L'aqueduc de Californie. Infrastructure de domestication de l'eau.	28
Fig.5	Graphique de l'indice NQH2O	28
Fig.6	Diagramme de synthèse de l'économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB), adapté de Haines-Young & Potschin (2009).	34
Fig.7	Les catégories de SE et leurs liens avec le bien-être humain selon l'EEM.	39
Fig.8	La structure hiérarchique de la CICES.	40
Fig.9	Pyramide de l'évaluation des services écosystémiques	47
Fig.10	Carte de situation de la forêt des Ouled Hannèche.	55
Fig.11	Les massifs composant les monts du Hodna.	56
Fig.12	Carte des altitudes du massif des Ouled Hannèche.	57
Fig.13	Carte des pentes du massif des Ouled Hannèche.	58
Fig.14	Carte des expositions du massif des Ouled Hannèche.	59
Fig.15	Carte des sols dans le massif des Ouled Hannèche.	61
Fig.16	Les sols à Ouled Hannèche.	62
Fig.17	Les principaux oueds du réseau hydrographique des monts des Ouled Hannèche.	63
Fig.18	Schéma illustrant les différents mécanismes de précipitations orographiques.	69
Fig.19	Couche limite planétaire (couche géographique)	72
Fig.20	Représentation schématique des différentes parties de la couche limite planétaire	72
Fig.21	Changements du modèle de zonation	75
Fig.22	Moyenne des températures moyennes mensuelles CHELSA sur la période 1979-2013.	78
Fig.23	Moyenne des précipitations mensuelles CHELSA sur la période 1979-2013.	78
Fig.24	Diagramme ombrothermique à plusieurs lieux en fonction de l'altitude à Ouled Hannèche.	79
Fig.25	Diagrammes ombrothermiques annuels pour le lieu de coordonnées : long : 5°02'16'', lat : 35°51'03'' durant la période 2001-2012, montrant la variabilité inter-annuelle du climat.	81
Fig.26	Carte des unités bioclimatiques pour la période actuelle (1979-2013) de la forêt des Ouled Hannèche selon la classification de Rivas-Martinez (WBCS).	84
Fig.27	Carte des horizons thermotypiques, pour la période actuelle (1979-2013), de la forêt des Ouled Hannèche selon la classification de Rivas-Martinez (WBCS).	86
Fig.28	Carte des horizons ombriques pour la période actuelle (1979-2013) de la forêt des Ouled Hannèche selon la classification de Rivas-Martinez (WBCS).	88
Fig.29	La classification des iso-ombro-thermo-horizons, pour la période (1979 – 2013), Ouled Hannèche selon la classification de Rivas-Martinez (WBCS).	90
Fig.30	Résumé de la méthode adoptée pour appliquer la classification de Rivas-Martinez sur la zone étudiée.	91
Fig.31	Cartes des iso-ombro-thermo-horizons à Ouled Hannèche pour les trois époques (passé, présent et futur).	94
Fig.32	Résultat du calcul du test de Mann-Kendall (1979 à 2013) pour les mois d'août et juillet.	99
Fig.33	Tulipa sylvestris cueillie à Ouled Hanneche pour l'herbier (2018).	102
Fig.34	a. Traces d'animal ; b. Chenille de cèdre à Ouled Hannèche.	103
Fig.35	Représentation schématique d'un complexe de trois geosigmeta : (A) geosigmetum climatophile, (B) geopermasigmetum et (C) geosigmetum riverain.	107
Fig.36	Répartition des relevés de végétation réalisés à Ouled Hannèche.	109
Fig.37	Cédraie à Ouled Hannèche.	111
Fig.38	a et b Matorrals de la partie Nord du massif des Ouled Hannèche.	112

Fig.39	A : Matorral clair à <i>Pistacia lentiscus</i> L. et <i>Phillyrea angustifolia</i> L., B : Matorral clair à <i>Quercus ilex</i> L., C : Matorral clair à <i>Juniperus phoenicea</i> L., D : Matorral moyen à <i>Pinus halepensis</i> Mill. et matorral dense à <i>Quercus ilex</i> L. en face.	113
Fig.40	Formation à base de xérophytes épineux en coussinet à Ouled Hannèche (djebel Echelendj).	114
Fig.41	Formation steppique à Ouled Hannèche.	114
Fig.42	Pelouses à Ouled Hannèche.	115
Fig.43	Profil de végétation effectué à djebel Nechar dans la forêt des Ouled Hannèche.	118
Fig.44	Capacité d'offre en SE pour chaque formation végétale à Ouled Hannèche.	125
Fig.45	Résumé graphique de la méthode d'évaluation des SE potentiels adoptée dans ce chapitre.	127
Fig.46	Carte de l'occupation des sols des montagnes des Ouled Hannèche	129
Fig.47	Angles du zénith et angles du nadir au sein de rayons de recherche (Jasiewicz & Stepinski, 2013)	130
Fig.48	(A) Illustration de l'adaptation à l'échelle des géomorphons (Jasiewicz & Stepinski, 2012). (B) Localisation des points visibles les plus lointains sur les 8 axes autour de la cellule centrale	131
Fig.49	Geomorphons les plus communs	132
Fig.50	Carte géomorphométrique ($L= 48$ m, $t = 1^\circ$) calculé depuis QGIS à l'aide de l'outil r. geomorphon de l'extension GRASS.	134
Fig.51	Signatures spectrales de quelques surfaces naturelles dans les domaines du: visible, PIR, MIR	136
Fig.52	Changement saisonnier du NDVI dans les montagnes des Ouled Hannèche durant l'année 2017.	137
Fig.53	Moyenne (saisonnier) du NDVI par type formation végétale pour chaque date d'image.	138
Fig.54	Cartes de l'entropie quadratique de Rao. A et B : Indices monodates, C : Indice multidates.	140
Fig.55	Carte de l'entropie de Shannon sur les classes geomorphons.	142
Fig.56	Carte de favorabilité de la fourniture potentielle en SE de la forêt des Ouled Hannèche.	145
Fig.57	Composantes des bilans d'énergie (à gauche) et d'eau (à droite) à l'interface Sol-Végétation-Atmosphère illustrant leur couplage via le processus d'évapotranspiration	151
Fig.58	(a) Profil de vitesse du vent sur végétation en conditions diurnes et nocturnes; (b) gradients de température de l'air, de concentration en CO ₂ et d'humidité atmosphérique en conditions diurnes uniquement	154
Fig.59	Diffusion de la vapeur d'eau à travers l'épiderme	155
Fig.60	Schéma illustrant la résistance aérodynamique et la résistance de surface	155
Fig.61	Représentation schématique de la relation de Bouchet entre ETP et ETR	158
Fig.62	Le bilan hydrique de la partie aérienne	159
Fig.63	Effets des forêts sur l'eau et le climat à l'échelle locale, régionale et continentale par le biais de la modification des cycles de l'eau et de l'énergie	162
Fig.64	Infiltration et recharge des eaux souterraines en fonction du couvert végétal.	163
Fig.65	Historique des principaux modèles de spatialisation de l'évapotranspiration par télédétection.	165
Fig.66	Valeurs du SPEI-12 mois, de 1980 à 2013, à Ouled Hannèche.	167
Fig.67	Moyennes annuelles de l'évapotranspiration réelle et des précipitations sur le territoire de la forêt.	168
Fig.68	Moyennes annuelles de l'évapotranspiration réelle et des précipitations sur le territoire non-forestier.	169
Fig.69	Variation saisonnière, sur la période 2000-2013, de l'évapotranspiration réelle.	172
Fig.70	Evapotranspiration réelle journalière par type de formation végétale à différentes dates de l'année 1990.	173

Fig.71	Evapotranspiration réelle journalière par type de formation végétale à différentes dates de l'année 1992	174
Fig.72	Evapotranspiration réelle journalière par type de formation végétale à différentes dates de l'année 2000.	175
Fig.73	Schéma des monuments mégalithiques des Ouled Hannèche.	182
Fig.74	Monument mégalithique des Ouled Hannech.	183
Fig.75	Composition de l'échantillon des personnes enquêtées selon leurs communes de résidence.	185
Fig.76	Taux de réponse à la question de fréquentation de la forêt des Ouled Hannèche.	186
Fig.77	Schéma initial, avant enquête, identifiant les différents acteurs de la forêt en Algérie.	196
Fig.78	Schéma des différents acteurs de la forêt en Algérie.	196
Fig.79	Développement d'indice de sécheresse agro-écologiques combinant les modèles de bilan hydrique avec l'identification des traits impliqués dans les stratégies d'adaptation à la sécheresse.	202

Liste des tableaux

Tableau 1	Plan de thèse	9
Tableau 2	Une spirale discursive-institutionnelle des services écosystémiques (1997-2010) (Chaudhary et al., 2015).	31
Tableau 3	Exemples de définitions données à la notion de services écosystémiques.	35
Tableau 4	Structure hiérarchique proposée pour le CICES	41
Tableau 5	Structure et système de codage du NESCS	44
Tableau 6	Huit bioclimats sont définis selon la classification WBCS	83
Tableau 7	Les horizons thermotypiques définis selon la classification WBCS.	85
Tableau 8	Les catégories ombriques définis selon la classification WBCS.	87
Tableau 9	Les seuils de l'indice ombrothermique annuel (Io) et des indices ombrothermiques estivaux (Iosi)	97
Tableau 10	Les niveaux de subméditerranéité selon la classification WBCS.	97
Tableau 11	Liste des familles des plantes identifiées dans la zone d'étude	110
Tableau 12	Types des SE sélectionnés à évaluer	122
Tableau 13	Matrice de Saaty AHP	143
Tableau 14	Poids attribués	144
Tableau 15	Cohérence de décision	144
Tableau 16	Indice de sécheresse SPEI mensuel pour l'année 1990.	173
Tableau 17	Indice de sécheresse SPEI mensuel pour l'année 1992.	174
Tableau 18	Indice de sécheresse SPEI mensuel pour l'année 2000.	175
Tableau 19	Profil sociologique de la population selon la commune de résidence en 2020 (DUCH BBA).	184

Table des abréviations

BBA	Bordj Bou Arréridj
BNEDER	Bureau National d'Études pour le Développement Rural (Algérie).
BP	Before Present (AP : Avant le Présent)
CCNUCC	Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques
CDB	Convention sur la Diversité Biologique
CEPMMT	Centre Européen pour les Prévisions Météorologiques à Moyen Terme
CHELSA	Climatologies at High resolution for the Earth's Land Surface Areas
CICES	Classification Internationale Commune des Services Ecosystémiques
CMCC	Centre euro-méditerranéen sur le changement climatique
CMIP	Coupled Model Intercomparison Project (Projet d'Intercomparaison des Modèles Couplés)
DAA	Département Américain de l'Agriculture
DD	Développement Durable
DUCH	Direction de l'Urbanisme, de la Construction et de l'Habitat
EEM	Evaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire
ET	Evapotranspiration
ETP	Evapotranspiration Potentielle
ETR	Evapotranspiration Réelle
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
FAPAR	Fraction de Rayonnement Photosynthétiquement Actif
FFES	Flux de Services Ecosystémiques Finaux
GHCN	Global Historical Climatology Network
GIEC	Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat
GPCC	Global Precipitation Climatology Centre
GPP	Productivité Primaire Brute
Ic	Indice de Continentalité
IIED	International Institute for Environment and Development
Io	Indice ombrothermique annuel
IPBES	Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services
It	Indice de thermicité
LAI	Indice Foliaire
LULC	Land-Use Land Cover
MC-SDSS	Multicriteria Spatial Decision Support System
MEA	Évaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire
MNT	Modèle Numérique de Terrain
NDVI	Normalized Difference Vegetation Index (Indice de Végétation par Différence Normalisée)
NESCS	Système National de Classification des Services Ecosystémiques
NPP	Production Primaire Nette
OCDE	Organisation de Coopération et de Développement Economiques
PBI	Programme Biologique International
PMIP	Paleoclimate Modelling Intercomparison Project
PIR	Proche Infra-Rouge
PMRC	Programme Mondial de Recherche sur le Climat
PNUE	Programme des Nations Unies pour l'Environnement
PSE	Paiement des Services Ecosystémiques

REDD	Réduction des Émissions dues à la Déforestation et à la Dégradation forestière
RP	Référentiel Pédologique
SCEE	Système de Comptabilité Economique et Environnementale
SE	Services Ecosystémiques
SEB	Surface Energy Balance (Bilan d'Énergie en Surface)
SIG	Système d'Information Géographique
SPEI	Indice Standardized Precipitation Evapotranspiration Index
SPU	Unité de Fourniture de Services
SVA	Système Sol-Végétation-Atmosphère
SVM	Support Vector Machine (Séparateurs à Vastes Marges)
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
THRS	Très Haute Résolution Spatiale
UICN	Union Internationale pour la Conservation de la Nature et ses ressources naturelles
UIPN	Union Internationale pour la Protection de la Nature
USEAP	Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis
WBCS	Worldwide Bioclimatic Classification System
WLC	Weighted Linear Combination
WRB	World Reference Base for Soil Resources
WRI	World Resources Institute
WWF	World Wide Fund for Nature

Introduction générale

Chaque écosystème naturel constitue un support essentiel pour l'existence et le bien-être des populations humaines et de tous les êtres vivants. Les écosystèmes terrestres occupent 29,2 % de la surface du globe, ils abritent 300 000 espèces végétales actuellement connues parmi l'ensemble des espèces répertoriées, ils fournissent du bois, de la biomasse, des produits agricoles et des denrées alimentaires.

La croissance démographique, l'augmentation du taux d'urbanisation des populations, notre mode de consommation et la perception utilitariste de la nature, sont parmi les éléments qui ont intensifié la dégradation des écosystèmes et la perte de la biodiversité. La crise de la biodiversité à laquelle nous assistons, engendrée par les conséquences citées précédemment, est comparable à l'épisode d'extinction Crétacé-Tertiaire, il y a 65 millions d'années (Roche *et al.*, 2016).

Différentes raisons justifient la nécessité de protéger les écosystèmes dans leur intégralité. Qu'elles soient d'ordre éthique, esthétique, culturel, économique ou par responsabilité de legs envers les générations futures, elles convergent toutes vers le propos que l'érosion de la biodiversité altère la qualité de vie des sociétés humaines.

Pour modifier cet état de fait, il est urgent de repenser la perception et la relation des humains avec la nature, et de saisir les rapports entre biodiversité, fonctionnement des écosystèmes et les besoins nécessaires à l'équilibre des êtres et sociétés humaines (Maris, 2010). Ces rapports ont été formalisés dans le concept de services écosystémiques. Ce concept a été conçu par des écologues, pour souligner l'idée selon laquelle le bien-être humain dépend du bon fonctionnement des écosystèmes.

Ensuite, le concept a commencé à être diffusé grâce aux publications de Daily (1997) et de Costanza *et al.* (1997) sur ce thème. Mais au début du XXI^{ème} siècle, l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire (MEA, 2005) a donné lieu à l'instauration, à l'officialisation et à une large diffusion de l'idée de « services écosystémiques » au niveau mondial. Cette expertise, lui a donné une définition cadre et une typologie.

Aujourd'hui, la notion de 'services écosystémiques' est devenue pluridisciplinaire. Elle est utilisée et définie de différentes manières et à différentes fins (Jax *et al.*, 2013). Sa définition dépend du prisme à travers lequel elle est étudiée. Les écologues la considèrent

comme un moyen de décrire les propriétés ou le fonctionnement d'un écosystème (Plant *et al.*, 2016). Mais, dans la littérature, la définition adoptée le plus souvent, est celle proposée par l'EEM en 2005, selon laquelle « les services écosystémiques sont les bénéfices (avantages) que les humains retirent des écosystèmes ». Ils sont classés en quatre grandes classes : SE d'approvisionnement, SE de régulation, SE de soutien et SE culturels.

La capacité à fournir des SE diffère selon le type de biome et selon l'entité géographique considérée, qui façonnant le fonctionnement des écosystèmes modèlent la nature et l'intensité de cette fourniture. Quel que soit le contexte biogéographique, les montagnes sont la source d'une large gamme de SE. En tant que « châteaux d'eau » du monde (Viviroli *et al.*, 2003), elles constituent des écosystèmes qui jouent un rôle crucial pour le bien-être des populations humaines dont plus de 50% dépendent de l'eau douce qui est captée, stockée et purifiée dans les régions montagneuses (Grêt-Regamey *et al.*, 2012). Notamment dans les zones arides et semi-arides, telles que celles caractérisées par un climat méditerranéen, où les montagnes font office de réservoir pour la saison sèche et leur importance dépend de la durabilité et du volume de leur couverture neigeuse (Viviroli *et al.*, 2003). En plus de l'eau douce, les écosystèmes de montagnes fournissent d'autres services écosystémiques. Il s'agit notamment de la fourniture des matières premières, de la régulation du climat et des risques naturels, de la pollinisation (Payne *et al.*, 2017 ; Grêt-Regamey & Weibel, 2020) et des services culturels (Schirpke *et al.*, 2020). La demande en SE est répartie différemment dans le monde, les SE d'approvisionnement en nourriture, bois, fourrage et eau sont très demandés dans les pays en développement, alors que dans les pays riches, la demande la plus importante concerne plutôt les SE de loisirs (Grêt-Regamey & Weibel, 2020).

Les écosystèmes forestiers sont également une source des SE les plus fondamentaux pour l'homme (Cudlín *et al.*, 2013 ; Masiero *et al.*, 2019). Plus d'un milliard de personnes, notamment les plus pauvres de la planète, sont tributaires directement des forêts pour leurs moyens d'existence (Brink, 2011; FAO, 2020). Elles abritent plus de 80% de la biodiversité terrestre mondiale (Brink, 2011) et contribuent à la production primaire (De Groot *et al.*, 2002). Les forêts constituent le plus grand réservoir de carbone de tous les écosystèmes terrestres et stockent plus de 80 % de tout le carbone terrestre aérien (C) (Dixon *et al.*, 1994), contribuant ainsi à l'atténuation du changement climatique (Brink, 2011 ; FAO, 2020 ; GIEC, 2014).

Les forêts méditerranéennes en particulier, considérées comme étant un patrimoine naturel mondial unique en termes de diversité biologique (Palahí *et al.*, 2009), contribuent à la

réduction de la pauvreté des sociétés et au maintien des économies locales. Ces forêts procurent un large éventail de SE (Blondel, 2009). Pour les services d'approvisionnement, elles fournissent des produits ligneux (charbons de bois) et non ligneux (nourriture, médicaments, résines, gibier, etc.). Ces derniers sont massivement collectés dans de nombreuses forêts méditerranéennes (Anaya-Romero *et al.*, 2016 ; Lovrić *et al.*, 2021). Pour les services de régulation, ces forêts jouent un rôle fondamental dans la protection des sols, la protection des bassins versants et contribuent à l'amélioration du microclimat. Enfin, ces écosystèmes ont une grande capacité à fournir des SE culturels et touristiques (Nocentini *et al.*, 2022).

Aujourd'hui, les forêts et les montagnes subissent une pression accentuée et leur capacité à fournir tous ces biens et services sera de plus en plus affectée par les changements environnementaux et sociaux. La demande en SE ne cesse de croître, tandis que l'offre de SE des montagnes a diminué entre 2000 et 2010 dans le monde entier (Grêt-Regamey & Weibel, 2020). Même si les zones de montagne couvertes de végétation restent mieux protégées, notamment contre le risque d'érosion, les forêts méditerranéennes d'altitude doivent faire face à diverses menaces d'origine naturelle et/ou anthropique tels que le développement urbain, les incendies, le changement climatique qui provoque un changement rapide du cycle de l'eau (augmentation de l'évaporation et baisse des précipitations), la sécheresse, l'accélération de la désertification, le déplacement de la biodiversité et les inondations. Ceci a un impact sur la dynamique du changement d'utilisation des terres (Anaya-Romero *et al.*, 2016).

Ainsi, le maintien de la disponibilité et de la pérennité des SE, dans le cadre des scénarios actuels de changement global, semble être un défi et nécessitent d'intégrer les SE dans les stratégies de gestion (Benayas *et al.*, 2009 ; MEA, 2005). D'où l'importance de ce travail qui vise à étudier les SE potentiels que les forêts de montagne du bassin méditerranéen, l'un des principaux centres mondiaux de diversité végétale et l'un des plus riches en endémisme, (Médail & Quézel, 1999), seraient capables de fournir. Simultanément, nous envisageons d'évaluer la demande sociale en SE procurée par ces écosystèmes. Nous ciblons particulièrement le sud du bassin, en Afrique du Nord, pour contribuer à la recherche dans cette zone sous documentée. La littérature a en effet montré que seulement 9 % des articles de recherche portant sur les multiples SE fournis par les forêts méditerranéennes proviennent des pays du sud et du sud-est du bassin méditerranéen (Nocentini *et al.*, 2022).

En Algérie, les forêts sont rares, leur superficie globale représente près de 2% de l'ensemble du territoire national et 11% du nord du pays, où règne un climat favorable à un

couvert arboré (Tatar, 2012). Dans ce pays, le concept des SE reste peu étudié et seulement quelques écosystèmes forestiers ont fait l'objet d'études portant sur les SE, nous citons entre autres : Les forêts de Chréa et de Senalba étudiées entre 2011 et 2016 (FAO, 2016) et le parc national d'El Kala étudié par Khaznadar (2016).

Dans le but de compléter la connaissance sur les SE fournis par les forêts Algériennes, nous ciblons particulièrement la forêt des Ouled Hannèche, située dans les monts du Hodna. Pour évaluer la capacité de notre zone d'étude à fournir des services écosystémiques, nous avons utilisé des données botaniques et la télédétection, en se basant sur des approches de délimitation à l'aide d'outils de spatialisation des « unités de fourniture de SE » (SPU) (Luck *et al.*, 2009). L'évaluation de la demande en SE a eu recours aux méthodes d'enquête auprès de la population locale.

Afin d'éclairer le lecteur peu familier de l'emploi des techniques de télédétection dans le contexte des SE, nous présentons un bref aperçu des différentes approches ayant recours à cet outil pour cartographier l'offre de ces services.

Données géospatiales issues de la télédétection pour la caractérisation des SE

La télédétection en général et les données géospatiales qui en résultent, offrent de multiples potentialités pour l'évaluation des services écosystémiques (Andrew *et al.*, 2014 ; Andrew *et al.*, 2015). En effet, le caractère exhaustif spatialement de l'ensemble de ces techniques peut permettre d'apprécier un territoire de manière continue et ce à différentes échelles d'analyse. L'échelle temporelle est également appréhendée par la répétitivité de passage du satellite fournissant des séries temporelles à même d'évaluer la variation saisonnière et/ou inter-annuelle de l'information télédétectée (Skidmore, 2015).

Schématiquement, deux grandes approches se distinguent pour cartographier la fourniture en SE à l'aide des données de télédétection. L'approche la plus ancienne et considérée comme la plus simple utilise comme support indirect les catégories d'occupation du sol (LC) produites par classification d'images satellites (Ayanu *et al.*, 2012 ; Andrew *et al.*, 2014). Chaque classe thématique d'occupation du sol est ainsi supposée représenter qualitativement une valeur biophysique ou autre (économique, sociale) d'un ou plusieurs services écosystémiques (Andrew *et al.*, 2015; Cord *et al.*, 2017). Bien que critiqué à cause de l'uniformisation des qualités ou des conditions de l'écosystème simplifiées par une unique représentation cartographique (Andrew *et al.*, 2014 ; Cord *et al.*, 2017), cette approche conserve

néanmoins l'intérêt majeur d'intégrer le concept de SE au niveau géographique du paysage (Burkhard *et al.*, 2009).

Une évaluation paysagère des SE ne limite pas forcément ceux-ci à l'information liée à l'utilisation/occupation du sol (LULC), elle permet d'intégrer d'autres descripteurs du milieu tel que le sol, le climat, les formes géomorphologiques de surface, la nature du substrat ou les caractéristiques hydrologiques (Syrbe & Walz, 2012 ; Burkhard *et al.*, 2009) modélisables par diverses données géospatiales (Andrew *et al.*, 2015, Lausch *et al.*, 2022). Dans ce sens les dimensions géographiques du paysage constituent une aire de fourniture de services (SPA) (Syrbe & Walz, 2012) ou unité de fourniture de services (SPU) (Luck *et al.*, 2009) qui possède une signification écologique à l'échelle considérée. Le concept de fournisseurs de service a été conçu tel un continuum incluant les différents niveaux écologiques organisationnels depuis les populations d'une seule espèce jusqu'aux biomes en passant, entre autres, par les communautés, les types d'habitat ou les paysages. Cette notion multi-scalaire implique de s'interroger sur le niveau d'agrégation de l'unité cartographique utilisée pour évaluer spatialement l'offre de SE (Syrbe & Walz, 2012; Abelleira-Martinez *et al.*, 2016). L'unité cartographique correspond-elle à l'aire minimale pour estimer une fourniture en SE, homogène et constante sur les dimensions de cette surface ou doit on agréger l'ensemble de ces unités minimales afin d'évaluer la fourniture en SE sur une unité spatiale de plus grande dimension (Shen *et al.*, 2021) ? La réponse à cette question dépend logiquement du type de SE à cartographier et de la finalité de l'évaluation. Pour certains SE, la dimension du pixel sera jugée comme pertinente tandis que pour d'autres, il sera nécessaire d'opter pour une unité cartographique plus intégrante tel que par exemple un bassin versant ou une éco-région (Syrbe & Walz, 2012).

Cette contrainte de pertinence spatiale des unités cartographiques n'est pas seulement restreinte à l'approche qualitative indirecte d'estimation de la fourniture en SE. Elle s'applique également à la mesure quantitative des SE par télédétection, qui constitue l'alternative méthodologique la plus crédible et la plus recommandée actuellement (Andrew *et al.*, 2014 ; Cord *et al.*, 2017). La variété des types de capteurs employés en imagerie satellitaire, chacun possédant ses propres caractéristiques d'acquisition, implique une disparité des résolutions spatiales qui doivent nécessairement être adaptées selon le SE à quantifier. Néanmoins, sous cette condition d'adéquation spatiale entre les données satellitaires et l'unité cartographique du SE, il existe actuellement une large gamme de produits quantitatifs de télédétection susceptible d'être reliée directement ou indirectement aux processus écologiques et écosystémiques et plus particulièrement aux fonctions qui leurs sont associées (Andrew *et al.*, 2014 ; Cord *et al.*, 2017 ;

Pettorelli *et al.*, 2018). Pettoirelli *et al.* (2018) insistent notamment sur l'élément clé que constituent les fonctions des écosystèmes pour faire le lien entre la biodiversité, les propriétés biophysiques qui peuvent être mesurées par télédétection et les services écosystémiques. A partir de travaux de terrain en écologie, il a en effet été montré la forte relation entre la biodiversité sous ses aspects taxonomique, structurel et surtout fonctionnel par l'expression des traits associés, et le fonctionnement des écosystèmes (Hooper *et al.*, 2005 ; De Bello *et al.*, 2010). Parmi l'ensemble des données et méthodes d'observation de la Terre applicables aux SE, la transposition de la diversité fonctionnelle et structurelle sous la forme d'un ensemble de traits biotiques ou abiotiques contenus dans le signal électromagnétique mesuré par un capteur de télédétection, appelé trait spectral par Lausch *et al.*, (2016 b), apparaît comme un concept des plus pertinent pour quantifier certains SE. Cependant, la réussite de l'application des traits spectraux nécessite le plus souvent d'avoir accès soit à des données à très haute résolution spatiale (THRS), de spectroscopie imageante ou de LIDAR dont les coûts d'acquisition sont peu accessibles et/ou de disposer d'une expérience dans les méthodes d'inversion appropriées pour convertir le signal en valeur biophysique/biochimique (Ayanu *et al.*, 2012 ; Andrew *et al.*, 2014). Ces contraintes amènent les écologues ou géographes relativement peu familiarisés avec ces techniques complexes, à se tourner préférentiellement vers des données gratuites et des méthodes plus simples (Kc *et al.*, 2021) en adéquation avec leurs objectifs et les particularités de leur territoire d'étude. Dans le cadre de notre étude, compte tenu de notre objectif d'esquisser la cartographie des SE dans le contexte des forêts algériennes, c'est le choix méthodologique que nous avons fait.

Une fois le choix méthodologique de l'outil adapté défini, nous tentons de répondre à la question fondamentale de notre thèse à savoir : **Comment transposer le concept des services écosystémiques, en particulier l'évaluation de l'offre et la demande des services écosystémiques forestiers, dans un contexte méditerranéen particulier, celui de l'Algérie ?**

À l'heure actuelle, cette question est encore à l'ébauche et l'accès aux données pour y répondre est difficile ou manquant. La connaissance globale de l'écosystème à étudier est une condition préalable. En effet, l'évaluation d'un écosystème donné nécessite des connaissances approfondies de ses spécificités et de son fonctionnement complexe, prenant en compte toutes ses composantes. L'évaluation doit se faire selon des méthodes précises, avec des mesures sur le terrain et avec un réseau de suivi à plus ou moins long terme.

Toutefois en l'état actuel de nos connaissances et compte tenu de l'absence de protocole méthodologique clairement défini pour évaluer les services écosystémiques, notre recherche ne peut présenter qu'une introduction, permettant de mettre en place des jalons méthodologiques et scientifiques, afin de pouvoir évaluer les services écosystémiques, procurés par les forêts en Algérie.

Notre réflexion s'articule, de façon plus spécifique, autour de trois questions :

- Quels sont les services écosystémiques (services potentiels et/ou réels) procurés par les forêts en Algérie ?
- Comment les études phytoécologiques et biogéographiques contribuent-elles à l'évaluation des SE ?
- Comment évoluent ces SE face à l'évolution de la société notamment dans un contexte de changements globaux?

Pour répondre à ces trois principales questions, cette thèse est développée en trois parties, qui sont définies dans le tableau 1 récapitulant le plan de thèse.

Cadre conceptuel et plan de la thèse

1. Cadre conceptuel

Notre travail s’inscrit dans un cadre conceptuel inspiré du Système National de Classification des Services Ecosystémiques (NESCS) des Etats Unis (Figure 1). Ce dernier est basé sur le principe de relier deux systèmes distincts. D’un côté, le système écologique qui produit des SE et de l’autre côté, le système humain qui utilisent directement ces services (USEAP, 2015). Il s’agit d’un cadre complet (La Notte & Rhodes, 2020) dont la structure comprend quatre classifications : environnement, produits finaux écologiques, usage/non-usage et usagers (Russell *et al.*, 2020 ; La Notte *et al.*, 2017). Les deux premiers groupes sont considérés comme étant le côté de l’offre (NESCS-S), tandis que les deux derniers représentent les destinataires des Flux de SE Finaux (FFES) et peuvent être interprétés comme étant le côté de la demande (NESCS-D) (USEAP, 2015 ; Russell *et al.*, 2020).

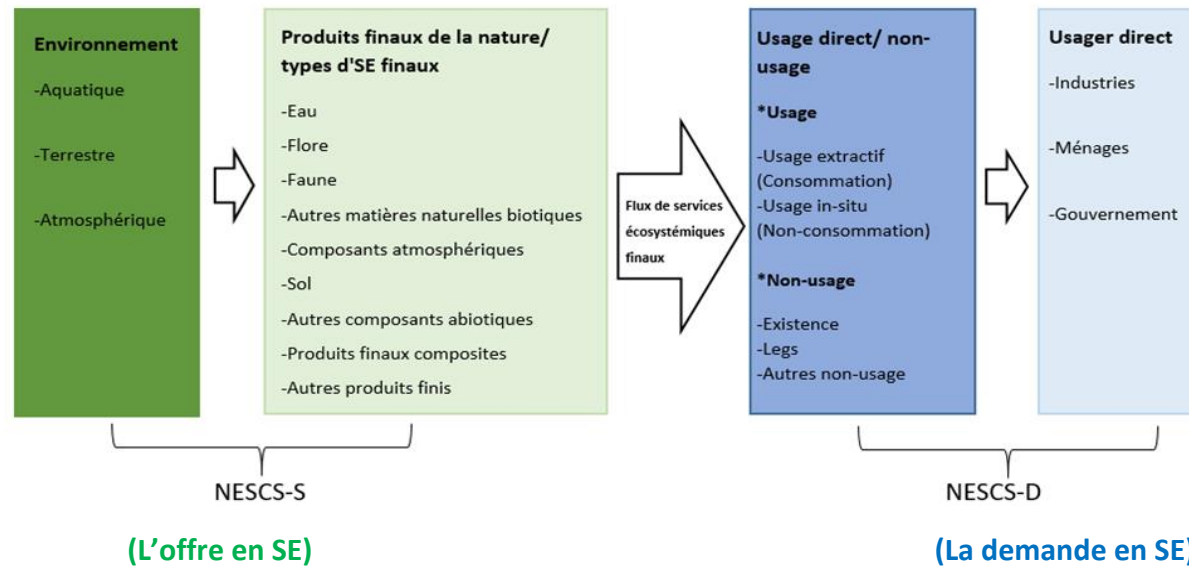


Fig.n°1: Les quatre groupes de classification formant la structure de la NESCS (Source : USAEP, 2015).

Tableau 1. Plan de thèse

1. Qu'est-ce que les services écosystémiques (SE) ?			
	Objectifs	Méthodes	Résultats
1	<ul style="list-style-type: none"> - Comprendre la génèse du concept de services écosystémiques - Cerner ce concept 	<ul style="list-style-type: none"> - Recherche bibliographique 	Partie I : Synthèse bibliographique <u>Chapitre 1</u> : Histoire et genèse du concept de SE <u>Chapitre 2</u> : Définition, classification, évaluation et controverses du concept de SE
2	<p align="center">2. Evaluer "l'offre" en SE de la forêt des Ouled Hannèche en se basant sur la notion d'Unité de Fourniture de SE (SPU)</p> <p>Les évaluations écologiques des SE sont souvent basées sur l'idée de délimiter des entités capables de générer des SE, appelées Unités de Fourniture de SE (SPU), offrant ainsi un cadre conceptuel large pour l'étude de la contribution des organismes et des systèmes écologiques à la prestation de services (Luck <i>et al.</i>, 2009). Une SPU peut être définie comme les composantes de la biodiversité et leurs caractéristiques nécessaires pour fournir un service écosystémique donné suite aux demandes des bénéficiaires du service et de la dynamique des écosystèmes (Vandewalle <i>et al.</i>, 2009). Le concept de fournisseurs de service a été conçu tel un continuum incluant les différents niveaux écologiques organisationnels depuis les populations d'une seule espèce jusqu'aux biomes en passant, entre autres, par les communautés, les types d'habitat ou les paysages.</p>		
	Objectifs	Matériels & Méthodes	Résultats
2.1	Préparer et créer les données essentielles qui pourront être utilisées comme une base (données en entrée) dans l'évaluation de la capacité de la forêt des Ouled Hannèche à fournir des SE.	Cartographie Système d'Information Géographiques (SIG) Modèle Numérique du Terrain (MNT) Données géospatiales	Partie II : <u>Chapitre 3</u> : Caractérisation de la zone d'étude (cartes d'altitude, des pentes, des expositions, des sols, hydrologique).
2.2	Evaluation de la capacité de la forêt à fournir des SE à l'échelle large : <i>L'unité bioclimatique comme étant une SPU</i>	Classification de Rivas-Martinez, données CHELSA, modèles CMIP, PMIP	<u>Chapitre 4</u> : Etude climatique <ul style="list-style-type: none"> - Cartes des bioclimats au passé, présent et au futur - Les SE potentiels de chaque SPU
2.3	Evaluation de la capacité de la forêt à fournir des SE à l'échelle locale : <i>La formation végétale comme étant une SPU</i>	Etude de la végétation Relevés phytoécologiques Littérature	<u>Chapitre 5</u> : Evaluation hypothétique des SE potentiels des différentes formations végétales qui composent la forêt des Ouled Hannèche

		Méthode inspirée de la Matrice de Burkhard <i>et al.</i> (2009) -Déterminer les SE à évaluer -Déterminer les unités de fourniture des SE -Attribution des scores	
2.4	Evaluation de la capacité de la forêt à fournir des SE à une échelle pixellaire variable	Images LANDSAT. Données botaniques et phytoécologiques Classification supervisée de l'occupation du sol selon la méthode SVM. Calcul du NDVI Indice de Rao Indice de Shannon Carte géomorphologique	<u>Chapitre 6 :</u> Carte d'occupation du sol. Capacité d'offre en SE pour chaque classe d'occupation du sol. Capacité d'offre en SE, pour chaque formation végétale, déduite de la valeur du NDVI Création d'une carte de favorabilité Les SE potentiels pour chaque unité géomorphologique
2.5	Exemple d'évaluation d'un SE de régulation : <i>L'évapotranspiration</i>	Modèles télédéteçtés d'estimation de l'évapotranspiration: MODIS, METRIC Données de végétation	<u>Chapitre 7 :</u> Mise en évidence du service de régulation climatique lié à l'évapotranspiration fournit par la forêt
3	3. Evaluer "la demande" en SE : Les usagers, les usages et les parties prenantes de la forêt des Ouled Hannèche		
	Objectif	Méthodes	Résultats
3.1	Evaluer la demande en SE	Enquêtes : Questionnaires destinés à la population locale.	Partie III <u>Chapitre 8 :</u> Notion de propriété Identification des : - Usagers - Usages de la forêt Comprendre la perception /appréciation des enquêtés vis-à-vis de la forêt.

Partie I : Naissance et développement du concept de Services Écosystémiques (SE)

Chapitre 1 : Historique des concepts et théories originelles

Introduction

La biosphère existe depuis environ quatre milliards d'années. Depuis elle connaît des métamorphoses consécutives de son évolution continue, entrecoupée de crises majeures dues à des forces physiques (volcanisme, météorite...). Cette histoire de la biosphère, mise en place aux cours des temps géologiques, s'est faite indépendamment de l'action de l'homme. Depuis qu'il est apparu, il y a 200 000 années, *Homo Sapiens* a connu une évolution de son rapport à la nature. Il est passé d'un statut d'espèce ayant un faible impact de prédation (comme les autres espèces animales), à un statut de super-prédateur ayant le pouvoir de constituer la principale force affectant la biosphère. Les scientifiques nomment ainsi anthropocène, l'époque, débutée il y a environ 250 ans, depuis laquelle l'activité humaine est devenue le dynamisme prédominant de transformation de toute la planète (Eldredge, 2001 ; Corlett, 2015).

Plusieurs paramètres ont conduit, au cours de l'histoire, à la formulation de la notion de services écosystémiques : le mode de vie, la manière dont les populations perçoivent la nature, l'évolution des idées et de la pensée philosophique, les modèles économique et juridique, l'organisation des institutions, l'émergence des sciences en particulier l'écologie et la biologie de la conservation.

L'idée de la protection de la nature et de la biodiversité, n'est pas récente. Elle s'est manifestée avec l'apparition de la pensée écologiste et ensuite via les premiers mouvements de protection et conservation de la nature (Méral, 2012).

Nous avons tracé, dans la première partie de ce chapitre, un portrait historique des concepts et théories qui ont conduit, principalement durant l'anthropocène, à l'élaboration de la notion de services écosystémiques.

1. Histoire de la protection de la nature : *De la dimension philosophique à la dimension politico juridique*

1.1 Des concepts à écho historique : *Propriété, marchandisation et monétarisation de la nature*

Les idées portant sur l'importance, la diversité des usages et la dépendance du bien être humain à la nature, sont reconnues depuis longtemps. Ces idées admettaient également l'impact des activités humaines, sur les écosystèmes naturels et la nécessité de protéger ces derniers (Marsh, 1864). Cette prise en compte et intérêt pour la nature prennent racine dès l'Antiquité, à travers des réflexions philosophiques. L'œuvre platonicienne (424-347 av. J.-C.) évoque la diversité du vivant, les bouleversements écologiques et le rôle des forêts dans le contrôle de l'érosion. Elle contient même une ébauche sur le rapport de l'homme à la nature (Dupras, 2014 ; Méral, 2012 ; Maris *et al.*, 2016).

De l'Antiquité au Moyen Âge, de nombreux témoignages écrits indiquent que la nature était considérée comme source de vie et qu'elle procurait l'essentiel nécessaire à la survie de l'homme. Notamment les forêts, qui fournissaient la principale matière première de l'époque : le bois. Elles maintenaient une vie sociale à travers ses divers usages (affouage, marronnage, pacage, glanage, vaine pâture, ramage, cueillette, d'écorage, chasse, essartage, ...) (Rambaud, 1964). A partir de cette époque, la nature n'a plus été vue que pour son importance en tant qu'unité de production directe de matière première, ou de support d'une économie de subsistance mais également en tant que réservoir de maintien d'un fonctionnement systémique, à plus ou grande échelle, qui s'est progressivement fait absorbé par la dimension économique.

Bien que l'appropriation de la nature à des fins économiques soit à la base des civilisations qu'elle que soit l'époque, on peut considérer que c'est en Grande Bretagne et en France au 17^{ième} et 18^{ième} siècle qu'est apparu un nouveau regard sur la nature (Levrel & Missemer, 2019). Il se traduit par l'émergence d'un nouveau mode de gestion et d'exploitation de la nature, basé sur des moyens juridiques et politiques. Durant cette époque, les questions relatives à la propriété des espaces naturels et de la faune ont évolué. L'économie et le droit ont encadré les processus de privatisation et de marchandisation de la nature. Ils sont progressivement devenues les principaux outils de gestion et de considération, en donnant des dimensions économique et juridique à la notion de protection de la nature. (Serpentié *et al.*, 2012 ; Levrel & Missemer, 2019).

En Grande Bretagne, la privatisation de grandes parcelles de forêts a eu lieu à travers la politique des enclosures, initiée à la fin du 17^{ème}, engendrant des conséquences sociales négatives. Suite à cette politique, des droits d'usage liés à des espaces communs ouverts à tous ont été supprimés. (Thompson, 1975)

En France, après la révolution (1789), les droits d'usage des forêts ont été restreints. La propriété privée des espaces naturels a augmenté, avec une exploitation qui ne respecte pas le rythme biologique de ces milieux (Deveze, 1966). A la fin du 18^{ème}, le droit d'usage de la terre permettait au propriétaire foncier de louer un droit de fermage et un droit de chasse (généralement récréative). La location se fait sur un marché de droits. La loi du 26 juin 1824 indiquait que le prix de location pour la chasse peut aller jusqu'à 4% de la valeur du terrain (Estève, 2004 ; Levrel & Missemer, 2019).

Ces lois ont instauré, à travers la privatisation et les droits de location, des processus que nous pouvons décrire comme les prémices de la marchandisation de la nature, en se basant uniquement sur son utilité pour les êtres humains. Ce processus, ne prenant en compte que la valeur économique marchande, néglige les autres valeurs que pourrait avoir la nature.

Les processus de privatisation (enclosures, réformes agraires) ont cassé le système communautaire existant et ont encouragé la mise en place d'un modèle économique libéral, relayant l'ancien mouvement physiocratique, dont la priorité n'est pas la protection de la nature (Lefebvre, 1929 ; Deveze, 1966).

Dans cette même optique d'implication de l'économie à la nature, l'apparition de l'économie ornithologique, a mis en relief l'idée de la monétarisation de la nature, à partir de la fin du 19^{ème} (Kronenberg, 2014). Les travaux du Département Américain de l'Agriculture (DAA) fournissent un exemple de l'évaluation monétaire des services non marchands rendus par la nature. Levrel & Missemer (2019) ont noté que *« En 1885, la division d'économie ornithologique de la DAA souligne que 90 000 dollars de subventions sont susceptibles d'éliminer 130 000 oiseaux qui auraient causé pour 1875 dollars de dommages, alors que si les oiseaux avaient été laissés en vie, ils auraient produit 3,9 millions de dollars de bénéfices »*. Après avoir été adopté pendant des années, ce type d'évaluation a été abandonnée à partir du début du 20^{ème} siècle, l'intérêt des oiseaux étant jugé peu fiable par rapport à celui des intrants chimiques dans le maintien de la productivité agricole.

Mais cette appropriation et mise en économie de la nature, appuyées par la loi, véhiculait une idée très ressemblante à celle proposée aujourd'hui dans le cadre des évaluations des écosystèmes (Levrel *et al.*, 2015).

1.2 Prise de forme de la notion des SE : *Evolution des idées*

La révolution industrielle, à partir du 19^{ème} siècle, représente un tournant dans l'histoire de la relation qu'entretiennent les sociétés occidentales avec la nature. Il y a eu une prise de conscience des impacts du modèle économique de l'époque : surexploitation des ressources naturelles, transformation majeure de la biosphère et dégradation des habitats naturels. Cette compréhension a fait émerger des idées de protection de la nature. Ces idées se sont concrétisées par l'apparition d'un courant de pensée environnementaliste, par la naissance de nouveaux champs disciplinaires dont témoigne l'invention de l'écologie par Ernst Haeckel en 1886, ou par la reconnaissance de la nature comme sujet de droit plus tard en 1972 (Bergandi & Blandin, 2012).

1.3 L'émergence de la pensée environnementaliste et de la protection de la nature

Depuis le Néolithique - début de la sédentarisation des populations humaines et apparition de nouvelles techniques sociales de subsistance basées sur l'agriculture et l'élevage - l'utilisation du milieu naturel, pour créer des richesses et améliorer les conditions de vie, s'est accompagnée par la perturbation de l'équilibre naturel des écosystèmes (exemple : la déforestation), tout en modifiant les paysages (Marsh, 1864 ; Lévêque *et al.*, 2012). Mais les impacts de ce phénomène ont atteint leur niveau le plus élevé, notamment à partir de la révolution industrielle au 19^{ème} siècle. Cette époque, caractérisée par des pratiques dites destructives du milieu naturel, a provoqué des conséquences catastrophiques qui ont altéré la pérennité des ressources tirées des écosystèmes et de la biodiversité (Raumolin, 1984 ; Larrère, 2010 ; Corlett, 2015).

Les modèles économiques adoptés à l'époque, fondés sur la surexploitation des ressources naturelles, ont été contestés à cause de leur impact négatif sur l'environnement. Cette contestation est initiée par le courant de la pensée écologiste, dont George Perkins Marsh (1801-1882), Elisée Reclus (1830-1905) et Aldo Leopold (1887-1948) et d'autres sont les précurseurs. Leurs travaux ont participé à l'émergence des premiers mouvements de protection de la nature (Serpantié *et al.*, 2012).

Marsh a été parmi les premiers à exprimer les idées de préservation de la nature, aux Etats Unis. En énonçant la fragilité de l'écosystème face aux pratiques des sociétés humaines

depuis toujours. « *The action of man upon the organic world tends to subvert the original balance of its species, and while it reduces the number of some of them, or even extirpates them altogether, it multiplies other forms of animal and vegetable life* ». Traduction : « L'action de l'homme sur le monde organique tend à perturber l'équilibre originel de ses espèces, et tout en réduisant le nombre de certaines d'entre elles, voire en les extirpant complètement, elle multiplie d'autres formes de vie animale et végétale » (Marsh, 1864).

Le géographe Elisée Reclus, pionnier de la géographie en Europe, ne condamne pas totalement l'action de l'homme sur la nature dans son livre *L'Homme et la Terre*¹, mais il voyait que cette action doit prendre en considération des critères sociaux, moraux et esthétiques (Giblin, 2005).

La pensée environnementaliste a donc évolué, en apportant deux nouvelles orientations, antagonistes, vis-à-vis de la nature, qui sont le préservationnisme et le conservationnisme (Figure 2). Les deux visions sont opposées du point de vue éthique, philosophique, économique et politique. Mais elles s'affilient au même mouvement de protection de l'environnement, s'inscrivant dans la lignée de Marsh (Bergandi & Blandin, 2012 ; Depraz, 2013 ; Locquet & Héritier, 2020).

Le courant conservationniste, orchestré par Gifford Pinchot, est décrit comme étant pragmatique. Cette vision est basée sur un fondement économique. Les conservationnistes perçoivent la nature comme un capital productif et une source de richesse à protéger, pour des raisons économiques et pour le bien être humain. C'est pourquoi cette vision est considérée comme étant utilitariste, anthropocentrique et réductionniste (Bergandi & Blandin, 2012 ; Depraz, 2013).

Bien que partisans à la monétarisation de la nature, les conservationnistes rejettent la privatisation et la monopolisation des ressources et espaces naturels. Ils prônaient le bien commun et l'égalité d'accès des citoyens aux ressources pour les générations présentes et les générations à venir. Ainsi, les conservationnistes posaient la question de durabilité des ressources naturelles et appelaient à une exploitation rationnelle de ces dernières (Levrel & Missemer, 2019).

Le courant préservationniste, animé par John Muir, est dit idéal. Il apporte une vision contemplative, romantique et qui s'intéresse à la qualité esthétique de la nature. Ce courant

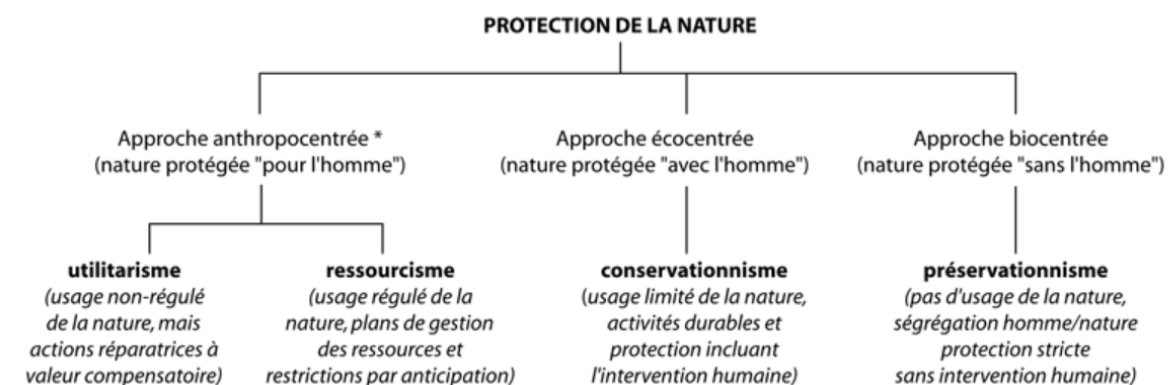
¹ L'Homme et la Terre est une encyclopédie géohistorique d'Élisée Reclus en six volumes, publiée de façon posthume entre 1905 et 1908

considère que la nature a le droit d'exister indépendamment des nécessités socio-économiques humaines. Il est basé sur une éthique environnementale qui accorde une valeur intrinsèque à la nature. Ces objectifs visent à préserver la nature sauvage (*wilderness*) intacte de toute activité anthropique (Locquet & Héritier, 2020).

Contrairement au conservationnisme, ce courant attribue une valeur esthétique à la nature. Il rejette la commercialisation et l'utilitarisme de la nature comme seules justifications de la protection de la nature. La pensée préservationniste est donc, en adéquation avec la ligne holiste des premiers écologues Américains (Bergandi & Blandin, 2012 ; Locquet & Héritier, 2020).

Dans la continuité des idées environmentalistes, naît une nouvelle approche de protection de la nature qualifiée d'écocentriste (Delord, 2005). Elle est introduite, aux Etats Unis, par Aldo Léopold en 1949 (L'un des premiers forestiers, écologues et écologistes du 20^{ème} siècle, défenseur de l'environnement et des espaces naturels). Son éthique vise à préserver l'intégralité des écosystèmes et leurs fonctionnalités. Leopold (1949) « *Une chose est juste lorsqu'elle tend à préserver l'intégrité, la stabilité et la beauté de la communauté biotique. Elle est injuste lorsqu'elle tend à l'inverse* ». Le principe sur lequel repose la théorie d'Aldo Léopold, incite à attribuer une valeur systémique à la nature étant donné que les éléments d'un système naturel sont liés les uns aux autres (Larrère, 2010).

Les deux courants : conservationniste et préservationniste, vont s'affronter de façon continue. Les débats qui y découlent façonnent la réflexion éthique concernant la protection de la nature. Dans la majorité des cas, c'est le conservationnisme qui s'impose, pour des préoccupations économiques (Bergandi & Blandin, 2012 ; Locquet & Héritier, 2020).



* d'autres variantes sont possibles, selon que l'utilité de la nature pour l'homme est estimée étroitement sur les seules bases économiques permettant le maintien de la fourniture en ressources naturelles pour la production, ou inclut plus largement les conditions sociales du bien-être liées à la nature (ex: esthétique, paysages).

Fig.2 : Les différentes approches de la protection de la nature (Depraz, 2013).

Au début du 20^{ème} siècle, les scientifiques ont contribué à la diffusion internationale de la question de protection de la nature. En organisant plusieurs congrès² et conférences dans lesquels ont été dénoncées les activités économiques destructives de la nature, provoquant les pollutions, la déforestation, Il a également été appelé à créer des réserves et parcs nationaux. Les actes des chercheurs reflétaient leur intérêt principalement pour la valeur scientifique que portent les espèces et les espaces naturels. Cependant, ils souhaitaient, non seulement prendre en considération les deux visions, conservationniste et préservationniste, mais aussi interpeller l'écologie pour pouvoir implémenter efficacement des actions de protection de la nature. Ainsi s'est ouverte la voie à la fondation de l'Union Internationale pour la Protection de la Nature (UIPN) en 1948 dont le nom est transformé en 1956 en Union Internationale pour la Conservation de la Nature et ses ressources naturelles (UICN), un organisme international officiel rassemblant gouvernements et représentants de la société civile, pour s'occuper de la protection de la nature. Mais avec une pensée conservationniste beaucoup plus ancrée (Bergandi & Blandin, 2012).

A partir des années 60, l'écologie est composée d'un cadre théorique et méthodologique centré sur l'étude de la structure, du fonctionnement et de la productivité des écosystèmes. Elle expliquait les processus de perturbation des équilibres naturels par l'activité humaine. Notamment la toxicité des produits chimique (des pesticides) le long de la chaine trophique, menaçant chaque maillon (végétaux, animaux et la santé des humains). Les environmentalistes ont donc utilisé ces explications pour justifier leur positionnement (Maris, 2011 ; Bergandi & Blandin, 2012).

Les objectifs du Programme Biologique International (PBI, 1964) étaient focalisés sur l'étude de la productivité des écosystèmes en relation avec le bien-être humain. Elle a permis de mener des études sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes. Le PBI a été réalisé, principalement, par des spécialistes des sciences de la nature. C'est pourquoi certains chercheurs lui reprochent de ne pas avoir pris en compte les données sociales et de ne s'intéresser qu'aux ressources naturelles utiles (Maurel, 2013).

L'impact destructif des activités humaines s'est révélé global. Le modèle économique de l'époque est remis en question par les différentes institutions et organisation de

² L'organisation du premier (1923) et du deuxième (1931) congrès international de protection de la nature, ayant lieu au Muséum national d'histoire naturelle, en France.

l'environnement (UICN, WWF³, PNUE⁴). La crise écologique persiste et en même temps apparaît la demande de mise en place d'un nouveau modèle économique beaucoup plus équitable, où le conservationnisme et le préservationnisme sont en équilibre, pour protéger la planète.

Cette demande va être prise en charge progressivement à l'échelle internationale via les Sommets de la Terre et accords internationaux. Nous retenons deux évènements. Le premier est la publication du rapport Brundtland (1987), par la Commission mondiale sur l'environnement et le développement, portant sur le Développement Durable (DD). Ce dernier se définissant comme un modèle de développement intégrant les dimensions économique, écologique et sociale, pour assurer le bien-être des populations humaines. Le deuxième est la signature de la Convention sur la Diversité Biologique (CDB), lors du troisième sommet de la terre qui s'est tenu à Rio de Janeiro en 1992.

Les objectifs du DD expriment une vision plutôt conservationniste. Ainsi la conférence de Stockholm stipule : « *Les hommes sont ce qu'il y a de plus précieux au monde* », alors que la CDB lui apporte un aspect préservationniste (Larrère, 2010). « *La Convention sur la diversité biologique a greffé sur ce substrat (DD) anthropocentrique un bourgeon écocentrique : elle s'est risquée à reconnaître une valeur non instrumentale à la biodiversité. En son préambule, en effet, les États signataires se sont déclarés conscients non seulement de la valeur de la diversité biologique sur les plans environnemental, génétique, social, économique, scientifique, éducatif, culturel, récréatif et esthétique, mais aussi de sa valeur intrinsèque* » Bergandi & Blandin (2012).

En économie, la prise en compte des dégradations environnementales causées par l'activité humaine s'est traduite par l'adoption, par l'OCDE⁵ en 1972 puis de l'Union européenne en 1986, du principe économique « pollueur-payeur »⁶. Celui-ci est une sorte de compensation permettant à chaque acteur économique d'internaliser les coûts de la protection environnementale.

Un réseau pluridisciplinaire, de scientifiques et d'experts, appuyé par différents organismes et institutions internationaux (WRI et IIED en 1986, PNUE, la Banque mondiale et

³ WWF : World Wide Fund for Nature, anciennement "World Wildlife Fund.

⁴ PNUE : Programme des Nations Unies pour l'Environnement.

⁵ OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Economiques.

⁶ L'idée du principe pollueur-payeur retrouve ses origines dans la taxe pigouvienne proposée en 1920.

la NASA en 1998)⁷, propose à travers plusieurs publications sur l'état de la planète, d'intégrer un nouveau cadre d'analyse englobant l'ensemble des enjeux environnementaux à l'échelle planétaire. Cette initiative, apportant une vision globale, a été justifiée par la volonté de ces acteurs de renforcer l'usage durable des écosystèmes en sauvegardant leur intégralité (Méral, 2012).

Cette proposition s'est traduite par le lancement d'évaluations des écosystèmes globaux en adoptant l'approche écosystémique. Dans ce contexte, WRI publie en 2000 le rapport : *People and ecosystems : The fraying web of life* (Les hommes et les écosystèmes: la toile de la vie qui s'effiloche). Ce rapport appelle au lancement du *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA) (Évaluation des écosystèmes pour le millénaire). Cette idée est concrétisée lorsque Le secrétaire général de l'ONU, Kofi Annan lance officiellement le MEA en 2001. Cette évaluation environnementale globale a mobilisé plus de 1 360 experts issus de près de 95 pays. Le MEA a joué un rôle majeur dans l'adoption puis la diffusion considérable de la notion de services écosystémiques (Pesche, 2013).

Le concept de SE a trouvé son origine en écologie et en économie de l'environnement. L'apparition de ce concept marque le début d'une nouvelle approche en matière de stratégies de conservation de la biodiversité, basée sur l'explication de nos dépendances vis-à-vis du bon fonctionnement de l'écosystème (Méral & Pesche, 2016).

Le XX^{ème} siècle voit l'émergence des idées de la protection de la nature. La conservation de la biodiversité a débuté par la fondation de la « Society for Conservation Biology » en 1985. Durant cette époque, la « nature » a été remplacée par la « biodiversité ». La préservation de la biodiversité est devenue un objectif planétaire, particulièrement via la fondation de la Convention Internationale sur la Biodiversité (CDB) en 1992.

Au début du XXI^{ème} siècle, le MEA (2001-2005) marque le début d'une nouvelle ère dans l'histoire des rapports « homme-nature », qui est celle de la gestion des services écosystémiques.

Nous assistons à un quatrième temps, celui de l'évaluation économique des services écosystémiques (Maris, 2011). La nature est désignée comme étant un « capital naturel ».

⁷ WRI : World Ressources Institute, IIED : International Institute for Environment and Development.

Chapitre 2 : Les services écosystémiques : contexte, objectifs et définitions

Pour clarifier la notion évolutive de services écosystémiques, il a été décidé d'essayer de répondre aux questions ci-dessous. Les réponses permettront de décrire le contexte dans lequel le concept a pu évoluer, de montrer les divers acteurs ayant contribué à l'élaboration, au développement et à l'institutionnalisation des services écosystémiques. Elles évoqueront les disciplines à partir desquelles est né ce concept, les objectifs ciblés par son élaboration, et les définitions qui lui sont attribuées.

1. Qu'est-ce que les services écosystémiques ?

1.1 Où, quand et comment est apparu ce concept ?

Histoire et contexte de l'élaboration du concept de SE

Expliquer le concept de services écosystémiques est un exercice complexe. Pour le faire, nous essayons d'exposer l'histoire et le contexte de son élaboration. Dans un premier temps, nous traçons la chronologie de la terminologie qui entourait la réflexion sur cette notion. Selon la littérature, le concept de services écosystémiques a été façonné par la pensée de la fin du siècle dernier aux Etats Unis. Ce terme serait apparu pour la première fois en 1981 dans l'ouvrage de Ehrlich & Ehrlich « *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species* »⁸. Jusque-là, il s'agissait essentiellement d'une réflexion à débattre dans la sphère universitaire (Chaudhary *et al.*, 2015). Houzé (2020) explique qu'il s'agit d'« *une réflexion fondée sur la conscience de la dépendance des humains à une nature pourvoyeuse de ressources dont il faut valoriser pour la protéger* ».

Pendant les années 1970, les travaux de recherches étudiant le lien entre l'écologie et la socioéconomie ont prospéré. Citons par exemples les travaux d'Odum (1971), Meadows *et al.* (1972), Georgescu-Roegen (1971) et Passet (1979). Ils aboutissaient tous au même résultat: « *Le système économique consommateur de ressources fossiles et destructeur des écosystèmes, porté par l'élan de la révolution industrielle initiée deux siècles auparavant, met en danger la survie des sociétés humaines telles qu'on les connaît aujourd'hui si des changements*

⁸ Traduction : *L'extinction : Les causes et les conséquences de la disparition des espèces.*

systemiques ne sont pas mis en œuvre » Ezzine de Blas *et al.*(2016). Les auteurs confirment l'idée que les écosystèmes fournissent des services aux êtres humains et alertent sur la pression exercée par l'activité humaine sur la capacité finie de la nature à bénéficier aux populations humaines (Potschin *et al.*, 2016). Ces idées existaient bien avant dans la littérature. Mais avant d'utiliser le vocable particulier de "services écosystémiques" dans les débats scientifiques et institutionnels, d'autres expressions étaient employées, comme celle de "services environnementaux" utilisée dans l'Etude des Problèmes Environnementaux Critiques (SCEP, 1970)⁹, de "services publics"¹⁰ fournis par l'environnement mondial, ou de "services de la nature"¹¹. Ensuite, Eckholm (1978) a évoqué les "fonctions écologiques" importantes pour la société et l'expression de "*biens et des services écologiques*" dans son discours d'alerte : « *Au niveau le plus large, les extinctions servent de marqueurs de la réduction générale de la capacité des systèmes biologiques de la terre à fournir des biens et des services écologiques essentiels, bien que subtils* ».

Dans la continuité, le façonnement de la notion de services écosystémiques s'étend aux institutions mondiales, pour poursuivre son évolution sous différentes terminologies exprimées dans de nombreux accords et conventions internationaux. L'UICN utilise en 1981, la locution de "biens et services fournis par les écosystèmes" dans la partie relative aux politiques de la gestion durable des forêts (Chaudhary *et al.*, 2015). En 1987, le rapport Brundtland fait référence aux services écosystémiques en mentionnant que « *Les espèces et les écosystèmes naturels apportent de nombreuses et importantes contributions au bien-être humain* »¹² (Potschin *et al.*, 2016).

La notion de services écosystémiques sera intégrée à l'agenda politique mondial dans les années 1990. Selon Norgaard (2010) : « *Le concept de services écosystémiques s'est imposé au milieu des années 1990 (Baskin, 1997 ; Daily, 1997), dans la tentative du courant conservateur d'inscrire la biodiversité à l'agenda politique global en utilisant les arguments de l'économie de marché* ».

Lors du Sommet de la Terre de 1992, l'agenda 21¹³ identifie l'environnement comme une source de capital naturel et demande de « *prendre des mesures pour encourager une meilleure*

⁹ Study of Critical Environmental Problems (SCEP, 1970).

¹⁰ Décrits dans Holdren et Ehrlich (1974) et d'autres documents publiés à cette époque.

¹¹ Expression utilisée par Westman en 1977.

¹² Commission mondiale pour l'environnement et le développement, 1987, p.125.

¹³ L'Agenda 21 est un plan d'action pour le XXI e siècle adopté par 182 chefs d'État lors du sommet de la Terre à Rio de Janeiro en juin 1992.

compréhension et appréciation de la valeur de la diversité biologique, telle qu'elle se manifeste à la fois dans ses éléments constitutifs et dans les services écosystémiques fournis »¹⁴.

Cette demande a permis aux initiatives d'évaluation environnementale globale d'émerger en intégrant les aspects économique et éthique, nous citons entre autres l'évaluation mondiale de la biodiversité du PNUE¹⁵ ayant lieu en 1995.

Le domaine interdisciplinaire de l'économie écologique a développé le concept de "capital naturel", qui comprend les ressources non renouvelables, les ressources renouvelables et les services écosystémiques, afin de démontrer l'importance des écosystèmes en tant que fondement biophysique du développement sociétal et de toutes les économies humaines (Gomez-Baggethun & De Groot, 2010).

L'intérêt économique et politique pour les services écosystémiques a pris beaucoup plus d'ampleur entre les années 1997 et 2000. Cette période a été marquée par plusieurs événements clés qui représentaient un appui à l'intégration et l'institutionnalisation du concept.

L'un de ces événements est la publication de deux études importantes, grâce auxquelles le concept de SE a été largement diffusé à la fin des années 1990. Il s'agit du livre « *Nature's services : societal dependence on natural ecosystems* » publié par Daily (1997). Cet ouvrage a participé au fondement du concept, en apportant une définition, en mettant l'accent sur son importance pour les êtres humains et en soulignant l'urgence d'instaurer une connexion avec la politique.

La deuxième publication phare sur les services écosystémiques a été publiée par Costanza et al. (1997). Intitulée « *La valeur des services écosystémiques et du capital naturel dans le monde* »¹⁶. Cette étude estime la valeur monétaire minimum, pour 17 services écosystémiques de l'ensemble de la biosphère, à environ 16-54 billions de dollars US (10¹²) par an. L'évaluation économique présentée dans cet article a provoqué une vague de discussions et des critiques (Costanza et al., 1997).

L'autre événement important dans l'évolution du concept de SE est le lancement, pour la première fois, du Paiement des Services Ecosystémiques (PSE), au Costa Rica en 1997

¹⁴ Nations unies, 1992, section 15.5.m.

¹⁵ Programme des Nations Unies pour l'Environnement.

¹⁶ The value of the world's ecosystem services and natural capital

(Gomez-Baggethun *et al.*, 2010). Ce processus a été reproduit, au bout de 5 ans, à plus de 300 exemples dans le monde entier (Landell-Mills & Porras, 2002), dans une opération de mise en œuvre de l'idée d'attribution d'une valeur économique à la nature et aux services écosystémiques.

Le PSE reflète une conception économique de la gestion de l'environnement, qui a permis la transition du concept des SE de l'université à la politique.

Le PSE, une transaction volontaire et conditionnelle concernant un service écosystémique bien défini impliquant des fournisseurs et des bénéficiaires (Wunder, 2005)

Toutes les expressions faisant référence à l'idée de services écosystémiques allaient dans le même sens de souligner l'importance de la nature pour les humains. Mais jusque-là, les connaissances et les explorations récentes dans le domaine de l'écologie n'étaient pas bien intégrées dans les débats politiques. La situation va changer lorsque des institutions influentes (NASA, PNUE et la Banque Mondiale)¹⁷ recommandent, en 1998, des évaluations mettant en liens les problématiques sur le climat, la biodiversité, la désertification, les forêts et les exigences nécessaires à l'existence humaine (Potschin *et al.*, 2016). La réponse à ces demandes et recommandations d'évaluation scientifique globale du capital naturel s'est traduite par l'Evaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire (EEM)¹⁸ (2001-2005) comme l'explique De Groot (2010) « *L'introduction du concept de SE à l'agenda mondial par l'EEM fournit un pont important entre les impératifs du maintien de la biodiversité et les défis de la réalisation des objectifs du Millénaire pour le développement.* ». Cette expertise (EEM) a donné lieu à l'instauration, à l'officialisation et à une large diffusion du concept de « services écosystémiques » au niveau mondial. Elle lui donne une définition cadre et une typologie.

Après le lancement de l'EEM, on a cherché à promouvoir le concept de SE. En même temps, les méthodes néolibérales de la gestion des écosystèmes se sont développées, par l'optimisation d'outils fondés sur le marché pour valoriser divers services écosystémiques. Un intérêt particulier a été accordé à l'évaluation des services fournis par les forêts en matière de

¹⁷ Publication en 1998 de l'ouvrage "*Protecting our planet, securing our future : linkages among global environmental issues and human needs*".

¹⁸ Traduction : Millenium Ecosystem Assessment (MEA).

carbone. Cette évaluation a été faite principalement par les mécanismes REDD¹⁹, sous l'influence de la CCNUCC²⁰ (Pistorius *et al.*, 2012).

L'élaboration du concept de services écosystémiques et son adoption par les acteurs mondiaux pourraient avoir plusieurs finalités. C'est pourquoi nous procédons à détailler les différents objectifs et intérêts de l'utilisation du concept de services écosystémiques dans un contexte étendu.

1.2 Pourquoi est apparu ce concept?

La réponse à cette question sert à expliquer les objectifs de l'élaboration du concept de services écosystémiques, ceux-ci ont évolué depuis l'apparition du concept.

Au début de son apparition, le concept de services écosystémiques a été utilisé en guise de réaction écologique et économique à la dégradation des écosystèmes. Cela s'inscrivait dans une logique d'alerte exprimée par des scientifiques vis-à-vis des conséquences d'un modèle de développement économique sur l'état des écosystèmes. L'inquiétude sur ces conséquences étant d'autant plus augmentée par la dépendance des sociétés humaines aux fonctionnements écologiques.

Ensuite, il a été universalisé en embrassant une palette plus étendue de perspectives interdisciplinaires (Chaudhary *et al.*, 2015). Ce concept sert pour la sensibilisation, la gouvernance politique, la compensation des dégradations, l'obtention de bénéfices, ...etc.

a. Les services écosystémiques comme outil de sensibilisation

Le vocable de services écosystémiques est apparu, pour la première fois, dans un contexte de prise en compte de la croissance de la population et de l'utilisation des ressources naturelles non-renouvelables (Potschin *et al.*, 2016).

Donc au début de son utilisation, le terme de services écosystémiques ne désignait qu'une métaphore comme le stipule Norgaard (2010) : « *Ce qui a commencé comme une humble métaphore pour nous aider à réfléchir à notre relation avec la nature est devenu partie intégrante de la façon dont nous abordons l'avenir de l'humanité et le cours de l'évolution biologique* ».

¹⁹ Réduction des Émissions dues à la Déforestation et à la Dégradation forestière.

²⁰ Convention-cadre des Nations unies sur les changements climatiques

L'emploi de métaphore de marché avait pour but d'éveiller une société ancrée dans une économie mondiale et qui se détache sans cesse du monde et des processus naturels par sa tendance à devenir essentiellement urbaine (Potschin *et al.*, 2016).

Beaucoup estimaient que cette métaphore générique, sur la contribution des écosystèmes au maintien de la vie et du bien-être humain, pourrait servir à accroître la sensibilisation aux dépendances des sociétés vis-à-vis de la nature. Sarrazin *et al.* (2016) stipulent « *La notion de services écosystémiques avait essentiellement un rôle pédagogique servant à mettre en évidence l'ensemble des processus par lesquels la biodiversité contribue au bien-être humain* ». Et de tirer la sonnette d'alarme sur la vulnérabilité des écosystèmes à l'action humaine notamment, à la consommation excessive d'énergie et de matériaux (Jax *et al.*, 2013). En fait, le concept de service écosystémique, permettrait de mieux faire valoir la nature auprès des gens.

Ainsi, lorsqu'il est question de sensibilisation (le plus souvent c'est le cas des discours sociétaux généraux), le concept de services écosystémique est utilisé à un niveau très général ou allégorique. Dans ce cas, l'utilisateur n'a pas besoin d'établir de grandes distinctions entre les processus écologiques, les bénéfiques et les valeurs, ni de calculer une valeur, biophysique ou économique, des services écosystémiques (Jax *et al.*, 2013).

b. Les services écosystémiques comme cadre d'évaluation

La notion de service écosystémique s'est développée, car son caractère métaphorique seul n'était pas suffisant pour résoudre les problèmes environnementaux de notre ère (Norgaard, 2010). La métaphore est devenue, lors du déroulement du EEM, un cadre central (Figure 3) pour l'évaluation scientifique de l'évolution des écosystèmes (Évaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire, 2005).

La transcription de la métaphore dans un cadre scientifique a transformé le concept de services écosystémiques en un paradigme pour la réflexion sur le développement et la gestion de l'environnement (Pagiola *et al.*, 2004 ; Ranganathan *et al.*, 2008). Cette transition a été suivie d'une multiplication de l'utilisation du terme "services écosystémiques" dans les revues scientifiques (Fisher *et al.*, 2009).

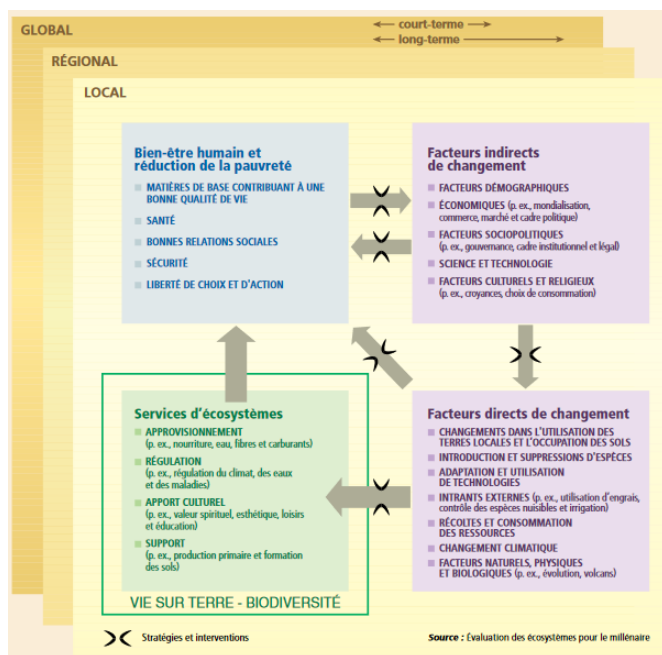


Fig.n°3 : Cadre conceptuel des interactions entre les services d'écosystèmes, le bien-être humain et les facteurs de changement (source : EEM).

c. Les services écosystémiques comme science

Le concept de services écosystémiques a continué son évolution pour devenir une science. L'évaluation pour le millénaire (EEM) a appelé les écologues à axer leurs travaux sur l'élaboration d'un système conceptuel et une documentation empirique solide sur la manière dont le stock de nature fournit des flux de services (Carpenter *et al.*, 2006; Armsworth *et al.*, 2007). Cette demande a été traduite par une augmentation exponentielle des publications universitaires portant sur les "services écosystémiques" (Fisher *et al.*, 2009). Ce contexte a rendu nécessaire d'envisager la métaphore d'une nouvelle manière et a préparé le terrain pour la naissance d'un nouveau paradigme.

L'apparition de la science des services écosystémiques est décrite comme une « révolution scientifique », au sens Kuhnien, dans notre façon de penser la nature. Elle est distinguée des autres sciences naturelles et sociales de base, par son caractère « transdisciplinaire ». Potschin *et al.* (2016) « ..., nous pensons qu'il existe une caractéristique importante d'une science "post-normale", comme les services écosystémiques, qui la distingue des sciences plus traditionnelles. ... la science des services écosystémiques est vraiment "transdisciplinaire",... ».

d. Les services écosystémiques comme élément clé des politiques de compensation et de gestion de la nature (pour le bien-être humain)

Le concept de services écosystémiques a gagné de l'ampleur depuis l'EEM. La métaphore qui avait pour objectif de mettre en évidence notre dépendance aux écosystèmes et pour tirer la sonnette d'alarme sur les dégradations que subissent ces derniers, par le mode de vie 'ultra-consumériste' des humains, s'est transformée. Elle est devenue un modèle de politique et de gestion environnementales pour le monde entier (le concept de services écosystémiques a été un sujet de travail de l'ONU). Les services écosystémiques sont considérés comme un élément clé dans la conception des programmes de conservation de la biodiversité (Norgaard, 2010). De ce fait, d'un point de vue politique, le concept est utilisé en général comme un outil opérationnel pour soutenir les processus décisionnels. Notamment, pour expliquer les compromis résultants des différentes décisions relatives à la planification territoriale (Jax *et al.*, 2013). Par exemple, en s'inspirant des politiques basées sur l'économie de marché, tel que la compensation carbone lancée dans le cadre des plans de réduction des gaz à effet de serre, nombres d'économistes ont mis en avant l'idée de « marchés pour les services écosystémiques » comme compensation et/ou solution aux problèmes environnementaux (Norgaard, 2010). Ainsi, au niveau économique, les services écosystémiques sont envisagés comme un outil conceptuel en mesure d'explicitier les externalités environnementales. Ils sont également la source d'élaboration des mécanismes politiques consacrés à internaliser la valeur de ces externalités au sein des transactions du marché et des procédures de prise de décision (Jax *et al.*, 2013).

e. Les services écosystémiques comme outil de privatisation et de marchandisation de la nature

Le concept de services écosystémiques est utilisé de différentes manières et selon différentes finalités d'un domaine à un autre. Il représente, dans le domaine de l'économie et de la gestion, un moyen d'intégration de la nature dans l'économie du marché pour la protéger. C'est-à-dire, selon Marx, transformer la nature en un objet avec une valeur quantifiable échangeable selon les lois du marché (Houzé, 2020). Jax *et al.* (2013) évoquent « *Les services écosystémiques sont souvent traités comme des entités qui peuvent être mesurées puis exprimées en termes monétaires et potentiellement converties en marchandises qui peuvent être échangées sur les marchés* ».

L'exemple de privatisation et de marchandisation de la nature sont les marchés de l'eau qui existent en Australie, en Angleterre ou aux Etats Unis. Ces marchés ont été mis en place en 2007 en Australie, avec un usage privatisé à 50%. Chacun des bénéficiaires (agriculteurs,

associations écologistes, villes, industriels) a la possibilité de revendre le surplus de son quota ou d'acheter une quantité d'eau supplémentaire. La valeur de l'eau est supérieure à celle des terres agricoles dans certains cas et les premières victimes de ce système sont les petits fermiers.

Au Etats Unis, le Chicago Mercantile Exchange (CME) et le Nasdaq ont lancé un indice (Fig. n°5) intitulé *the Nasdaq Veles California Water Index* (NQH2O Index) pour, déterminer les prix de l'eau. L'indice NQH2O a été lancé le 31 octobre 2018 à une valeur de 371\$ par acre-pied²¹. Ainsi, depuis décembre 2020, l'eau californienne (Fig. n°4) est cotée à la Bourse américaine de Wall Street comme une liquidité boursière. Le 23 décembre 2020, l'indice NQH2O a atteint une valeur de 501,12 \$ par acre-pied.

L'eau devient rare à cause du changement climatique et des sécheresses récurrentes et le monde financier profite de cette situation en monétisant une ressource indispensable à la vie. Ainsi, l'eau risque de perdre son statut de bien commun et des inégalités sociales en lien avec l'accès à l'eau peuvent s'amplifier engendrant beaucoup de problèmes.



© Magnéto Presse / ARTE France

Fig. n° 4 : L'aqueduc de Californie.

Infrastructure de domestication de l'eau.



Fig.n°5 : Graphique de l'indice NQH2O

La quantification et l'évaluation, en termes monétaires, des services écosystémiques sont des processus complexes à appliquer sur le terrain, elles sont plus ou moins précises et ne reflètent pas la valeur des services écosystémiques. Néanmoins elles ont permis de fixer des PSE et de renforcer des « opportunités » basées sur le principe du pollueur payeur. Tout en relevant des questions d'ordre moral sur cette logique marchande de protection de la nature (Jax *et al.*, 2013).

²¹ 1 acre-pied = 1233,48 m³.

f. Les services écosystémiques, un « trompe-l'œil » pour continuer à surexploiter la nature ?!

Depuis que les idées sur les services écosystémiques ont été formulées pour la première fois, les problèmes environnementaux liés à l'effondrement de la biodiversité et à la finitude de la planète n'ont pas vraiment changé (Potschin *et al.*, 2016). Le modèle de développement énergivore est maintenu et continue à croître au niveau mondial. De ce fait, les liens entre la métaphore révélatrice et les problèmes liés à la poursuite de la croissance économique mondiale ont été en grande partie rompus (Norgaard, 2010). Houzé (2020) a critiqué cette situation « *Rester dans la même logique marchande qui contribue à détruire des écosystèmes entiers pour après les protéger semble assez hypocrite* ».

Finalement, pour certains auteurs, la compensation des émissions de carbone et l'optimisation de l'utilisation des services écosystémiques, dans les pays pauvres, ne serait qu'une illusion pour que les pays riches puissent continuer à consommer selon l'ancienne méthode, qui n'est pas du tout durable (Norgaard, 2010). Ce qui serait dangereux comme stipulent Dufour *et al.* (2016) : « *Les services écosystémiques seraient alors une boîte de Pandore impossible à refermer une fois ouverte, un pas décisif et irréversible vers la marchandisation de la nature.* » ou Maris (2014) : « *l'introduction massive sur le marché des objets de nature, pourtant malmenés par ces mêmes marchés, revient à guérir le mal par le mal* ».

g. Les services écosystémiques comme langage commun

Le concept de services écosystémiques peut être employé comme un moyen de vulgarisation entre les scientifiques, les décideurs, les acteurs économiques et la société. Menzel & Teng (2010) le détermine comme un "concept axé sur les parties prenantes". La position des services écosystémiques à l'interface science-société lui accorde la compétence d'améliorer le dialogue entre les disciplines universitaires et d'enrichir la communication entre des groupes d'intérêt aussi différents que les écologistes, les agriculteurs, les économistes, les décideurs politiques et les entrepreneurs (Jax *et al.*, 2013; Levrel & Missemmer, 2019). L'instauration de cette compétence s'inscrit dans le but de repenser les relations humains-biodiversité, d'optimiser l'exploitation durable et les propriétés de résilience prêtés aux services écosystémiques face aux problèmes et aux changements environnementaux (Sarrazin *et al.*, 2016).

1.3 Dans quelles disciplines le concept de services écosystémiques est-il apparu ?

Aujourd'hui le concept de services écosystémiques est exploré par diverses disciplines, selon différentes méthodes et approches. Mais quand l'idée de services écosystémiques est apparue pour la première fois, les disciplines initiales qui étaient à l'origine de son apparition étaient l'écologie, qui étudie les fonctions des écosystèmes (Braat & De Groot, 2012) et l'économie, qui s'occupe de la quantification des services écosystémiques (Carpenter *et al.*, 1995). Sarrazin *et al.* (2016) expliquent que « *les approches de conservation et de gestion de la biodiversité par les services écosystémiques sont ancrées historiquement et conceptuellement dans l'écologie fonctionnelle et dans l'économie de l'environnement* ».

Dans le monde universitaire, le concept a connu après 1997, une expansion rapide vers d'autres disciplines (sciences sociales, politiques, ...) (Lakerveld, 2012 ; Daw *et al.*, 2011). En 2015, Chaudhary *et al.* (2015) ont analysé 519 articles pour montrer l'évolution du concept de services écosystémiques. Ils indiquent que le concept s'est étendu de 3 domaines (avant 1997) à 12 (1997-2000), 18 (2001-2004), 26 (2005-2009) et 25 (2010-2013) (colonne n°3 du tableau n°2). Mais ce sont toujours les disciplines traditionnelles (économie et écologie) qui ont le plus d'influence.

Après cette multiplication du nombre de disciplines et de recherches abordant les services écosystémiques, le concept a progressé (Fisher *et al.*, 2009) et est devenu un concept multidisciplinaire avec un fort potentiel lui permettant d'être pris en considération lors des processus décisionnels, par les décideurs politiques et pour encourager l'amélioration de la gestion des écosystèmes (Chee, 2004).

Tableau 2 : Une spirale discursive-institutionnelle des services écosystémiques (1997-2010) (Chaudhary *et al.*, 2015).

Key actors (based on article's citation)	Key institutions & their initiatives	New discipline in each time frame		Remarks
Pre-1997 <ul style="list-style-type: none"> • Marsh (1965) • Westman (1977) • Ehrlich and Ehrlich (1981) • Ehrlich and Mooney (1983) 	<ul style="list-style-type: none"> • SCEPT, 1970 • Beijer Program on Biodiversity 1992 • UNEP's Global Biodiversity Assessment, 1995 	<ul style="list-style-type: none"> • Ecology • Economics • Impact assessment 		The term 'ecosystem services' was first used in 1981
1997- PES launched				National interest in ecosystem services
1997-2000 <ul style="list-style-type: none"> • Costanza et al.1997 • Daily(ed) 1997 • Bolund & Hunhammar (1999) • Rapport et al.1998 • Daily et al.2000 	<ul style="list-style-type: none"> • International Geosphere and Biosphere Program, 1997 • Ecosystem Approach, 2000 • Millennium Development Goals, 2000 • TNC 2000 	<ul style="list-style-type: none"> • Agriculture • ES Assessment • Forestry • History • Hydrology • Marine biodiversity • Sociology • Sustainability 		Discursive expansion and response
2001- MEA officially launched				Global interest in ecosystem services
2001-2004 <ul style="list-style-type: none"> • Tilman et al. 2002 • De Groot et al. 2002 • Tilman et al. 2001 • Folke et al. 2002 • Balmford et al. 20 	<ul style="list-style-type: none"> • Earth Summit 2002 • Launch of MEA Framework, 2003 • Recognition in MDG, 2000 • World Wildlife Fund 2004 	<ul style="list-style-type: none"> • Adaptation • Agroforestry • Coastal • Environmental law • Environment • Integrated (ecology + economics) • Planning and decision making • Urban ES 		Discursive expansion and response
2005- MEA Synthesis report launched				Global reporting on ecosystem services
2005-2009 <ul style="list-style-type: none"> • Costanza et al. 2006 • Foley et al. 2005 • Worm et al. 2006 • Balvanera et al. 2006 • Costanza, R., 2008 	<ul style="list-style-type: none"> • TEEB • IMoSEB • Ecosystem Services Partnership • Biodiversity Indicators Partnership • DIVERSITAS • ICSU, IUCN 	<ul style="list-style-type: none"> • Governance • Human wellbeing • Landscape management • Political ecology • Poverty reduction • Restoration ecology • Vulnerability 		Discursive expansion and response
2010- Establishment of IPBES approved				Establishment of an intergovernmental body on biodiversity and ecosystem services
2010-2013 <ul style="list-style-type: none"> • de Groot et al. 2010 • Muradin et al. 2010 • Gomez-Baggethun et al. 2010 • Norgard et al. 2010 • Kosoy & Corbera, 2010 	<ul style="list-style-type: none"> • IPBES established 2012 • CBD's Strategic Plan 2011-2020 • International Satoyama Initiative, 2010 • ESPA 2010 	<ul style="list-style-type: none"> • Food security • Geography • Multidisciplinary 		Discursive expansion and response

1.4 Comment peut-on définir le concept de services écosystémiques ?

Définir le concept de services écosystémiques est essentiel pour démystifier les compromis qui sont nés autour du concept. Mais jusqu'à maintenant, il est difficile de trouver un consensus sur une seule définition, même si le concept services-écosystémiques paraît simple.

En écologie, Un Ecosystème = Biocénose  Biotope (Claude Faurie, 2011).

En économie, le terme "Services" fait référence au "Travail" (Braat & De Groot, 2012), selon le Dictionnaire d'économie et de sciences sociales, Nathan, Paris, (1993) un service est une prestation qui consiste en « la fourniture d'un travail directement utile pour l'utilisateur, sans transformation de matière ». Mais la définition du concept de « services écosystémiques » et beaucoup plus complexe que de définir les vocables qui la composent. Dufour *et al.* (2016) « *en effet, cette notion est à la fois simple (dans son appréhension intuitive) et complexe (dans son interprétation et son usage)* ».

Si le terme de SE représente, pour les écologues, un moyen de décrire les propriétés ou le fonctionnement d'un écosystème. Les économistes n'y voient que des biens commercialisables et substituables parmi d'autres (Plant *et al.*, 2016). Alors que les politiques et les gestionnaires le considèrent comme un outil d'aide à la décision.

Ainsi, le concept de "services écosystémiques" est utilisé et défini de différentes manières et à différentes fins (Jax *et al.*, 2013). Sa définition dépend du prisme à travers lequel il est étudié. C'est pourquoi, Levrel *et al.* (2016) souligne que « *de nombreuses définitions des services écosystémiques existent. Elles prennent leurs racines dans l'un ou l'autre des champs disciplinaires qui s'intéressent actuellement à cette notion et envisagent ainsi cette dernière selon différents contours* ». C'est un concept pluridisciplinaire et multidimensionnel. Par conséquent, l'exercice qui sert à le définir est accompagné par le risque de tomber dans l'erreur de parallaxe, mais reflète l'aspect polysémique du concept de services écosystémiques (Plant *et al.*, 2016).

Le concept de services écosystémiques est en cours d'élaboration. C'est un concept, à plusieurs embranchements, dont le sens et l'application ont rapidement évolué dans tous les domaines (Haines Young & Potschin, 2009). Lorsque des écologues l'ont inventé, la première fois, ils avaient pour objectif de montrer l'intérêt considérable de l'écosystème dans son intégralité, c'est-à-dire l'ensemble de la biosphère, pour le bien-être des sociétés humaines (Plant *et al.*, 2016). Ehrlich & Ehrlich (1981) ne lui ont pas donné une définition, puisqu'ils le considéraient comme une métaphore et non pas comme un concept tel quel.

Cette métaphore a été récupérée et est devenue un paradigme hybride (Jax *et al.*, 2013). Potschin & Haines-Young (2016) évoquent un autre aspect le caractérisant « *le concept de SE est caractérisé par son aspect fluide* ». En effet, l’ambiguïté du concept de services écosystémiques diminue et sa définition commence à prendre forme lorsque celui qui utilise le concept précise le domaine, la finalité, l’échelle et la méthode qu’il compte appliquer, ... etc. Ainsi, plus il donne de précisions, plus la définition du concept se cristallise.

Plusieurs définitions sont proposées au terme de « services écosystémiques ». Le tableau n°03 comporte quelques exemples de définitions, établies entre 1997 et 2014, issues de différentes disciplines : Biologie de la conservation, Economie écologique, Sciences de l’environnement et des ressources naturelles, Agronomie, Pédologie, Philosophie, Géographie, Sciences sociales ou d’origine pluridisciplinaire. Différents termes sont utilisés dans ces définitions pour faire référence aux services écosystémiques : Conditions (écologiques), processus (écologiques, biophysiques), bénéfiques, avantages, composants (écologiques, de l’écosystème, biophysiques), dimensions (de l’écosystème), modèle, contributions (de l’écosystème), flux, conceptualisations, nouvelle norme (de conservation) et/ou intermédiaire (nature/humains). Le cadre conceptuel présenté dans le diagramme de synthèse du TEEB²² (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) (Fig.n°6) et modifié par De Groot (2010) fait la distinction entre les différents termes, où les fonctions représentent le potentiel des écosystèmes à fournir un service qui, lui-même, dépend de la structure et des processus écologiques.

Cependant l’idée commune de ces définitions est la relation de cause à effet entre l’écosystème et le bien-être humain (Jax *et al.*, 2013). Globalement, la notion de service écosystémique est basée sur une vision utilitariste de la nature. Elle repose sur l’idée de monétisation de la nature (tout a un prix !!), qui est, malheureusement, un moyen, plus ou moins, efficace de sensibilisation par rapport à la perte de la biodiversité et aux dégradations des écosystèmes. C’est un paradigme, anthropocentrique (ramené à la seule espèce humaine et à son bien-être), intégré dans le modèle économique actuel et institutionnalisé par différents organismes (EEM, TEEB, ...).

²² En français : L’Economie des Ecosystèmes et de la Biodiversité.

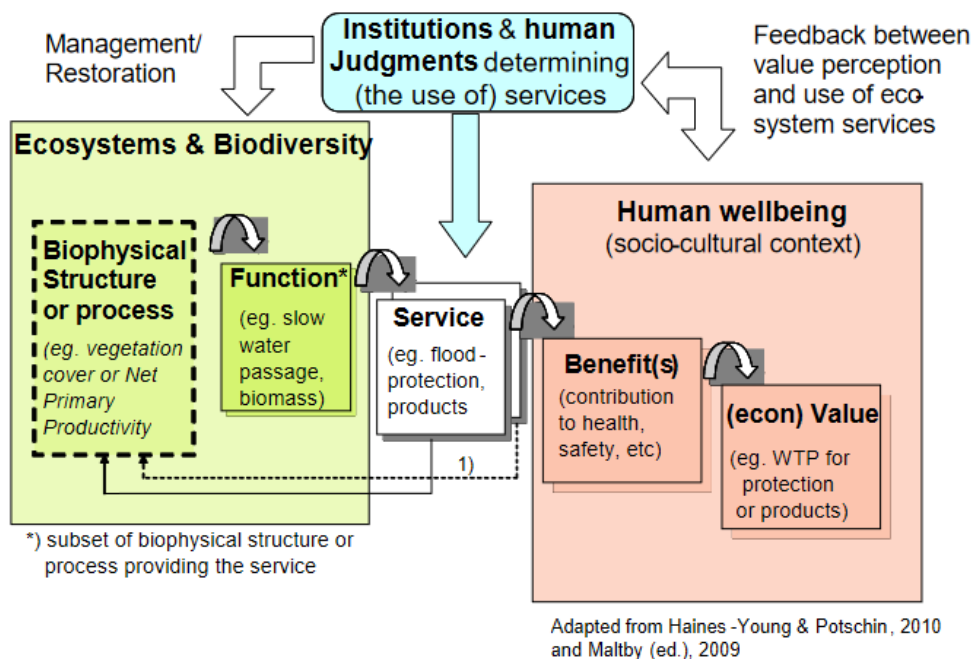


Fig. n°6 : Diagramme de synthèse de l'économie des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB), adapté de Haines-Young & Potschin (2009). (Source : De Groot, 2010)

La définition adoptée le plus souvent, dans la littérature, est celle proposée par l'EEM en 2005, selon laquelle les services écosystémiques sont les bénéfices (avantages) que les humains retirent des écosystèmes. Cette définition met l'accent sur le lien entre l'écosystème et le bien-être humain et apporte une nouvelle conception dite gestionnaire de l'écologie (Dufour *et al.*, 2016).

TEEB (2010) propose une définition qui adhère fondamentalement à celle de l'EEM, hormis le fait qu'elle établit une distinction entre les services et les bénéfices et précise que les services peuvent profiter aux personnes de façon direct et/ou indirect. Pour Dominati *et al.* (2010) les services ne sont pas des processus. Jax *et al.* (2013) soulignent l'idée d'appropriation et précisent que les processus peuvent devenir des services, s'il existe un bénéficiaire pour en profiter. Maris (2014) apporte une vision critique, basée sur un principe biocentré, aux idées portées par le concept de SE.

Après avoir consulté les différentes définitions, les services écosystémiques sont définis ici comme étant les avantages matériels ou moraux (potentiels ou réels) qu'un écosystème procure (directement ou indirectement) à travers ses composants physiques, chimiques, biologiques ou écologiques aux vivants (humains et tous les autres vivants) qu'ils soient utilisés ou non-utilisés.

Tableau n °03 : Exemples de définitions données à la notion de services écosystémiques.

	Auteur	Année	Définition des Services Ecosystémiques (SE)	Discipline	Commentaire	
1	Daily	1997	Les SE sont les conditions et les processus par lesquels les écosystèmes naturels, et les espèces qui en font partie, aident à soutenir et à réaliser la vie humaine .	Biologie de la conservation	Dimension économique ou écologique. Caractère anthropocentrique et utilitariste (d'une façon direct ou indirect).	
2	Costanza <i>et al.</i>	1998	Les SE sont les bénéfices que les populations humaines tirent directement ou indirectement des fonctions des écosystèmes.	Economie écologique		
3	Rosimeiry Portela & Ida Rademacher ²³	2001	Les SE sont les conditions et processus écologiques qui assurent le bien-être .	Pluridisciplinaire		
4	EEM	2005	Les SE sont les bénéfices (les avantages) que les humains retirent des écosystèmes.	Pluridisciplinaire		
5	James Boyd & Spencer Banzhaf	2007	Les SE sont les composants écologiques directement consommés ou appréciés pour réaliser le bien-être humain .	Economie de l'environnement		
6	Brendan Fisher <i>et al.</i>	2009	Certaines dimensions des écosystèmes utilisés activement ou passivement pour produire du bien-être humain . Le concept de SE est devenu un modèle important pour relier le fonctionnement des écosystèmes au bien-être humain .	Sciences de l'environnement et des ressources naturelles		
7	TEEB ²⁴	2010	Les SE sont les contributions directes et indirectes des écosystèmes au bien-être humain .	Economie		
8	Dominati Estelle <i>et al.</i>	2010	Les SE sont des flux bénéfiques provenant des stocks de capital naturel et répondant aux besoins humains . <u>Les SE ne sont pas des processus</u> mais des flux (quantité par unité de temps), par opposition aux stocks (quantité).	Agronomie Pédologie		Distinction entre processus et SE. Les processus physiques, chimiques et biologiques sont consubstantiels aux SE.
9	Dolf de Groot	2010	Les SE sont des conceptualisations ("étiquettes") des " choses utiles " que les écosystèmes "font" pour la population , directement et indirectement.	Sciences de l'environnement		Rappel de l'aspect métaphorique.

²³ Membres du Think-tank Aspen.

²⁴The Economics of Ecosystems and Biodiversity en français : L'Economie des Ecosystèmes et de la Biodiversité.

10	UK NEA ²⁵	2011	Les composants et processus biophysiques menant au bien-être humain sont appelés «services écosystémiques»	Pluridisciplinaire	Dimension écologique et caractère anthropocentrique.
11	Kurt Jax <i>et al.</i>	2013	Les processus et / ou composants de l'écosystème ne deviennent ou ne mènent à des SE que si quelqu'un les requiert , les demande ou les utilise , de manière active ou passive.	Biologie de la conservation. Recherche environnementale	Soumission des SE au choix et décisions de la société (Aperception, appropriation et d'usage de l'écosystème).
12	Virginie Maris	2014	Les SE comme nouvelle norme dans le monde de la conservation. Elle renforce l' instrumentalisation de la nature et la marchandisation de la biodiversité .	Philosophie	Regard critique des idées portées par le concept de SE basé sur un principe biocentré.
13	Simon Dufour <i>et al.</i>	2014	-Un SE est un intermédiaire entre le capital naturel et le bénéfice anthropique . -Dans la notion de SE , il existe l' idée d'appropriation individuelle ou sociétale ce qui signifie qu'un SE n'existe que s'il possède un ou des bénéficiaires , réels ou théoriques.	Géographie Sciences sociales	Dimensions politique et social et économique du concept. L'idée de SE réels et potentiels.

²⁵ L'évaluation nationale des écosystèmes du Royaume-Uni (UK NEA)

2. Classification des services écosystémiques

La classification des services écosystémiques est nécessaire pour rendre opérationnelle ce paradigme. Elle aide, également, à transformer ce concept abstrait en variables concrètes et mesurables. La classification procure une structure organisée en catégories, regroupant les services similaires et séparant les services dissemblables, en se basant sur des critères prédéterminés qui dépendent de l'objectif spécifique de l'élaboration d'un système de classification. La classification permettrait d'effectuer des analyses comparatives entre les écosystèmes, de caractériser, quantifier et évaluer les services écosystémiques, et par conséquent élargir la base d'informations utiles pour la prise de décision en matière de gestion des ressources naturelles.

Fixer une seule classification mondiale des SE reste un défi. Cependant, il existe plusieurs propositions de classification des services écosystémiques. En examinant la riche littérature scientifique qui a été consacrée à ce sujet, nous citons parmi ces propositions Costanza *et al.* (1997), Daily *et al.* (1997), De Groot *et al.* (2002), l'Évaluation des Ecosystèmes pour le Millénaire (EEM, 2005), Wallace (2007), Boyd & Banzhaf (2007), Fisher & Turner (2008), Haines-Young & Potschin (2010, 2013), Staub *et al.* (2011), Landers & Nahlik (2013) et l'Agence de Protection de l'Environnement des États-Unis (USEPA, 2015).

Toutes ces propositions partagent un objectif commun fondamental, qui est celui d'identifier et de décrire les différentes façons dont les écosystèmes soutiennent le bien-être humain (Maes *et al.*, 2013 ; Haines-Young & Potschin, 2013). Cependant, il existe de grandes différences dans les perspectives qu'elles offrent. Chaque classification possède un objectif politique, une définition des SE, une terminologie, des critères de regroupement et une structure spécifique pour atteindre l'objectif commun. Selon la littérature, l'un des principaux points sur lequel diffèrent ces approches de classification, concerne le fait de savoir si les processus ou fonctions naturels doivent eux-mêmes être considérés comme des services et si les services et les bénéfices doivent être traités comme des synonymes (USEPA, 2015 ; Haines-Young & Potschin, 2013).

Chaque classification a ses propres avantages et inconvénients en raison du contexte spécifique dans lequel elles ont été développées. Nous présentons ci-dessous les principales classifications adoptées au niveau mondial ou local. Nous décrivons leurs objectifs, leurs structures, leurs avantages et leurs limites pour montrer l'évolution de cette approche et souligner sa complexité.

- **Costanza *et al.* (1997)** ont étudié 16 biomes et ont regroupé les SE en une liste de 17 grandes catégories. Cette classification a été critiquée sur l'absence de distinction nette entre les différentes catégories de SE, ce qui induit à un chevauchement dans la catégorisation, pouvant être une source de double comptage des valeurs associées.
- **Daily *et al.* (1997)** ont proposé une liste d'exemples de SE (en dehors de tout système comptable) et ils ont souligné le fait que les écosystèmes naturels fournissent des biens marchands ainsi que des services non marchands. Les problèmes qui peuvent survenir lors de l'utilisation de cette approche de classification est le double comptage. Car aucune distinction n'est faite entre les processus/fonctions, les avantages et les services des écosystèmes (Boyd & Banzhaf, 2007). C'est pourquoi elle n'est pas considérée comme étant un système de classification formel.
- **De Groot *et al.* (2002)** ont présenté une typologie pour classer les SE dans le but de soutenir les analyses économiques écologiques comparatives (Dupras, 2014). Ils proposent une liste de 23 SE différents insérés dans quatre grandes catégories de SE que sont les services de régulation, d'habitat, de production et d'information. Wallace (2007) pense que cette classification présente des limites car le chevauchement entre ses différentes catégories augmente le risque de double comptage.
- **EEM (l'Évaluation de l'Écosystème pour le Millénaire) (2005)**

L'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (EEM) a été la première évaluation des écosystèmes à grande échelle. Elle fournit une classification qui est reconnue mondialement et utilisée dans des évaluations sous-globales. L'EEM organise les services écosystémiques en quatre groupes (Fig.7):

a. **Services d'approvisionnement** (Services de prélèvement) : désignent les produits issus directement des écosystèmes (Nourriture, eau douce, bioénergie, fibre, molécules utiles, ressources génétiques, sol, air)

b. **Services de régulation** : qui sont les bénéfices provenant de la régulation des processus écosystémiques (Régulation du climat, régulation des perturbations, régulation des flots hydrologiques, purification de l'eau, purification de l'air, régulation des maladies, contrôle de l'érosion, contrôle biologique, pollinisation, puits de carbone).

c. **Services culturels** : qui sont les bienfaits non matériels que les êtres humains retirent des écosystèmes (loisir, écotourisme, inspiration, esthétisme, éducation, récréation, sentiment d'appartenance, héritages culturels, scientifiques, pédagogiques, bénéfiques spirituels).

d. **Services de soutien** (Services d'auto-entretien) : qui sont les services nécessaires à la production de l'ensemble des autres services écosystémiques (photosynthèse, cycles des nutriments, genèse et rétention des sols, cycle des nutriments, cycle des oligoéléments, cycle du carbone, production primaire, production d'oxygène, recyclage de la nécromasse, habitats naturels)

Le chevauchement des catégories dans cette classification entraîne un double comptage (Fu *et al.*, 2011).

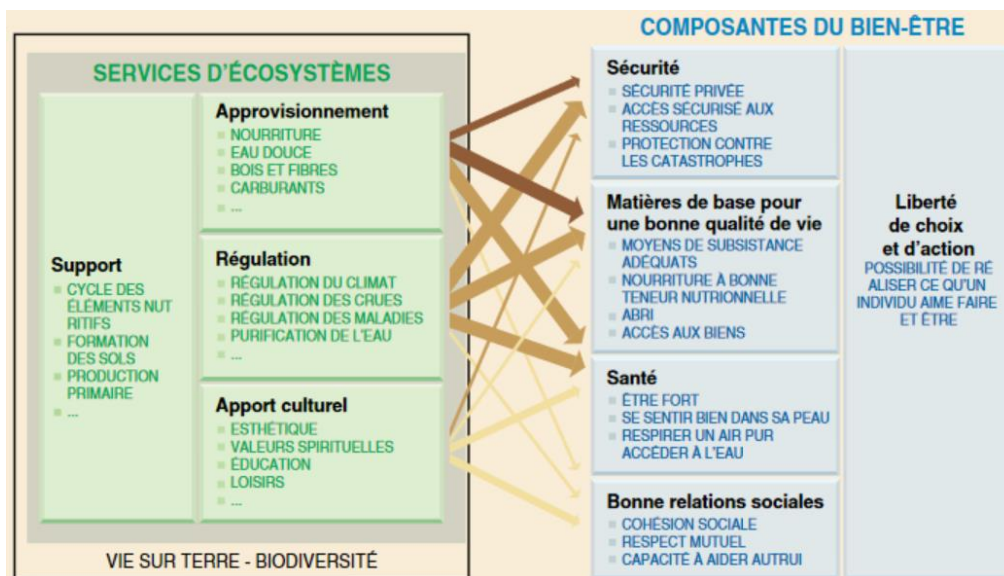


Fig. n°7 : Les catégories de SE et leurs liens avec le bien-être humain selon l'EEM (Source: EEM, 2005).

La classification de l'EEM (2005) et les classifications qui l'ont précédées (pré-EEM) avaient comme but principal l'élaboration d'un inventaire des services écosystémiques sans s'attacher spécifiquement à éviter les chevauchements. C'est pourquoi elles adoptent une structure "plate", sous forme d'une liste de SE. Mais la structure et le niveau de détail des systèmes de classification ont évolué au fil du temps. Nous constatons que les classifications post-EEM ont adopté des structures hiérarchiques beaucoup plus complexes, comprenant plusieurs niveaux de détail. Tout en cherchant à éviter le chevauchement pour minimiser le double comptage.

- **TEEB** (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*) **2010**.

La TEEB (2010) propose une version actualisée de la classification de l'EEM. Elle fournit une typologie de 22 services écosystémiques répartis en 4 catégories principales: 1.les services d'approvisionnement 2.les services de régulation 3.les services d'habitat 4.les services culturels et d'agrément. L'importante modification apportée par la TEEB est l'omission des services de soutien, qui sont considérés dans la TEEB comme un sous-ensemble des processus écologiques, et l'inclusion des services d'habitat comme étant une catégorie distincte (Maes *et al.*, 2013).

- **La classification internationale commune des services écosystémiques (CICES)**

La classification internationale commune des services écosystémiques (CICES) (Haines-Young & Potschin, 2013) a été créée par le biais d'un processus consultatif, visant à concevoir des systèmes de comptabilité environnementale et économique intégrés. La CICES est issue des travaux entrepris dans le cadre de la révision du Système de Comptabilité Economique et Environnementale (SCEE), sous la direction de la Division Statistique des Nations Unies (DSNU). Elle s'appuie sur les classifications existantes (EEM, 2005 ; TEEB, 2010) mais elle fait la distinction entre services et bénéfices et est adaptée à la comptabilité.

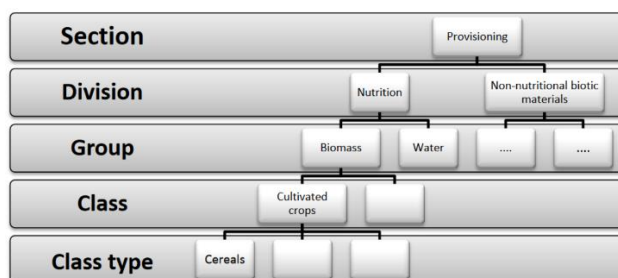


Fig. n°8 : La structure hiérarchique de la CICES. (Potschin and Haines-Young, 2016)

La structure de la CICES a été conçue afin d'aider à identifier ce qui constitue un service écosystémique final²⁶. La caractéristique essentielle de cette classification est son système flexible et hiérarchique (figure 8) qui lui permet d'être adaptée aux différentes échelles thématiques et spatiales d'études et aux besoins spécifiques des États. La CICES a une structure à cinq niveaux (section - division - groupe - classe -

²⁶ Les SE sont considérés ici comme résultant d'organismes vivants (biote) ou de l'interaction de processus biotiques et abiotiques, et se réfèrent spécifiquement aux résultats ou produits " finaux " des systèmes écologiques. C'est-à-dire les choses directement consommées, utilisées ou appréciées par les gens.

type de classe). Au niveau le plus élevé se trouvent les trois catégories utilisées dans l'EEM (sauf que, la CICES n'inclut pas les services de soutien) : Approvisionnement, régulation et entretien, et culturel; sous ces "sections" se trouvent huit divisions de services ; en dessous du niveau "division" se trouvent vingt "groupes de services" (Tableau 4) et quarante-huit "classes de services" sont proposés (Maes *et al.*,2013). Les "types de classe" sont le niveau le plus détaillés, ils fournissent une plus grande précision sur les SE inclus dans chaque classe.

Tableau 4. Structure hiérarchique proposée pour le CICES

Section	Division	Group
Provisioning	Nutrition	Biomass
		Water
	Materials	Biomass, Fibre
		Water
	Energy	Biomass-based energy sources
		Mechanical energy
Regulation and Maintenance	Mediation of waste, toxics and other nuisances	Mediation by biota
		Mediation by ecosystems
		Mass flows
	Mediation of flows	Liquid flows
		Gaseous/air flows
		Lifecycle maintenance, habitat and gene pool protection
	Maintenance of physical, chemical, biological conditions	Pest and disease control
		Soil formation and composition
		Water conditions
		Atmospheric composition and climate regulation
Cultural	Physical and intellectual interactions with ecosystems and land-/seascapes (environmental settings)	Physical and experiential interactions
		Intellectual and representational interactions
	Spiritual, symbolic, and other interactions with ecosystems and land-/seascapes (environmental settings)	Spiritual and/or emblematic
		Other cultural outputs

Source: Haines-Young and Potschin, 2013. Note that spreadsheets available on the CICES website provide more detailed categories (Class and Class Type), but we do not present them here in the interest of space.

La CICES a été adoptée au niveau mondial dans le cadre des évaluations des écosystèmes nationaux dans plusieurs pays. Elle a été appliquée en Belgique (Turkelboom *et al.*, 2013), en Allemagne (Albert *et al.*, 2014), en Finlande (2014), en Suisse (Bürgi *et al.*, 2015) et elle a inspiré le développement, aux Etats Unis, du système de classification FEGS (Biens et services écosystémiques finaux). Elle a l'avantage de permettre de fournir des informations générales et/ ou très détaillées de par sa structure. La CICES inclut des catégories telles que la bioénergie, qui ne sont pas couvertes par l'EEM ni la TEEB. Mais cette classification a des limites et elle peut présenter des contradictions. Elle inclut "L'eau" en tant que service d'approvisionnement alors qu'elle exclut d'autres produits abiotiques des écosystèmes, tels que l'énergie hydroélectrique ou éolienne et les minéraux tels que le sel et l'Or. Cette omission peut conduire à une sous-évaluation des SE (Potschin & Haines-Young, 2016). La limite de cette classification est qu'elle ne distingue pas entre ce qui est fourni par les systèmes naturels et la façon dont ces systèmes naturels et ces produits sont utilisés par les humains.

- **Le Système national de classification des services écosystémiques (NESCS) des Etats Unis.**

La NESCS a été élaborée aux États-Unis en 2015. Elle s'inspire des principes et de la structure de la comptabilité économique. Ainsi, son cadre conceptuel est basé sur le principe de relier entre eux deux systèmes distincts. D'un côté, le système écologique qui produit



© United States Environmental Protection Agency

des SE et de l'autre côté, le système humain qui utilisent directement ces services (USEAP, 2015).

Cette approche de classification définit les SE comme un flux (allant d'un fournisseur à un consommateur) plutôt que comme un stock. Elle se concentre sur les FFES (Flux des Services Ecosystémiques Finaux). La Notte *et al.*(2017), expliquent que « *La NESCS met l'accent sur le lien entre le "produit final de la nature" et les "utilisations directes" par l'homme en tant que bénéfiques tangibles et intangibles* ».

La NESCS a été destinée à identifier et à classer, d'une manière aussi complète que possible, tous les FFES capables d'être utilisés par l'industrie, les ménages ou le gouvernement. (La Notte & Rhodes, 2020).

La structure du NESCS comprend quatre classifications : environnement, produits finaux écologiques, usage/non-usage et usagers (Russell *et al.*, 2020 ; La Notte *et al.*, 2017). Les deux premiers groupes sont considérés comme étant le côté de l'offre (NESCS-S). Les deux derniers groupes représentent les destinataires des FFES et peuvent être interprétés comme étant le côté de la demande (NESCS-D) (Figure 1) (USEAP, 2015 ; Russell *et al.*, 2020).

La première partie du NESCS est la classification de l'environnement, elle classe la Terre en zones distinctes ayant chacune des caractéristiques biophysiques similaires. Des exemples de sous-classes de cette composante pourraient être les forêts, les océans ou les rivières.

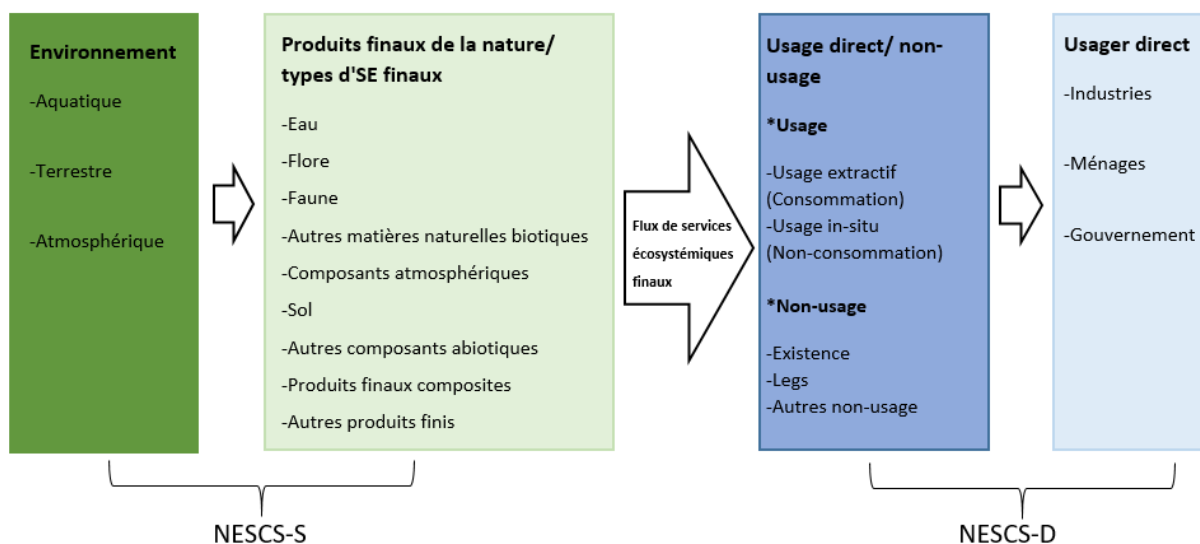


Fig. n°1 : Les quatre groupes de classification formant la structure de la NESCS (version condensée).
Source (USAEP, 2015).

La deuxième partie du NESCS est la classification des produits finaux de la nature, qui sont utilisés ou appréciés par les humains. Au niveau hiérarchique le plus élevé de cette composante, nous trouvons l'eau, la flore, la faune, le sol, l'air, etc.

La troisième partie du NESCS est la classification des usages directs/non-usage. Cette composante décrit la façon dont les produits finaux pourraient être utilisés ou appréciés par les humains. Au niveau le plus agrégé de cette composante nous trouvons les deux classes d'usage et de non-usage. La classe d'usage inclue l'usage extractif tel que la cueillette des plantes médicinales ou l'usage in situ tel que la méditation et les activités de loisirs. Tandis que la classe de non-usage inclut l'existence, le legs ou d'autres usages.

La quatrième partie du NESCS est la classification des usagers directs des FFES. Elle englobe les industries, les ménages et le gouvernement.

La NESCS prend une structure hiérarchique imbriquée de sorte que chaque groupe peut être représenté à plusieurs niveaux d'agrégation ou de détail. Cette structure est, également, destinée à être suffisamment extensible pour intégrer des classes et des sous-classes spécifiques (Tableau 5).

A chaque niveau de cet ensemble hiérarchique, tous les sous-groupes représentent des catégories mutuellement exclusives pour éviter le chevauchement et minimiser le double comptage de leurs valeurs.

Tableau 5. Structure et système de codage du NESCS

	NESCS-S		NESCS-D	
Groupe	Produit final	Utilisation directe/non-utilisation	Produit final	Utilisation directe/non-utilisation
Définition	Composants biophysiques de la nature qui sont directement utilisés ou appréciés par les humains.	Différentes manières dont les produits finis sont utilisés ou appréciés par les humains.	Composants biophysiques de la nature qui sont directement utilisés ou appréciés par les humains.	Différentes manières dont les produits finis sont utilisés ou appréciés par les humains.
Hiérarchie et système de codification				
Code NESCS pour FFES* : WW.XX.YYYY.ZZZZZZ				
Classe	W	WW.X	WW.XX.Y	WW.XX.YYYY.Z
Sous-classe	WW	WW.XX	WW.XX.YY	WW.XX.YYYY.ZZZ
Détail			WW.XX.YYYY	WW.XX.YYYY.ZZZZZZ
Exemple 1 : L'eau de l'océan est utilisée comme moyen de transport de marchandises.				
Code NESCS pour FFES : 15.12.1202.1483111				
Classe	Aquatique : 1	Eau : 1	Utilisation directe : 1	Industrie : 1
Sous-classe	Océan et mers ouverts : 15	Eau liquide : 12	Utilisation in-situ : 12	Transport et entreposage : 148
Détail			Moyen de transport : 1202	Transport de fret en haute mer : 1483111
Exemple 2 : L'eau des rivières est extraite pour le jardinage domestique.				
Code NESCS pour FFES : 11.12.1105.201				
Classe	Aquatique : 1	Eau : 1	Utilisation directe : 1	Ménages : 2
Sous-classe	Rivières et ruisseaux : 11	Eau liquide : 12	Utilisation extractive : 11	Ménages : 201
Détail			Soutien à la production végétale ou animale : 1105	

*Notez que ce code à 15 chiffres est le niveau de représentation le plus désagrégé.

Le NESCS utilise un système de codage numérique permettant de référencer chaque service écosystémique unique dans cette structure de classification. Le code NESCS a le format suivant WW.XX.YY.ZZZ où chaque série de chiffres renvoie, respectivement, aux classes (W) et sous-classes (WW) de l'environnement, fournissant un produit final écologique dérivé de la classe (WW.X) ou de la sous classe (WW.XX), à fonction d'usage/non-usage (WW.XX.YY) bénéficiant à l'utilisateur direct

(WW.XX.YY.ZZZ), comme décrit dans le tableau 5 (Russell *et al.*, 2020). Le niveau d'agrégation le plus élevé (classe) est représenté par un seul chiffre. Les niveaux inférieurs (sous-classe et détail) sont représentés par des chiffres supplémentaires.

Cette approche de classification présente des limites quand il s'agit de zone « grise » comme les écosystèmes urbains qui présentent des défis inévitables pour l'identification des FFES. Mais elle semble être adaptée à l'évaluation économique des services écosystémiques qui est en lien avec la prise de décision concernant la gestion des écosystèmes (USEAP, 2015).

3. Evaluation des services écosystémiques

L'opérationnalisation du concept de SE implique le développement des outils d'évaluation pour chaque service (Anaya-Romero *et al.*, 2016). Ceci constituerait un exercice complexe car il comprend plusieurs dimensions, à la fois d'ordre écologique, socioculturel et économique (Mukherjee *et al.*, 2014). L'évaluation des SE est donc un enjeu qui soulève plusieurs questions, dont les principales sont : Quelles valeurs sont prises en considération dans le cadre de l'évaluation et quelle(s) méthode(s) peut-on adopter pour les évaluer? (Rives *et al.*, 2016).

3.1 De quelle valeur est-il question ? Quelles méthodes sont employées?

Avant de répondre aux questions ci-dessus, il est essentiel de connaître le sens du mot "valeur". Le terme de « valeur » est polysémique (Maris *et al.*, 2016). Faute de ne pouvoir présenter toutes les définitions dans ce texte, nous allons nous limiter aux définitions qui sont les plus souvent utilisées dans le cadre des SE.

La "valeur" peut être définie comme mesure, comme préférence, et comme norme, quand il s'agit des valeurs de la biodiversité (Maris *et al.*, 2016).

Pascual *et al.* (2017) expliquent que « *Le mot "valeur" peut désigner un principe associé à une vision du monde ou à un contexte culturel donné, les préférences de quelqu'un pour un état particulier du monde, l'importance d'une chose pour soi ou pour les autres, ou simplement une mesure* ». Tous les sens précédents peuvent être pris en considération quand il est question d'évaluer des SE.

L'évaluation de la nature se faisait, traditionnellement, selon deux approches, fondées sur deux logiques opposées. L'une basée sur une rationalité éthique, insistant sur la **valeur intrinsèque** (c'est-à-dire les valeurs inhérentes à l'entité) de la nature, l'autre basée sur une

rationalité économique, se concentrant sur sa **valeur instrumentale** (c'est-à-dire les valeurs des entités vivantes comme moyen d'atteindre des objectifs humains ou de satisfaire des préférences humaines) (Loreau, 2016 ; Pascual *et al.*, 2017). La valeur instrumentale est substituable, remplaçable et compensable. En revanche, la valeur intrinsèque n'est ni substituable ni remplaçable (Sandler, 2012).

Actuellement, il existe différentes approches d'évaluation des SE. Les approches dominantes tendent à s'intéresser aux valeurs instrumentales anthropocentriques, qui comportent les valeurs : économique (Annexe 1), écologique, culturelle etc.

Ces diversités des approches et des valeurs impliquent d'être explicite quant à l'approche d'évaluation adoptée, puisque le type de la valeur d'un SE change en fonction du domaine et de la finalité de l'évaluation. Par exemple, les économistes estiment la valeur monétaire des SE dans un but de commodification²⁷ de la nature, les écologues s'intéressent aux valeurs biophysiques (indicateurs de biodiversité, mesure des traits fonctionnels²⁸, etc.) pour comprendre le fonctionnement des écosystèmes, alors qu'en sciences humaines et sociales ce sont les valeurs dites « incommensurables » qui sont prises en compte (Pascual *et al.*, 2010). Ces dernières peuvent être déclinées en valeurs culturelles, esthétiques, symboliques et se conçoivent à travers l'évaluation de l'appréciation, des préférences, de la perception, etc. qu'en ont les individus, afin d'expliquer les liens entre les sociétés et leurs environnements (Martínez-Alier *et al.*, 1998 ; Vihervaara *et al.*, 2012).

Parmi les modes d'évaluation des services écosystémiques (qualitative ou quantitative) (Figure 9), deux approches sont distinguées. L'évaluation qui permet d'attribuer une valeur marchande à chaque service et l'évaluation qui est utilisée dans le cas des services non marchands. Il est essentiel de souligner que les valeurs des SE peuvent sembler précises, mais elles ne reflètent que des approximations (Pascual *et al.*, 2017). Toutefois, toutes les évaluations sont complémentaires et permettent d'intégrer les connaissances économiques, sociales, écologiques et spatiales nécessaires au processus décisionnel concernant la protection de la biodiversité et des écosystèmes.

²⁷ i.e. la marchandisation de la nature : Transformation de la nature en marchandise.

²⁸ Les traits fonctionnels sont les caractéristiques morphologiques, physiologiques ou phénologiques des vivants.

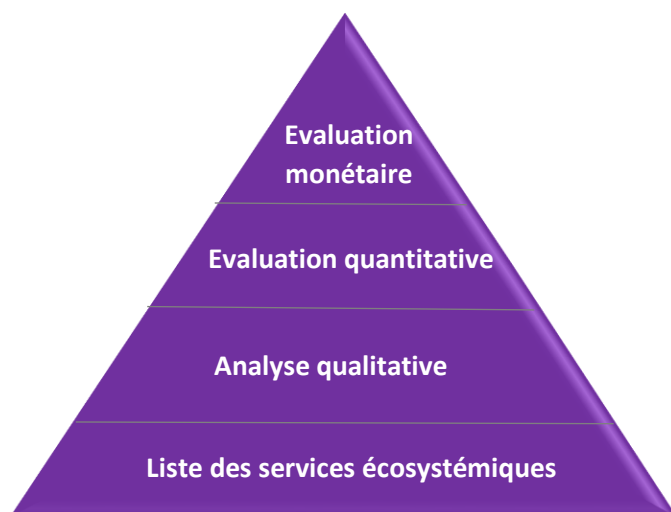


Fig. n°9 : Pyramide de l'évaluation des services écosystémiques (Puydarrieux & Devaux, 2013).

L'évaluation de la nature par l'approche des SE est une nouvelle démarche. Elle offre un cadre conceptuel analytique beaucoup plus large en intégrant la diversité des valeurs, diminuant ainsi les divergences qui pouvaient exister entre l'approche de conservation, établie sur la valeur intrinsèque, et l'approche établie sur la valeur instrumentale.

La Plateforme Intergouvernementale Scientifique et Politique sur la Biodiversité et les Services Ecosystémiques (en anglais : *Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, IPBES²⁹) reconnaît qu'il faut intégrer les différents types de valeurs dans la prise de décision pour atteindre les objectifs sociétaux de durabilité. L'IPBES souligne l'importance des valeurs intrinsèques de la nature, mais reconnaît également que la prise de décision repose dans une large mesure sur les valeurs instrumentales des SE (Pascual *et al.*, 2017).

3.2 Les controverses autour du concept de SE

Le concept de SE a fait polémique dans la sphère scientifique et il est la source de débats entre les différents acteurs. De multiples questions, d'ordre éthique et/ou technique, ont été posées concernant le concept, ses composantes et son application (Jax *et al.*, 2013). Beaucoup trouvent que le concept est trop simpliste (Plant *et al.*, 2016). Certains écologues, par exemple, considèrent que les connaissances écologiques actuelles ne sont pas suffisantes pour soutenir l'application du concept (Carpenter *et al.*, 2006 ; Armsworth *et al.*, 2007; Palmer & Filoso,

²⁹ L'IPBES : Organisme politique scientifique créé le 21 avril 2012 sous l'égide du Programme des Nations unies pour l'environnement (PNUE), du Programme des Nations unies pour le Développement (PNUD), de l'Organisation des Nations unies pour l'éducation, la science et la culture (UNESCO) et de l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), ce groupe d'experts joue un rôle d'interface et de vulgarisation scientifique entre l'expertise scientifique et les gouvernements sur les questions traitant de la biodiversité et des services écosystémiques.

2009 ; Norgaard, 2010). Ils soulignent la spécificité des écosystèmes et expliquent que les connaissances recueillies sur un écosystème ne se transposent pas forcément dans un autre, même si celui-ci semble assez similaire, notamment dans un contexte de changement climatique ou de changements globaux. Ces écologues considèrent que le fonctionnement des écosystèmes fournit des connaissances complexes qui ne se réduisent pas au cadre conceptuel des SE (stock-flux) (Norgaard, 2010). Selon Salles *et al.* (2016) : « *Penser les relations entre nature et société en termes de services soulève de multiples interrogations, soit, dans une perspective écologique, parce que la focalisation sur les services finaux dont bénéficient les sociétés humaines risque de faire oublier la complexité du tissu du vivant dont le bon fonctionnement est nécessaire* ».

Certains auteurs expliquent que la simplicité du cadre d'analyse adopté dans l'approche écosystémique fait abstraction des complexités écologique, économique, politique et sociale réelles (Norgaard, 2010). Certains ont critiqué le concept de SE pour sa perspective utilitariste et pour son orientation anthropocentrique, qui ne tiennent pas compte des valeurs intrinsèques de la nature ce qui entraîne une divergence avec l'éthique environnementale (Norgaard, 2010 ; Jax *et al.*, 2013 ; Rives *et al.*, 2016).

D'autres critiques concernent l'évaluation des SE et ses méthodes. Certains acteurs rejettent l'évaluation économique, entre autre l'évaluation monétaire, parce qu'ils considèrent qu'elle s'oppose aux principes de la justice environnementale (Matulis, 2014 ; Salles *et al.*, 2016). Plusieurs auteurs soulignent que les valeurs instrumentales, sous la forme de valeurs économiques, ne rendent pas pleinement compte de la manière dont les gens attribuent une valeur à la nature. « *Pour des types spécifiques de services écosystémiques, la monétisation est inadéquate, voire trompeuse* ». (Jax *et al.*, 2013). Ces auteurs ont exprimé la crainte que le fait de se concentrer sur les valeurs économiques conduise à la marginalisation d'autres valeurs écologiques et socioculturelles (Jackson & Palmer, 2015). La monétisation de la nature inquiète plusieurs auteurs au motif qu'elle conduit, plutôt, à la marchandisation et à l'exploitation de l'environnement qu'à une relation respectueuse avec ce dernier (Gómez-Baggethun & Ruiz-Pérez, 2011; Peterson *et al.*, 2010). Plusieurs auteurs critiquent la marchandisation des SE en donnant pour raison que les composants de l'écosystème ne devraient pas être à vendre (McCauley, 2006). Tandis que certains sont préoccupés par l'impact des évaluations monétaires et des PSE sur les pauvres dans le monde (Chaudhary *et al.*, 2015), soulignant que la marchandisation soulèverait des problèmes d'équité liés à l'accès inégal aux avantages et aux inconvénients des SE. Chaudhary *et al.* (2015) a noté que : « *Des questions clés concernant les*

bénéficiaires et les personnes marginalisées par la distribution des services écosystémiques restent sans réponse ». D'autres questions concernant le payement (qui doit payer qui ?), l'appropriation et la privatisation sont également posées et demeurent sans réponses.

Malgré ces problèmes que posent le concept de SE et son utilisation, beaucoup considèrent que ceux-ci jouent un rôle essentiel pour poursuivre le développement durable, la résilience, le maintien de la vie et le bien-être humain. D'autres mettent en évidence le potentiel d'utilisation du concept pour la conservation biologique, la gestion des ressources naturelles et la politique environnementale. Ils soulignent la capacité du concept à formuler des liens explicites entre les différents acteurs (science, société, décideurs, etc.) et à favoriser la recherche inter et transdisciplinaire.

Beaucoup de critiques ont été prises en compte, récemment, grâce au développement de la littérature sur les SE. Le cadre conceptuel et l'évaluation des SE ont évolué au fil du temps, certes ils n'incluent pas l'ensemble des valeurs que les humains associent à la nature mais, ils ne se limitent pas uniquement à la valeur économique même si celle-ci reste dominante.

Certains auteurs expliquent que les problèmes du concept de SE peuvent être résolus une fois que la définition, l'objectif spécifique, les dimensions des valeurs considérées et les éventuels compromis à faire dans des contextes décisionnels seront rendus explicites. D'autres pensent que cela peut être possible en adoptant des méthodologies telles que l'analyse multicritère (pour prendre en compte les différents types de valeurs) et/ou des perspectives intégratives impliquant, de manière équilibrée, les différents groupes de parties prenantes (Jax *et al.*, 2013).

4. Les services écosystémiques des forêts

4.1 Application du concept de SE dans les forêts du monde

Plusieurs travaux ont porté sur les SE forestiers à l'échelle globale (Myers, 1997 ; Sáenz & Mulligan, 2013 ; D'Amato *et al.* 2015 ; Jaung *et al.*, 2016 ; Mancini *et al.*, 2018), à l'échelle régionale : les forêts boréales (Saarikoski *et al.*, 2015), les forêts des zones tropicales (Suhardiman *et al.*, 2013 ; Kari & Korhonen-Kurki, 2013; Kalaba *et al.*, 2013; Richards *et al.* 2015 ; Carvalho Ribeiro *et al.*, 2018), les forêts némorales d'Europe, (Ding *et al.*, 2016 ; Langner *et al.*, 2017), les forêts méditerranéennes (Blondel, 2009 ; Birot *et al.*, 2011 ; García-Nieto *et al.*, 2013 ; Anaya-Romero *et al.*, 2016 ; Morán-Ordóñez *et al.*, 2020). Il existe également des études à l'échelle locale dans la majorité des pays du monde.

En Algérie par exemple, plusieurs études ont porté sur les SE de nombreuses forêts. Nous citons par exemple le parc national de Chréa et la forêt de Senalba, qui représentaient des sites pilotes dans le cadre du projet « Optimiser la production de biens et services par écosystèmes boisés méditerranéens dans un contexte de changements globaux » sur la période 2011-2016 (FAO, 2016), et le parc national d'El Kala étudié par Khaznadar (2016) dans le cadre de ses travaux de thèse.

4.2 Les forêts : Source d'une large gamme de SE

Les forêts, sous leurs différentes formes, couvrent 31 % de la superficie terrestre mondiale. Cela équivaut à 4,06 milliards d'hectares (FAO, 2020). Les forêts présentent la source d'une large gamme de SE de toutes sortes (Mayers, 1997). Elles abritent 80 à 90% de la biodiversité terrestre mondiale (Costanza *et al.*, 1997 ; FAO, 2020), fournissent du bois³⁰, de la nourriture, des médicaments, du fourrage et de la matière première renouvelable. Plus d'un milliard de personnes, notamment les plus pauvres de la planète, sont tributaires directement des forêts pour leurs moyens d'existence (Brink, 2011 ; FAO, 2020). Les forêts contribuent à la protection des sols et leur permettent de conserver l'humidité. Elles sont essentielles à l'équilibre énergétique de la terre (Ramakrishna & Woodwell, 1993) et participent à la régulation des débits d'eau. Elles régulent le climat au niveau local et régional en contrôlant les régimes pluviométriques et l'effet albédo. Makarieva & Gorshkov (2007) décrivent les forêts comme étant des « pompes biotiques » qui sont à l'origine des précipitations au-dessus des terres. Les forêts contribuent à la séquestration du carbone, à l'atténuation du changement climatique et à prévenir les régimes d'inondations et de sécheresse (Mayers, 1997 ; Brink, 2011 ; FAO, 2020). Elles constituent, également, un patrimoine culturel et touristique de valeur (Brink, 2011).

Actuellement les forêts subissent des pressions anthropiques et climatiques qui s'accroissent de plus en plus, causant une diminution de la superficie forestière mondiale. Cela augmentera le risque de perdre de nombreux SE (Brink, 2011 ; FAO, 2020).

4.3 Les SE des forêts Méditerranéennes

La superficie forestière totale dans les pays de la région méditerranéenne a atteint, en 2015, environ 88 millions d'hectares soit 2,20 % de la surface forestière mondiale. Alors que la population méditerranéenne devrait atteindre environ 600 millions de personnes d'ici 2050

³⁰ Il est estimé que 2,4 milliards d'individus recourent à l'énergie dérivée du bois pour faire cuire les aliments (FAO, 2020)

(FAO, 2018). L'UICN considère cette région comme étant un centre de biodiversité remarquable qui compte environ 25 000 espèces végétales, dont 60 pour cent sont endémiques. Les écosystèmes forestiers de la région méditerranéenne jouent un rôle clé dans la fourniture des SE aux sociétés humaines avec lesquelles ils entreprennent des relations séculaires (Morán-Ordóñez *et al.*, 2020). Blondel (2009) a décrit : « *Si le regard et l'intérêt qu'on porte à la forêt méditerranéenne ont bien changé, elle reste un espace d'une inestimable valeur par les biens et services qu'elle rend aux sociétés humaines, ce que ces dernières n'apprécient pas toujours à leurs juste valeur* ».

Les SE fournis par les forêts méditerranéennes peuvent être marchands ou non-marchands dont les valeurs instrumentales et intrinsèques leurs sont reconnues. Ces espaces procurent, comme tout autre écosystème :

- Des services d'approvisionnement, par exemple le bois, les plantes médicinales, le gibier, etc.,
- Des services de régulation, par exemple la régulation des climats locaux, la régulation des flux d'eau bleue et verte, régulation des interactions entre espèces (fonction de pollinisation, espèce « clé de voûte », ...), stockage du carbone , etc.
- Des services culturels d'ordre esthétique, récréatif, pédagogique, etc. (Blondel, 2009).

Tous ces SE contribuent à la réduction de la pauvreté des sociétés, au maintien des économies locales, à la gestion durable des bassins versants, au développement du tourisme et du secteur agricole. Néanmoins, les forêts méditerranéennes doivent faire face à diverses menaces d'origine anthropiques (développement démographique, urbain et industriel, incendies) et/ou naturelles (changement climatique³¹, sécheresse, inondations, maladies) qui s'intensifient de plus en plus. Ceci a un impact sur la dynamique du changement d'utilisation des terres et peut avoir des conséquences sur les SE (Anaya-Romero *et al.*, 2016). Ainsi de nombreuses questions se posent sur la capacité de ces forêts à procurer des services écosystémiques, sur leur évolution et leur résilience face à ces pressions.

³¹ Selon le GIEC (2001), le changement climatique se manifestera dans la région Méditerranéenne par une hausse des températures, comprises entre 2.1° C et 4.4 °C d'ici à la fin de ce siècle.

Partie II : Evaluation de la capacité d'offre en SE de la forêt des Ouled Hannèche à plusieurs échelles spatiales selon l'Unité de fourniture de SE prise en compte

Dans toute cette partie nous cherchons à évaluer la capacité d'offre en services écosystémiques de notre zone d'étude. Les évaluations écologiques des SE sont souvent basées sur l'idée de délimiter des entités capables de générer des SE, appelées « Unités de Fourniture de SE » (SPU), offrant ainsi un cadre conceptuel large pour l'étude de la contribution des organismes et des systèmes écologiques à la prestation de services (Krémén, 2005 ; Luck *et al.*, 2009). Une SPU peut être définie comme les composantes de la biodiversité nécessaires pour fournir un service écosystémique donné au niveau requis par les bénéficiaires du service (Vandewalle *et al.*, 2009). L'approche basée sur le concept de fournisseur de services peut être appliquée à différentes échelles, allant des populations d'espèces aux communautés, aux unités bioclimatiques, aux types d'habitats et aux paysages.

Chapitre 3 : Description de la zone d'étude

Introduction

L'objectif de ce chapitre est d'avoir un descriptif de la zone d'étude, tout en la situant dans un contexte biogéographique et écologique. Pour enrichir notre description, nous avons opté principalement pour la cartographie, mais aussi pour la photographie et les données récoltées sur le terrain. Nous estimons que les cartes produites pourraient constituer un socle pour l'évaluation, qualitative ou quantitative, des services écosystémiques de soutien, d'approvisionnement et de régulation, notamment face au manque de données spatialisées sur la forêt des Ouled Hannèche.

Les cartes ont été réalisées à l'aide des outils de SIG et la végétation a été inventoriée selon une approche phytogéographique.

Plus la description de la zone d'étude couvre de thématiques, plus elle apporte des informations qui pourraient améliorer l'estimation des SE. C'est pourquoi, ce chapitre embrasse un ensemble de données tel que : la localisation de la zone d'étude, ses caractéristiques physique et biotique : système orographique, pente, altitude, exposition, géologie, lithologie, pédologie, sa géomorphologie et son aspect paysager, la biogéographie, la végétation et l'hydrographie.

1. La forêt des Ouled Hannèche : *Une zone d'interface*

À travers notre travail, nous avons choisi la forêt domaniale des Ouled Hannèche comme zone d'étude. Ce choix se justifie par les faits suivants :

- Sa situation géographique particulière : La forêt des Ouled Hannèche est située dans une zone de transition biogéographique, climatique et paysagère. Il s'agit donc d'une zone riche floristiquement mais potentiellement beaucoup plus vulnérable au changement climatique.
- Elle est remarquable par la présence du Cèdre de l'Atlas (*Cedrus Atlantica Manetti*) dans sa répartition la plus méridionale. C'est une espèce endémique de l'Afrique du Nord, considérée comme espèce en danger par l'UICN et comme espèce protégée par la loi algérienne. Cette forêt contient également de nombreuses autres espèces protégées comme le Pistachier de l'Atlas, le Genévrier Oxycèdre, le Genévrier rouge, etc.
- Elle s'étend sur les monts drainant le Chott El Hodna (deuxième plus grand lac en Algérie), zone classée RAMSAR en 2001.
- Son histoire : Le cœur de la région dans laquelle se trouve cette forêt séculaire présente le berceau de l'une des plus brillantes souverainetés berbères. Dont il ne reste que le vestige de la Kalaa des Hammadites (classé au patrimoine de l'Unesco).
- Très peu d'études ont porté sur cette zone. Elle est souvent confondue avec la forêt des Maadid à l'Ouest, avec celle de Boutaleb à l'Est, soit elle est complètement ignorée quand elle n'est pas assimilée aux monts du Hodna. Récemment, la forêt des Ouled Hannèche a fait l'objet d'une étude d'aménagement et de développement réalisée par le Bureau National d'Études pour le Développement Rural (BNEDER, 2010).

2. Limites administratives

La forêt des Ouled Hannèche se situe au sud des wilayas de Bordj Bou Arréridj (BBA) et de Sétif (Fig. n°10). Elle s'étend, d'Est en Ouest, sur six communes qui sont : Ouled Tebben dans la wilaya de Sétif, Ouled Brahem, Ras El Oued, Bordj Ghedir, Taglait et Ghailassa appartenant à la wilaya de Bordj Bou Arréridj. La forêt est limitée au Sud par la wilaya de M'sila.

Dans ce travail, nous avons étudié la partie de la forêt appartenant uniquement à la wilaya de Bordj Bou Arréridj, couvrant une superficie de 6 232,56 ha (source : services des forêts BBA).

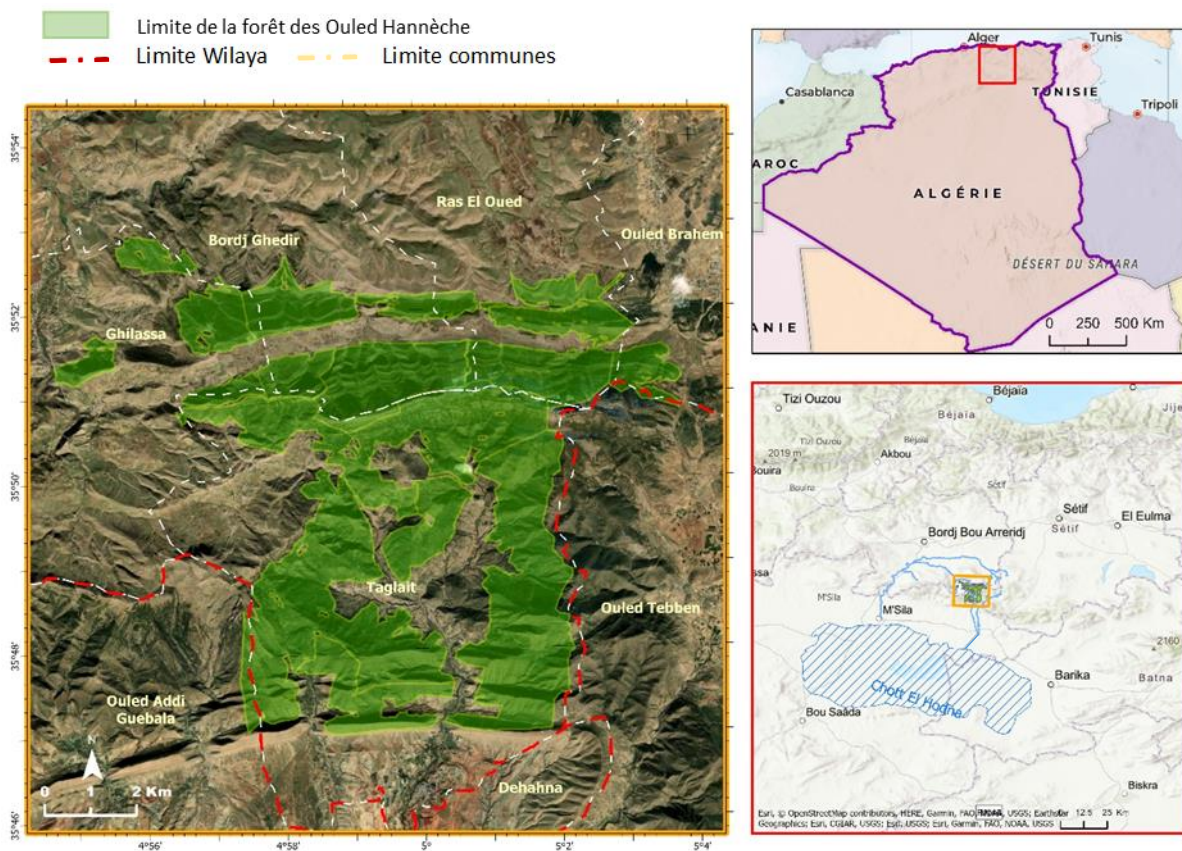


Fig. n°10 : Carte de situation de la forêt des Ouled Hannèche.

3. Caractéristiques physique et biotique

3.1 Système orotopographique : Une forêt de montagne entre le Tell au nord et les steppes au sud

La forêt des Ouled Hannèche est implantée dans la partie centrale des monts du Hodna. Cette chaîne transverse forme un point de jonction entre les deux Atlas, Tellien au nord et Saharien au sud, liant ainsi la chaîne des Bibans au massif des Aurès (Bord, 1981). Les monts du Hodna englobent du nord-ouest au sud-est plusieurs massifs isolés (Figure n° 11), qui sont : Maadid, Ouled Hanneche, Righa Dahra, Boutaleb, Guetiane et Ouled Sellem. Ces derniers forment une barrière orographique discontinue entre les hautes plaines telliennes du nord et de l'Est, et les plaines steppiques du sud.

Les sommets principaux de la forêt des Ouled Hannèche sont les Djebels : Echelendj, Nechar et Nadara, ce dernier constitue une bordure naturelle de la plaine du Hodna.

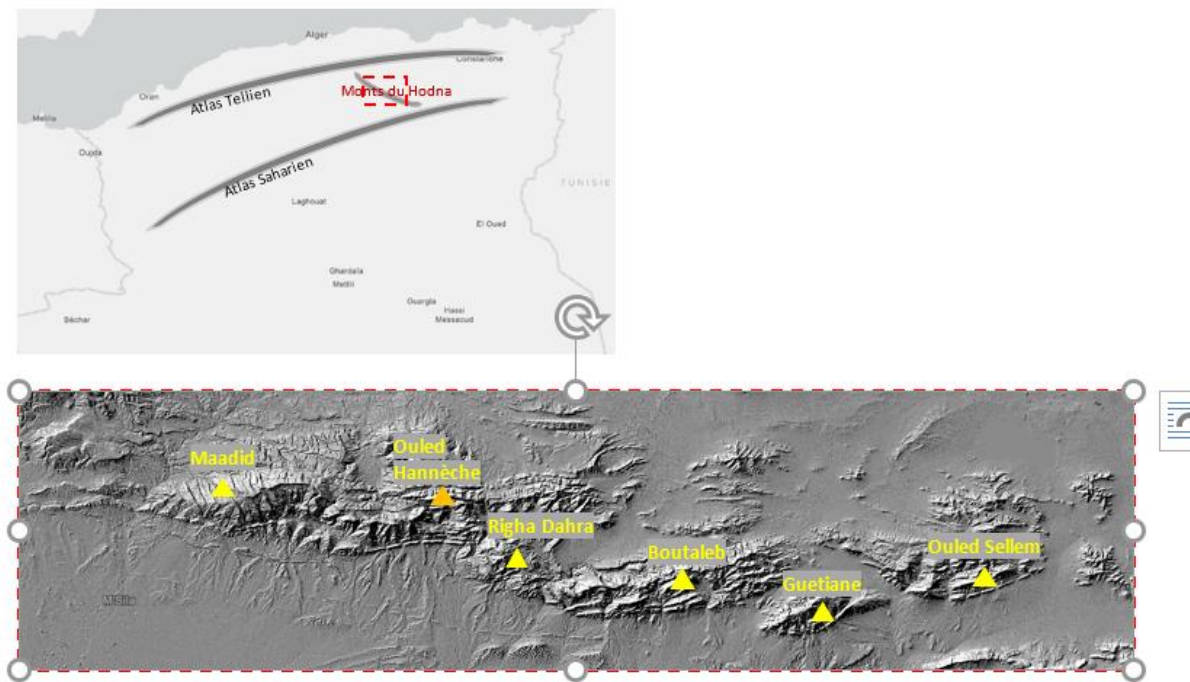


Fig. n° 11 : Les massifs composant les monts du Hodna.

3.2 L'altitude

Devant le manque de données spatialisées sur la forêt, nous avons créé plusieurs cartes. Celle des altitudes (Figure n° 12) a été réalisée avec le logiciel d'information géographique ArcGIS Pro 2.8, produit de la société américaine Esri (Environmental Systems Research Institute). En affichant le MNT (Modèle Numérique de Terrain) ALOS World 3D (AW3D30), développé par l'agence spatiale Japonaise JAXA, avec une résolution spatiale de 30 m. La couche du MNT a été délimitée selon l'étendue de la forêt des Ouled Hannèche, issue de la circonscription des forêts de la commune de Ras El Oued, puis classée selon des intervalles d'altitude.

L'altitude moyenne est d'environ 1500 m. Le relief le plus important est la crête du djebel Echelendj (point culminant : 1885 m). Les sommets principaux qui se dressent au nord de la chaîne sont beaucoup plus hauts que l'altitude moyenne. Leurs altitudes varient de 1600 à plus de 1800 mètres et dominant d'environ 800 mètres les plaines alentours. Les contreforts s'abaissent en s'éloignant, ceux du Sud sont beaucoup moins élevés.

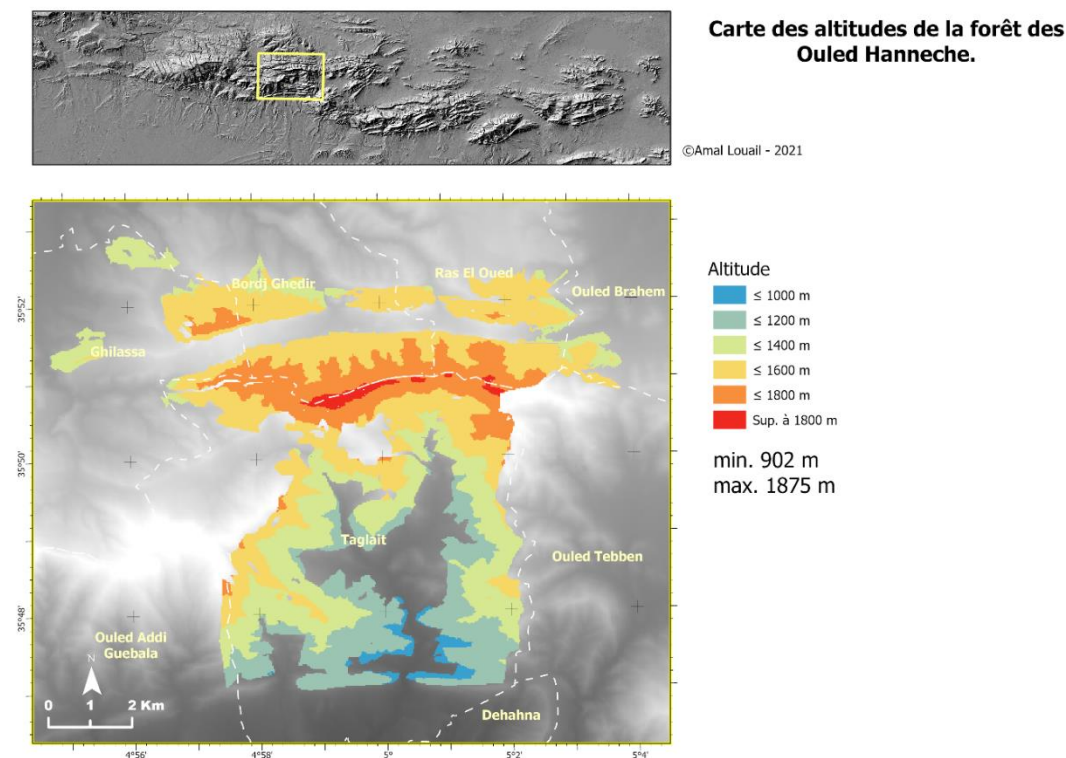


Fig. n° 12: Carte des altitudes du massif des Ouled Hannèche.

3.3 La pente

La carte des pentes a été réalisée à l'aide de l'outil pente sur ArcGIS Pro 2.8 à partir du MNT ALOS World 3D (AW3D30). Les pentes ont été calculées et classées selon l'étendue des limites de la forêt des Ouled Hannèche.

La forêt des Ouled Hannèche présente un paysage montagneux, assez rude. Les pentes y sont raides, un tiers des pentes est supérieures à 46% (25°) (Fig.n°13). Ce terrain très accidenté serait l'une des raisons de la préservation la forêt. Un tel système orographique permet d'expliquer l'isolement et la difficulté de communiquer avec cette région dans le passé.

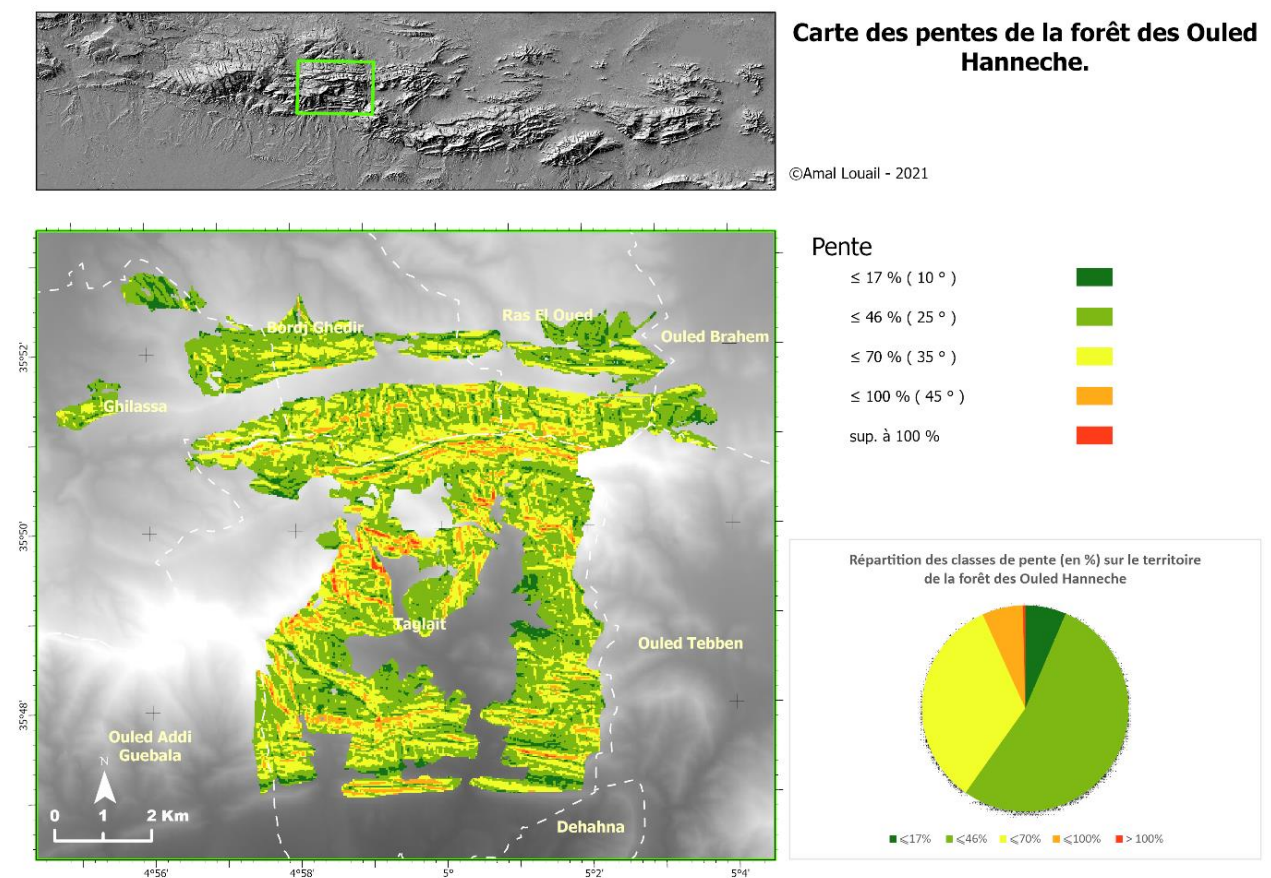
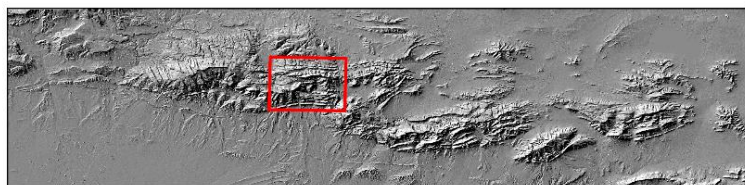


Fig. n° 13: Carte des pentes du massif des Ouled Hannèche.

3.4 L'exposition

Les expositions ont été obtenues à l'aide de l'outil *Aspect* sur ArcGIS Pro 2.8 à partir du MNT ALOS World 3D (AW3D30). Elles ont ensuite été classées à l'intérieure des limites de la forêt des Ouled Hannèche.

La carte des expositions (Fig.n°14) révèle une chaîne principale au Nord de la forêt, présentant une succession de chevrons dont les versants sont sensiblement exposés Est/Ouest. Les contreforts de cette chaîne principale sont majoritairement exposés au Nord, à l'Est et au Sud. Ce contraste est reflété par le couvert végétal qui, sur les flancs Nord, est beaucoup plus touffu comparé à celui du Sud.



Carte de l'exposition des versants de la forêt des Ouled Hanneche.

©Amal Louail - 2021

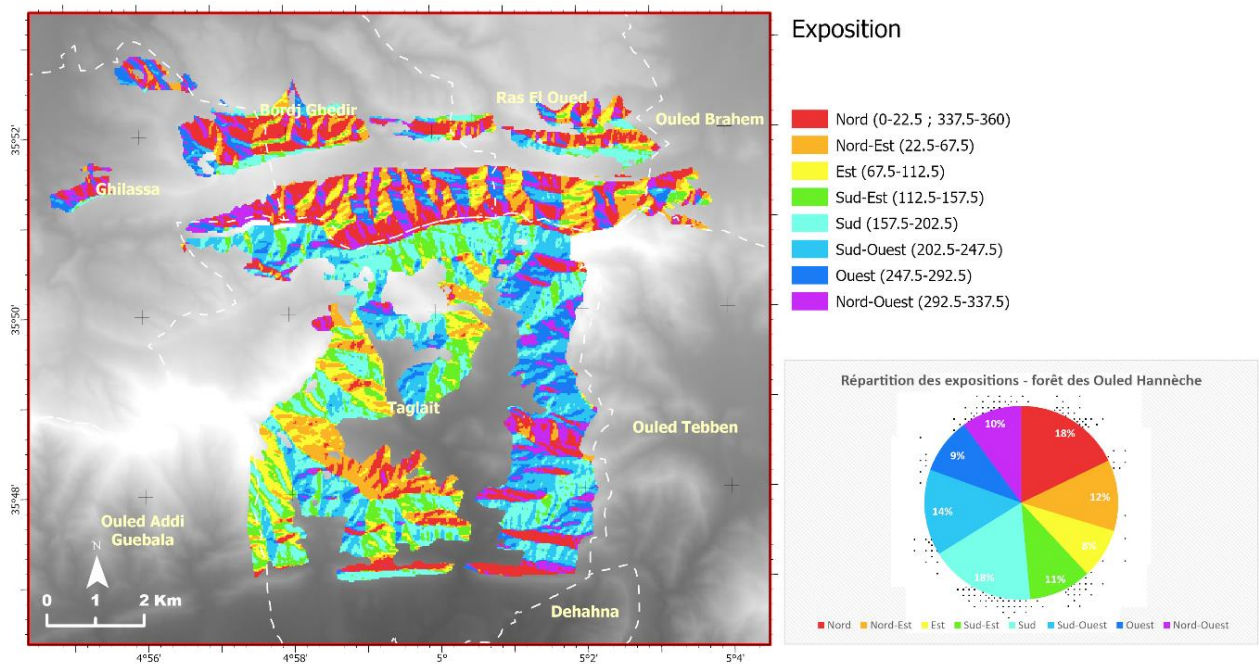


Fig. n°14 : Carte des expositions du massif des Ouled Hannèche.

3.5 Géologie et lithologie

La constitution lithologique du sol, à Ouled Hannèche, est composée principalement de roches dures (88%), formées de calcaires durs, de dolomies et de marnes.

Les terrains de ce territoire appartiennent à différentes formations se succédant du Nord au Sud dans l'ordre suivant : crétacé inférieur, crétacé moyen, terrains tertiaires (suessonien et miocène). Certains bancs passent du calcaire au grès, d'autres contiennent des rognons ferrugineux (Goyt, 1884 ; BNEDER, 2010).

La structure géologique du terrain d'étude est celle d'un anticlinal assez complexe. Elle est structurée dans sa partie nord par une suite d'ensembles formés de plis étroits et petites écailles d'orientation générale E-W et déversés vers le Sud (Aitadjedjou, 2015).

3.6 Pédologie

La description de type de sol est fournie selon la classification *World Reference Base for Soil Resources* WRB³² et son équivalent le Référentiel Pédologique français (RP). Les types de sols identifiés (Fig.n°15) sur la zone d'étude sont (Atlas des sols):

- Les cambisols (WRB) ou brunisols (RP) : Ce sont les sols les plus répandus de la méditerranée délimitant les régions climatiques semi-arides de la région. Ce sont des sols jeunes, peu développés. Généralement, ils sont appelés "sols bruns" dont la pédogénèse est en développement. Ils sont caractérisés par leur contenu élevé en minéraux.
- Les calcisols (WRB et RP) : sont courants sur le matériau d'origine calcaire dans les régions à saison sèche distincte, ainsi que dans les zones sèches où les eaux souterraines, riches en carbonate, se rapprochent de la surface. Ces sols sont généralement développés dans les zones aride et semi-aride. Les calcisols sont caractérisés par l'accumulation importante de carbonates de calcium secondaires.
Généralement, en région méditerranéenne, les collines avec calcisols ne supportent que de faibles volumes de pâturage de bovins, de moutons et de chèvres. Autrement le risque d'érosion augmenterait.
- Les luvisols (WRB) ou sols lessivés (RP) : sont des sols gras, profonds et bien développés. Les luvisols présentent des différences de texture marquées au sein du

³² La base de référence mondiale pour les ressources en sol

profil. L'horizon de surface est appauvri en argile tandis que l'horizon de subsurface présente une forte activité d'accumulation d'argile et une saturation élevée en bases. Les luvisols de la région méditerranéenne se trouvent, le plus souvent, sous le couvert forestier.

- Les leptosols (WRB) ou lithosols (RP) : sont des sols peu profonds sur des roches dures et contenant des matériaux très graveleux ou hautement calcaires. Les leptosols se trouvent principalement dans les zones de montagne ou dans les zones où le sol a été érodé au point que la roche dure s'approche de la surface. En raison de leur pédogénèse limitée, les leptosols n'ont pas beaucoup de structure.
- Les kastanozems (WRB) : sols à horizon superficiel riche en matière organique et à accumulation de carbonate de calcium ou de gypse dans les horizons. Les kastanozems ont un horizon de surface profond et de couleur foncée et un PH élevé.

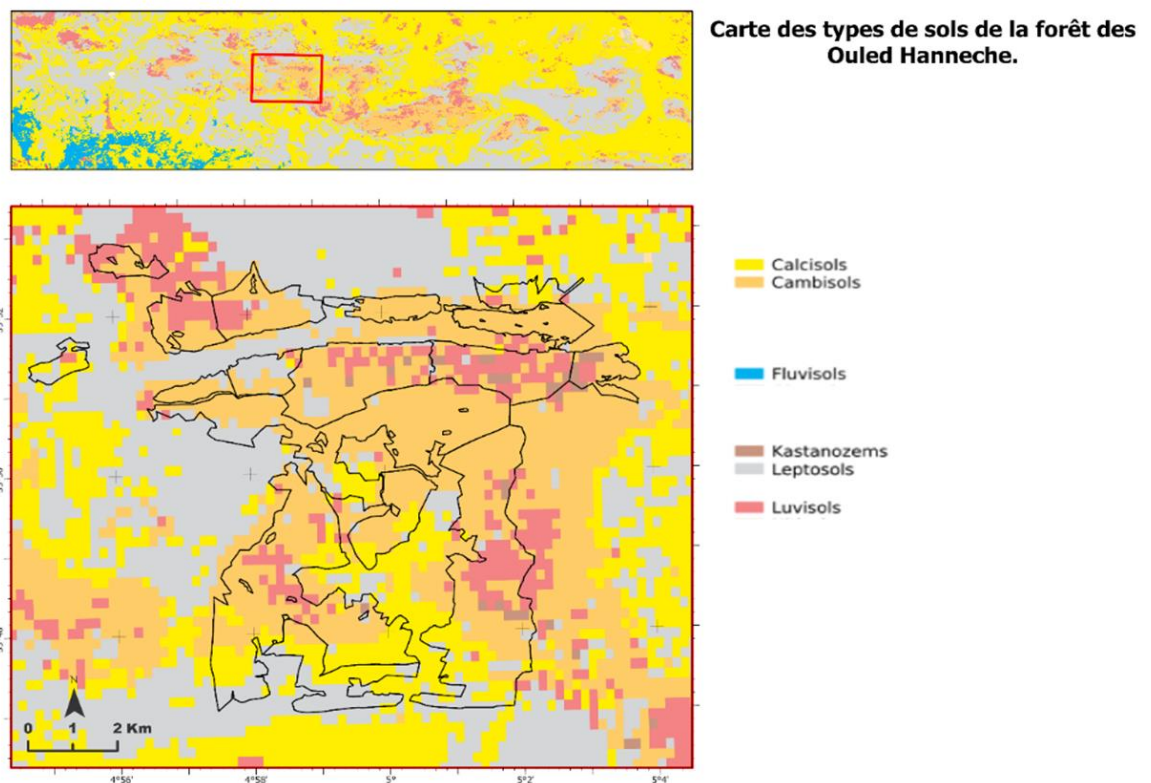


Fig. n° 15: Carte des sols dans le massif des Ouled Hanneche. (Source : Isric web mapping, 2021)

La contribution de la forêt des Ouled Hannèche au développement des sols (Figure 16) est évidente. Par conséquent elle procure un service écosystémique de support très important.



Fig. n°16 : Les sols à Ouled Hannèche.

Trois quarts (75%) de la superficie totale de la zone d'étude est classée comme étant stable, malgré que le terrain soit fortement pentu. Tandis qu'un quart (environ 25%) du substrat de la forêt est classé comme étant instable et très instable, et reposant sur des substrats tendres (marnes), caractérisé par un couvert végétal dégradé. Ces parties sont exposées à l'érosion hydrique qui dégrade constamment le sol (BNEDER, 2010). La forêt des Ouled Hannèche est classée par les autorités comme étant une forêt de protection du sous bassin versant du Ksob contre l'érosion. Ce qui représente un autre service écosystémique de support important.

3.7 Hydrographie

Le réseau hydrographique de la zone d'étude est formé principalement par des Oueds. Ce sont des cours d'eau à écoulement intermittents en général, dont l'alimentation dépend des précipitations. L'ensemble de petits oueds, traversant les versants nord de la forêt des Ouled Hannèche, convergent à un oued un peu plus grand. Il s'agit de l'oued permanent « *Ksob* » (Fig.n°17) qui, à son tour, déverse ses eaux dans le chott du Hodna. Quant aux oueds du côté sud, ils se jettent directement dans le chott du Hodna également.

L'ensemble de ce réseau hydrographique draine les sous bassins versant de Ras El Oued et Bordj Ghedir au nord, et de Ouled Tebben et Taglait au Sud. L'ensemble appartient au sous-bassin du Ksob et au grand bassin versant du Hodna.

Carte des sous-bassins versants drainés par la forêt des Ouled Hanneche

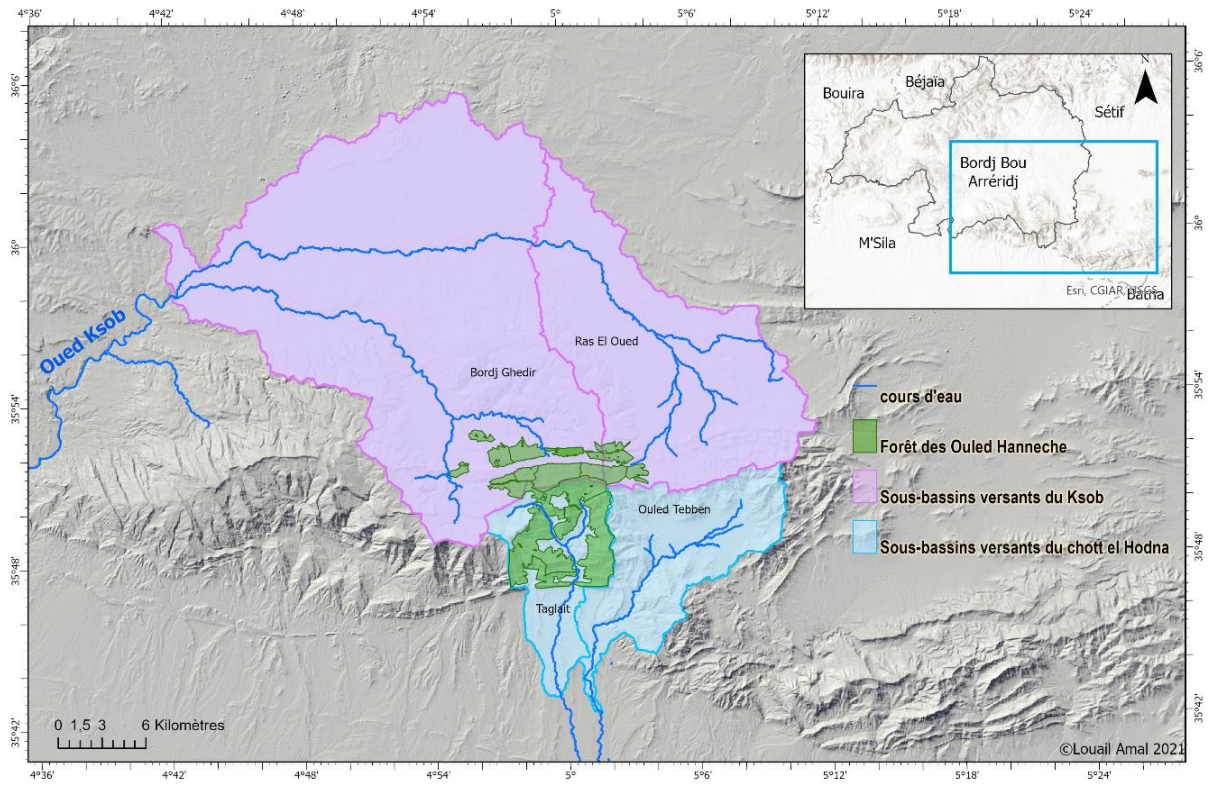


Fig. n°17 : Les principaux oueds du réseau hydrographique des monts des Ouled Hanneche.

3.8 Aspect du paysage

Le paysage à Ouled Hannèche présente une région montagneuse, fortement vallonnée et boisée. Situé sur les massifs du djebel Nechar qui n'est que le prolongement du massif des Maadid. Formant un grand anticlinal continu, et une entité topographique remarquable, constituée d'un alignement tectonique et orographique. Composée de deux chaînes parallèles, l'une, principale, au nord avec des sommets beaucoup plus élevés et l'autre, secondaire, au sud, connue des populations locales sous le nom de Nadara. Les contreforts intermédiaires de cette dernière présentent plusieurs ressauts étagés, plus ou moins saillants, à intervalle régulier, et qui, s'accordant d'un contrefort à l'autre, dessinent une série d'alignements que les eaux ont, d'intervalle à intervalle, creusé profondément.

Les cours d'eau creusent leurs lits, en se dirigeant vers le Sud, dans des roches friables et résistantes l'une après l'autre, où leur passage se rétrécit parfois, puis se jettent dans la plaine du Hodna après avoir traversé le chaînon du Nadara. Le parcours de chaque ruisseau, de chaque torrent présente ainsi une suite alternée de dépressions et de défilés (Goyt, 1884).

Les riverains mettent en culture quelques enclaves en forêt et les terrains étroits qui s'étendent sur les bords des cours d'eau, en bas des vallons, pour subvenir à leurs besoins. Dans leurs champs et vergers, ils cultivent des légumes, légumes secs (fèves), des céréales, des arbres fruitiers (grenadier, vigne, figes, ...etc.). Il leur arrive parfois d'irriguer jusqu'en été. Mais, leur principale source de revenus est l'élevage : caprins, ovins, bovins et récemment l'aviculture et l'apiculture.

Chapitre 4 : Classes bioclimatiques comme unité de fourniture de SE à large échelle

1. La climatologie

La climatologie est l'étude du climat, Hufty (2001) donne la définition suivante de la climatologie : « *La climatologie est l'étude des échanges énergétiques et hydriques entre la surface de la Terre et l'atmosphère (climatologie physique ou climatonomie) combinée avec la fréquence et la succession d'évènements météorologiques (climatologie statistique et climatologie dynamique), dont l'action influence directement ou indirectement l'existence des êtres qui y sont soumis (climatologie appliquée, surtout bioclimatologie)* ».

Le climat correspond à la variabilité spatiotemporelle de l'état de l'atmosphère au contact de la surface de la terre, ce que l'on appelle trivialement le « temps qu'il fait ». Le temps est néanmoins un phénomène physique pouvant être décrit par des paramètres mesurables à l'aide d'instrument dédiés. Ces paramètres mesurés généralement quotidiennement sont surtout : La température, les précipitations, l'ensoleillement ou la nébulosité, l'humidité de l'air, la vitesse et la direction du vent, et la pression barométrique. L'observation de l'ensemble de ces variables constitue la météorologie.

L'analyse statistique des situations météorologiques, relevées par une station, au-dessus d'un lieu sur une période relativement longue, permet de caractériser un climat local. Le principal facteur physique influant sur la répartition des différents climats locaux est l'inégalité du rayonnement solaire à la surface du globe. Il en résulte un déséquilibre radiatif qui est compensé par des transferts de chaleurs, sous forme de déplacements horizontaux de l'ordre de quelques milliers de kilomètres, par une convection verticale de l'ordre de quelques kilomètres ou par le mécanisme d'évaporation–condensation. Cette dynamique atmosphérique à l'échelle synoptique dicte principalement les états météorologiques dont l'intégration sur une longue période aboutit à la situation climatique générale. Celle-ci est cependant modifiée par des influences à l'échelle régionale, ou méso-échelle, liées essentiellement à l'effet de l'occupation du sol via notamment l'effet d'albédo et les flux de chaleurs sensible et latente. A une échelle plus fine, des facteurs de second ordre liés à la topographie peuvent transformer radicalement les caractéristiques régionales (Hufty, 2001 ; Guyot, 2013). **Le topoclimat** local est ainsi le reflet de l'incidence de l'altitude, de la pente et de l'exposition des versants. Son rayon d'action s'exerce à une échelle spatiale réduite de l'ordre de la dizaine de kilomètres en plaine à un

kilomètre en montagne. Au vu de l'importance particulière des caractéristiques topoclimatiques au nord de l'Algérie, et notamment sur la zone étudiée, il nous apparaît judicieux d'expliquer plus précisément ses effets.

2.Éléments de topoclimatologie

Le lien entre les conditions topographiques d'un lieu et les phénomènes climatiques qui s'y produisent, bien qu'observés depuis longtemps (Roe, 2005), n'a été scientifiquement étudié qu'au milieu du XXème siècle lorsque Thornthwaite (1954) a proposé la notion de « topoclimatologie » (Rhanem, 2013). Elle révèle l'une des échelles spatiales du climat pour laquelle la modification du climat général par le relief génère de nouveaux effets locaux sur la circulation de l'air ou les échanges thermiques. Ceux-ci se concrétisent par la formation de brise de montagne ou de vallée, inversions thermique et ceinture thermique, effets de foehn ou de venturi. Le topoclimat met ainsi en évidence la multiplicité des nuances et des contrastes entre unités topographiques d'un même paysage, différenciant ainsi les versants d'une même vallée ou d'un même massif montagneux. En conséquence, la diversité des topoclimats sur un même site est d'autant plus grande que son relief est accidenté ou qu'il présente des orientations variées par rapport à la dynamique orographique des flux porteurs d'humidité et/ou au rayonnement solaire (Rhanem, 2013).

2.1 Le froid altitudinal

De par la diminution progressive de la pression atmosphérique avec l'altitude, consécutive de la baisse de l'agitation moléculaire concomitante de la dilatation de l'air, le gradient altitudinal prépondérant reste celui des températures. L'ampleur de ce gradient sur un versant est d'autant plus forte que la dénivellation est marquée sur de courtes distances (Rhanem, 2013). D'une manière générale, on estime que ce gradient est compris entre -0,5 et -0,6 °C par tranche d'altitude de 100m (Meddour, 2010). A l'échelle du globe, Karger *et al.* (2017) avancent un taux de décroissance s'échelonnant entre -0,4 et -0,8 K/100 m. Pour l'Algérie, Meddour (2010) citant Seltzer propose une décroissance de 0,55°C par 100 m. Cependant, ce gradient thermique vertical s'écarte souvent de ces valeurs moyennes. Il varie avec la nature et la température de surface (mer, sol recouvert de végétation ou dénudé), la saison, le taux d'humidité de l'air, les anomalies de la décroissance de la pression en altitude, ainsi que par le type de température mesuré (moyenne, minima ou maxima) (Amat *et al.*, 2008 ; Meddour, 2010).

Les répercussions du gradient thermique sur la distribution des groupements végétaux sont d'une grande conséquence. Ils sont notamment à l'origine de la notion d'étages de végétation (Ozenda, 2002 ; Quézel & Barbero, 1982 ; Rivas-Martinez, 1982), qui bien que discutée (Alexandre *et al.*, 1998), conserve toujours une certaine importance écologique. L'observation régulière de la décroissance de température le long de la pente ascendante (ou croissant suivant la pente descendante) est néanmoins contrarié par des anomalies ayant lieu sous certaines conditions météorologiques et en certains lieux topographiques. En effet, par temps anticyclonique et vent synoptique faible ou nul, les fonds de vallée, les cuvettes ou les cols étroits, accumulent de l'air froid plus dense, provoquant une inversion de températures (Beltrando, 2011). Obstrué par les masses de brouillard, le fond est alors plus froid que les pentes surélevées.

2.2 L'effet de foehn

Un exemple remarquable de l'effet dynamique engendré par l'opposition de versant exposés au vent ou sous le vent est l'effet de foehn. Forcé à l'ascendance par la présence du relief, l'air humide, non saturé en vapeur d'eau, s'élève le long du versant au vent en se refroidissant selon le gradient thermique de l'adiabatique sèche. Cette relation thermodynamique stipule que la diminution de pression avec l'altitude entraîne une baisse de la température, indépendante d'échange extérieur de chaleur, et sensiblement égale à $-1^{\circ}\text{C}/100\text{m}$, pouvant conduire à la saturation, voire la condensation et les précipitations associées, si la masse d'air initiale est suffisamment chargée en humidité. En poursuivant l'ascendance, si la parcelle d'air atteint la saturation (100% d'humidité relative), une certaine quantité de chaleur latente de vaporisation est libérée par la condensation, modifiant ainsi légèrement le taux de déchéance adiabatique avec l'altitude. Le nouveau gradient, alors qualifié de pseudo-adiabatique humide, décroît légèrement pour atteindre $0,5-0,6^{\circ}\text{C}$ par 100 m. Après le franchissement du sommet, la même masse d'air, libérée d'une grande partie de son humidité, doit redescendre le long du versant sous le vent. Il s'ensuit une augmentation de pression et de température traduisant une compression adiabatique déclenchant un réchauffement et un assèchement de l'air d'autant plus rapide que l'humidité relative s'éloigne de la saturation. Le vent résultant de ce phénomène est appelé « foehn » (Lebourgeois, 2010 ; Rhanem, 2013 ; Roe, 2005).

L'effet de Foehn est l'une des manifestations des précipitations orographiques. Des détails supplémentaires (Fig.18) concernant les autres mécanismes peuvent être trouvés dans la synthèse de Roe (2005) ou la thèse de Godart (2009).

2.3 Effet de versant

L'inclinaison et l'exposition des versants jouent un rôle considérable sur la répartition de la quantité d'énergie solaire reçue par la surface montagneuse, ce qui constitue des facteurs évidents de discrimination des topoclimats. Outre son effet sur la vitesse du vent, l'inclinaison de la pente modifie singulièrement la quantité d'ensoleillement au sol. Certaines inclinaisons sont ainsi préférentielles pour recevoir les rayons solaires le plus perpendiculairement possible à leur surface, et ceci sur une durée d'autant plus longue au cours de la journée. Les contrastes thermiques ainsi induits par la différence d'énergie reçue le long du versant, sont générateurs de brises locales dont la direction dépend du lieu où a été initiée la convection (Beltrando, 2011).

Ces effets sont d'autant plus prononcés selon l'orientation du versant, singularisant le versant exposé préférentiellement au sud, l'adret, de celui orienté davantage au nord, l'ubac. La température diurne de l'adret est toujours supérieure à celle de l'ubac, quelle que soit la saison. Douguedroit (1980) note en moyenne une différence de l'ordre de 1,5 à 2°C entre les versants opposés de la Haute-Vésubie dans les Alpes du Sud. La différence peut être encore plus accentuée en hiver, lorsque l'effet du masque de crête empêche le rayonnement direct d'un soleil à faible angle zénithal, d'atteindre le versant septentrional. Par ailleurs, en Algérie, l'ubac reçoit directement les perturbations océaniques, ou ses résidus, alors que l'adret s'en trouve abrité, en situation d'ombre pluviométrique (Meddour, 2010). En définitive, les deux facteurs conjugués (température et pluviométrie) distinguent un faciès nord d'exposition fraîche faisant front aux flux humides, d'un faciès sud en exposition thermophile en position d'abri par rapport aux vents humides.

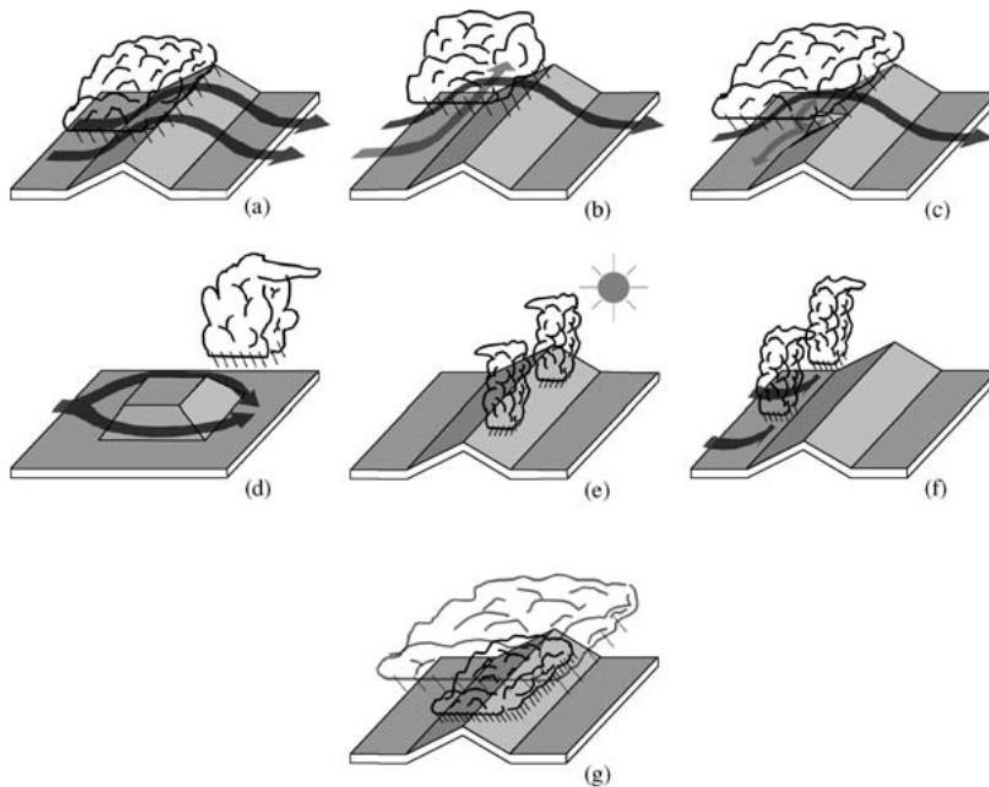


Fig.n°18 : Schéma illustrant les différents mécanismes de précipitations orographiques. (a) ascendance stable de pente, (b) blocage partiel de la masse d'air ascendante, (c) écoulement vers le bas de la vallée induit par le refroidissement par évaporation, (d) convergence des flux vers le versant sous le vent, (e) convection libre déclenchée par l'échauffement solaire, (f) convection due à un soulèvement induit par le relief, et (g) mécanisme seeder-feeder de renforcement des précipitations (Roe, 2005).

3. Données CHELSA

La faible disponibilité en stations météo dans notre territoire d'étude, sur lequel existe de fortes contraintes topoclimatiques, combinée à l'objectif écologique de ce travail, nous oblige à disposer de données climatiques à haute résolution spatiale et corrigeant au mieux les effets du relief. Compte tenu de ces critères, notre choix s'est porté sur les données CHELSA³³ (*Climatologies at High resolution for the Earth's Land Surface Areas*) (Karger *et al.*, 2017).

Les réanalyses ERA-INTERIM fournies par le Centre Européen pour les Prévisions Météorologiques à Moyen Terme (EMCWF ou CEPMMT en français) constituent la source de données initiale du modèle CHELSA. Elles sont construites à partir de l'ensemble des données d'observations météorologiques servant à décrire l'état initial de l'atmosphère avant incorporation dans un modèle de prévision. Depuis une trentaine d'années, grâce à la montée en puissance des ordinateurs, ces observations sont intégrées dans un processus appelé assimilation des données dont l'objectif est l'ajustement continu et rétroactif entre les observations et la sortie du modèle de prévision atmosphérique. L'étape de mise à jour de ce processus est généralement appelée l'analyse. L'historique de ces analyses est archivé et stocké dans des banques de données informatiques par les principaux centres de prévision météorologiques mondiaux. Par extension, l'application de l'assimilation de données pour surveiller le changement climatique sur la base d'observations passées constitue ce que l'on appelle la réanalyse.

ERA-INTERIM simule des champs atmosphériques à grande échelle sur six heures pour 60 niveaux de pression entre 1 000 et 1 hPa au niveau mondial avec une résolution horizontale de 0,75° d'arcs en lat/long, soit environ 80 km. Grâce à une procédure de réduction d'échelle statistique par la méthode d'interpolation du B-spline, CHELSA fournit mensuellement sur la période 1979-2013, les paramètres suivant à la résolution spatiale de 30 secondes d'arc soit environ 1km. Pour chaque paramètre, une brève description est présentée.

- Température moyenne mensuelle :

Connaissant la relation liant les champs de pression aux gradients adiabatiques, la baisse de température le long d'un profil vertical est estimée. Le gradient thermique altitudinal mensuel est ainsi calculé par régression linéaire, pour chaque pixel, pour des niveaux de pression allant de 1000 à 300 hPa. Il sert pour interpoler la température au niveau de la mer. La température moyenne mensuelle en surface résulte de l'application du gradient (Γ_d) à l'altitude considérée

³³ Climatologies à haute résolution pour les surfaces terrestres de la Terre

(*elev*), modélisée par un modèle numérique d'élévation, à laquelle est ajoutée la température moyenne au niveau de la mer (t_0).

$$t = \Gamma_d \times elev + t_0$$

- Températures maximale et minimale moyennes mensuelles :

Les températures maximales (t_{max}) et minimales (t_{min}) moyennes mensuelles sont dérivées de la température moyenne mensuelle (t), à laquelle est ajoutée (ou soustrait) l'écart maximal (Δt_{era_max}) ou minimal (Δt_{era_min}) de température quotidienne à la température moyenne mensuelle.

$$t_{max} = t + \Delta t_{era_max}$$

$$t_{min} = t - \Delta t_{era_min}$$

- Précipitations

Les précipitations modélisées par CHELSA prennent en compte l'essentiel des contraintes topoclimatiques décrites dans les parties précédentes (voir chapitre 4 partie 2 : éléments de topoclimatologie). Des corrections sont notamment appliquées concernant l'effet de foehn, les brises de versant ou l'isolement des vallées. De manière générale, CHELSA considère que l'impact du vent sur l'intensité des précipitations dépend de la direction des vents dominants pour une certaine altitude d'une barrière orographique. Cette caractéristique est modélisée par un indice des vents distinguant les composantes au vent et sous le vent, et paramétrant l'interaction du champ de vent à large échelle avec les particularités de génération des précipitations à l'échelle locale. Pour prendre en compte cette interaction, il est nécessaire d'estimer la hauteur de la couche limite planétaire dont la variation module les mouvements de fluide atmosphérique générateurs de gradients de pression verticaux. Plus exactement, la couche limite planétaire ou couche géographique correspond à l'interface de transition où l'écoulement du fluide atmosphérique n'est pas perturbé par l'état de la surface (atmosphère libre) de celui où l'écoulement subit des forces de frottements dues à la rugosité de la surface associées à des échanges convectifs verticaux, tous deux générateurs de turbulences affectant la circulation du fluide (Figure 19) (Hufty, 2001 ; Guyot, 2013). D'une épaisseur de 500 à 1500 m, elle englobe la couche externe dans sa partie supérieure et la couche de surface depuis la base de la couche externe jusqu'au sol (Figure 20). La couche limite de surface (CLS), d'épaisseur variable (quelques mètres la nuit à 50-100 m le jour), constitue la portion d'atmosphère qui assure la jonction entre les phénomènes initiés au niveau du sol et les plus

hautes couches atmosphériques. Uniquement dépendante des conditions locales et située à l'interface sol- plante-atmosphère, elle présente des flux de quantité de mouvement, de chaleur sensible et de chaleur latente conservatifs et égaux sur toute son épaisseur (Hufty, 2001).

La prise en considération de ces effets, fournit une grille spatialisée de la hauteur de la couche limite tenant compte de l'influence du vent. Ce paramètre constitue un facteur correctif applicable aux précipitations ERA-INTERIM.

En définitive, les précipitations modélisées sont corrigées des biais par comparaison avec les données de précipitations mensuelles du réseau GPCC (Global Precipitation Climatology Centre), puis avec des mesures de stations provenant du réseau GHCN (Global Historical Climatology Network) ou des réseaux météorologiques suisses et allemands.

L'ensemble des traitements aboutit aux précipitations mensuelles interpolées à 1km de résolution spatiale et s'étalant sur la période 1979-2013.

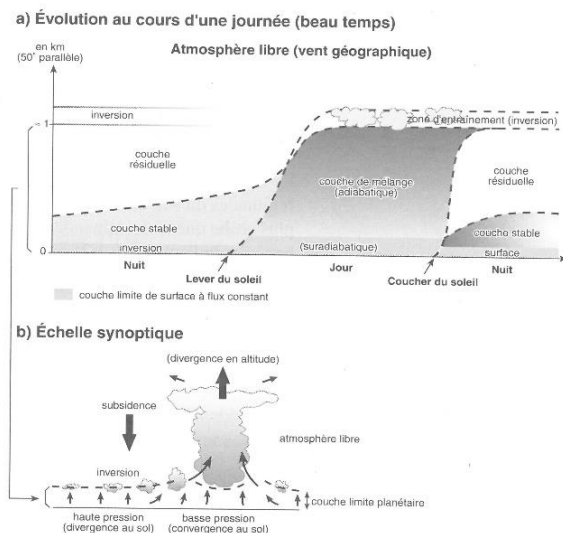


Fig. n°19: Couche limite planétaire (couche géographique). (Hufty, 2001)

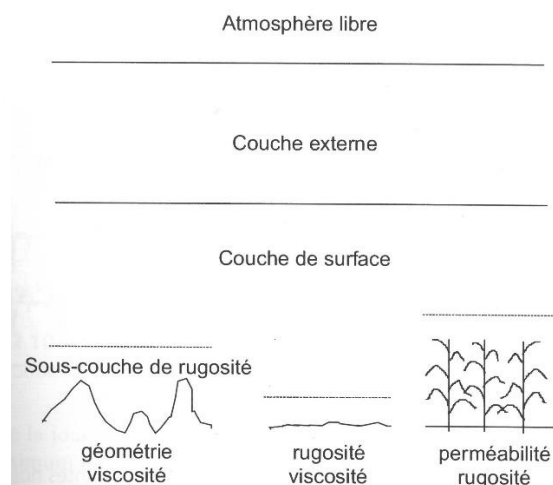


Fig. n°20 Représentation schématique des différentes parties de la couche limite planétaire. (Guyot, 2013 adaptée de Brutsaert, 1982).

3.1 CHELSA aux périodes passées et futures

Une méthode similaire à l'algorithme CHELSA est appliquée aux projections passées et futures issues de modèles de simulations globales. Les modèles de circulation générale employés proviennent respectivement des projets comparatifs PMIP (Paleoclimate Modelling Intercomparison Project) pour la modélisation paléoclimatique et CMIP (Coupled Model Intercomparison Project) pour la projection future. Les projets de comparaison de modèles, initiés et coordonnés par le Programme Mondial de Recherche sur le Climat (PMRC), regroupent une dizaine de centre de modélisation du climat dans le monde, dont le but est d'établir des comparaisons standardisées entre un ensemble de modèles couplés océan-Terre-atmosphère. La prise en compte d'un ensemble permet d'estimer l'incertitude inhérente au processus de modélisation et fournit également une information sur les conséquences des différentes paramétrisations utilisées par les modèles distincts.

Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) s'est basé sur différentes phases du CMIP pour établir plusieurs de ses rapports. Ces conclusions sont basées sur les projections climatiques futures pour le XXI^{ème} siècle simulant le climat selon plusieurs scénarios d'émissions de gaz à effet de serre, dont la concentration influe sur le forçage radiatif du système climatique. La cinquième phase du projet CMIP compte ainsi 4 scénarios d'émissions allant de scénario d'émission très modérée, supposant l'application de politique de réduction drastique des émissions (scénario RCP2.6 soit un forçage radiatif de + 2,6 W/m²), à un scénario d'émission soutenue de gaz à effet de serre durant tout le XXI^e siècle (scénario RCP8.5 soit un forçage radiatif de + 8,5 W/m²).

La version 1.2 de CHELSA utilise les simulations fournies par le projet d'intercomparaisons de modèle PMIP3 (Paleoclimate Modelling Intercomparison Project phase 3), auxquelles elle applique sa méthode de réduction d'échelle pour simuler le climat au Dernier Maximum Glaciaire, soit 21000 ans BP, à la résolution spatiale d'1km² et au pas de temps mensuel. Elle fait de même pour les projections futures à partir des modèles du projet CMIP5, pour fournir des simulations climatiques à l'horizon 2041-2060 et 2061-2080.

Dans le cadre de notre travail, nous avons retenu la simulation provenant du modèle CCSM4 du laboratoire américain *National Center for Atmospheric Research* pour la période du Dernier Maximum Glaciaire et celle dérivée du modèle CMCC-CMS du centre italien Centro Euro-Mediterraneo per I Cambiamenti Climatici, pour la projection future à l'horizon 2041-2060 selon un scénario d'émissions de gaz à effet de serre intermédiaire (RCP4.5).

4. Etude bioclimatique de la zone d'étude

4.1 La bioclimatologie

La bioclimatologie constitue la science géobotanique qui étudie la réciprocité entre le climat et la distribution des êtres vivants et leurs communautés (Rivas-Martinez *et al.*, 2011). Elle est également dénommée phytoclimatologie, afin de souligner le caractère déterminant de la relation entre la répartition géographique des végétaux à l'état naturel et le climat. Cette influence du facteur climatique sur la végétation est en premier lieu révélée à large échelle géographique par la zonation des différents biomes de la terre (Mucina, 2019 ; Alexandre, 2008). Elle est également valable à des échelles géographiques plus fines pour lesquelles des typologies (Rivas-Martinez *et al.*, 2011) ou approches bioclimatiques ont montré leur intérêt pour circonscrire des territoires phytogéographiques (Loidi, 2021a). L'action du climat au cours du temps reste dans la plupart des cas le facteur prépondérant pour expliquer la répartition de la végétation à différents niveaux d'organisation végétale, que cela concerne la formation végétale, l'espèce dominante, ou même au niveau de l'association définie par la phytosociologie. En effet, l'étude de la physiologie végétale a montré depuis longtemps le rôle joué par les facteurs climatiques, essentiellement la température et la pluviométrie, sur le développement et l'adaptation des plantes (Ozenda, 2002).

Cependant, l'adaptation écophysologique des plantes aux conditions du milieu, climat et autres, n'est pas le seul paramètre expliquant la distribution géographique actuelle des végétaux. D'autres facteurs liés à la capacité de dispersion des organismes ou leurs histoires évolutives au cours des temps géologiques ont conditionné la répartition observée actuellement (Figure 21) (Loidi, 2021a ; Blondel, 1995). La combinaison de la prise en compte des phénomènes de migration, spéciation, extinction, associés à l'étude des conditions environnementales qui existaient au passé et ont évolué au cours du temps jusqu'à l'époque actuelle constitue la biogéographie au sens propre (Loidi, 2021a).

Dans le cadre général de la biogéographie, la bioclimatologie fournit une structure typologique climatique qui ordonne et organise l'information climatique en tentant de l'ajuster à la distribution des plantes vasculaires. Elle constitue une étape essentielle à toute contextualisation géobotanique décrivant les conditions abiotiques actuelles, mais aussi passées et éventuellement futures dans le cadre de modélisations, nécessaire à l'étude de la végétation (Loidi, 2021 a. et b).

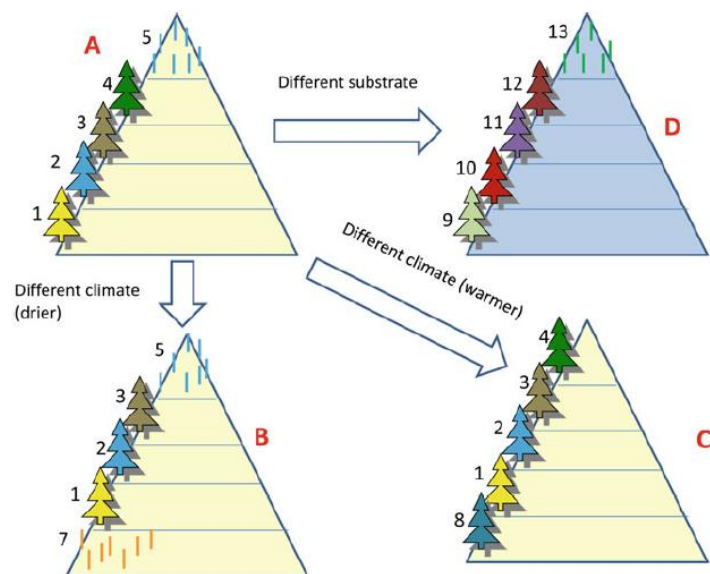


Fig.n° 21: Entre A et D, il y a une différence de substrat, alors qu'entre A, B et C, il y a des différences de climat. Dans les deux cas, les différences entraînent un changement du modèle de zonation (Loidi, 2021a).

4.2 Notion d'étages bioclimatiques et de la végétation

Il est généralement admis depuis les premières observations faites par Humboldt (1808) dans les Andes, l'existence d'une zonation altitudinale dans la succession de la végétation. Par la suite ce constat a été généralisé, grâce aux travaux de géographes Suisses et Allemands tel que Schröter (1904), Carl Troll ou Français comme Gausson et Emberger, pour aboutir à la notion d'étage de végétation (Alexandre & Genin, 2011). Dans son acceptation la plus générale, Ozenda (2002) définit l'étage de végétation comme un ensemble structuré d'écosystèmes que leur écologie réunit en une même tranche d'altitude. D'après cet auteur, les discontinuités à l'origine de la différenciation sous forme d'étage résultent prioritairement de variations du gradient thermique dans ses dimensions altitudinale et latitudinale. Dans son ouvrage « *Perspectives pour une géobiologie des montagnes* » (2002) il propose de systématiser ce concept à l'ensemble des chaînes de montagnes de l'empire biogéographique Holarctique.

D'après ses observations en climat méditerranéen, Emberger (1936) proposait de relier la notion d'étage non plus uniquement au facteur thermique, mais également de prendre en compte le degré d'aridité du climat en tant que facteur limitant (Michalet, 1991). Il esquisse la notion de « zone bioclimatique » se succédant à la fois verticalement et horizontalement, assimilé postérieurement au terme d'« étage bioclimatique »;

Dans leur synthèse globale, Rivas Martinez *et al.* (2011) tentent d'harmoniser la définition de l'étage bioclimatique, en délimitant celui-ci à la fois par des critères thermoclimatiques et ombroclimatiques, auxquels ils associent un contenu biocénotique plus au moins variable.

En complément, Michalet (1991, 2018, 2021) souligne l'importance de l'influence de la continentalité pluviale sur la distinction des étages. Il insiste sur la prise en compte du gradient de continentalité ou d'océanité, affectant principalement les précipitations hivernales, pour préciser des limites bioclimatiques.

Cependant, la définition d'un étage de végétation homogène, interrompu par des discontinuités biocénotiques majeures et associé à des seuils climatiques tranchés ne constitue pas un modèle indiscutable pour l'ensemble des phyto-géographes et phyto-écologues. Lecompte (Lecompte & Alexandre, 1996), puis Alexandre (Alexandre *et al.*, 1998), rappellent, qu'aux échelles moyennes, l'organisation de la végétation se modifie de façon progressive sous l'effet de facteurs variant eux aussi graduellement. Ils critiquent la notion catégorique d'étage pour lui substituer une approche de variations continues du climat et de la végétation à l'image de la succession chevauchante des espèces le long d'un gradient (Whittaker, 1967) et plus en accord avec la diversité des niches écologiques spécifiques à chaque espèce (Hutchinson, 1957). Tout en ne niant pas que certains seuils écophysologiques remarquables déterminent des changements biogéographiques majeurs, Lecompte (1986) propose d'analyser conjointement le continuum botanique avec la dynamique du climat afin de mieux approcher la complexité des besoins physiologiques des plantes. Le long de transects, il constate que les espèces se remplacent progressivement en fonction de leur optimum climatique, et que seule une hétérogénéité majeure dans la succession des espèces, associé à la variation simultanée du gradient climatique (ou autre facteur écologique), est susceptible d'indiquer une discontinuité. L'espace géographique définissant cette variation du climat et de la végétation constitue la strate de variation phytoclimatique. Au sein de cette entité spatiale, un continuum à « facettes » peut être mis en évidence (Godron, 1967). La facette désigne une communauté floristique relativement homogène pour lequel un facteur écologique s'exprime préférentiellement à travers la composition et la structure de la végétation. Cette facette peut se modifier progressivement sous l'effet d'un autre gradient écologique révélant le continuum. Ainsi les discontinuités et les continuités de la végétation sont imbriquées dans un même modèle.

En définitive, il apparaît que le concept d'étage est indéniablement lié à la l'échelle d'analyse de la végétation ainsi qu'à l'objectif opérationnel et disciplinaire pour lequel il est employé. Pour une approche de biogéographie comparative, il est plus aisé de considérer l'étage selon un modèle présentant des discontinuités. Pour une approche écologique, il est sans doute préférable de le concevoir en tant que continuité. A l'échelle locale, l'interprétation la plus adaptée semble être celle d'un compromis, tel que le continuum à « facettes ».

4.3 Le diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gaussen

En contexte Méditerranéen, Bagnouls & Gaussen (1953, 1957) ont défini un critère simple pour distinguer un mois sec d'un mois humide : $P/T \leq 2$. Le mois est sec si le rapport des précipitations moyennes mensuelles par la température moyenne mensuelle, est inférieur à 2. Par extension, Walter (1955 in Meddour, 2010) et Rebour (1967 in Daget, 1977) ont proposé la notion de mois « sub-sec » correspondant à un état de transition entre un mois sec et un mois humide lorsque $2T < P < 3T$.

Ces principes ont été employés pour établir le diagramme ombrothermique représentant les variations mensuelles sur une année des températures (°C) et des précipitations (en mm), où l'échelle des précipitations correspond à deux fois celle des températures ($P=2T$). La comparaison de ces diagrammes entre différentes régions géographiques a permis de réaliser une classification des climats en relation avec la végétation, initiée par Bagnouls & Gaussen (1957) puis reprise et améliorée par Walter & Lieth (1960) à l'échelle mondiale.

Nous présentons ci-dessous les données utilisées pour réaliser le diagramme ombrothermique de la zone d'étude: températures (Figure.22) et précipitations (Figure.23) moyennes mensuelles sur la période de 1979 à 2013. Elles sont établies à partir des séries temporelles de températures et précipitations CHELSA.

Les données climatiques spatialisées CHELSA nous ont permis de calculer le diagramme ombrothermique à différentes altitudes à Ouled Hannèche (Figure.24). Les résultats indiquent que la durée et l'intensité de la période sèche sont variables. La période sèche dure au minimum trois mois (juin, juillet et aout) à plus de 1700 m d'altitude et peut durer jusqu'à sept mois (d'avril à octobre) à 1100 m d'altitude. Cet étagement constaté est l'un des paramètres responsables de la répartition de la végétation à Ouled Hannèche.

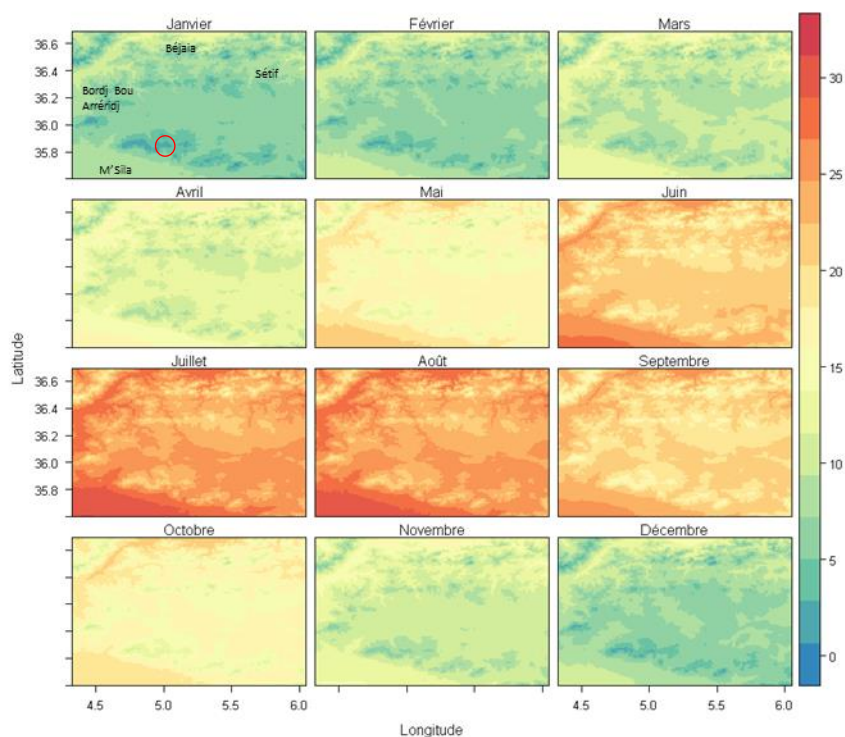


Fig.n°22 : Moyenne des températures moyennes mensuelles CHELSA sur la période 1979-2013.

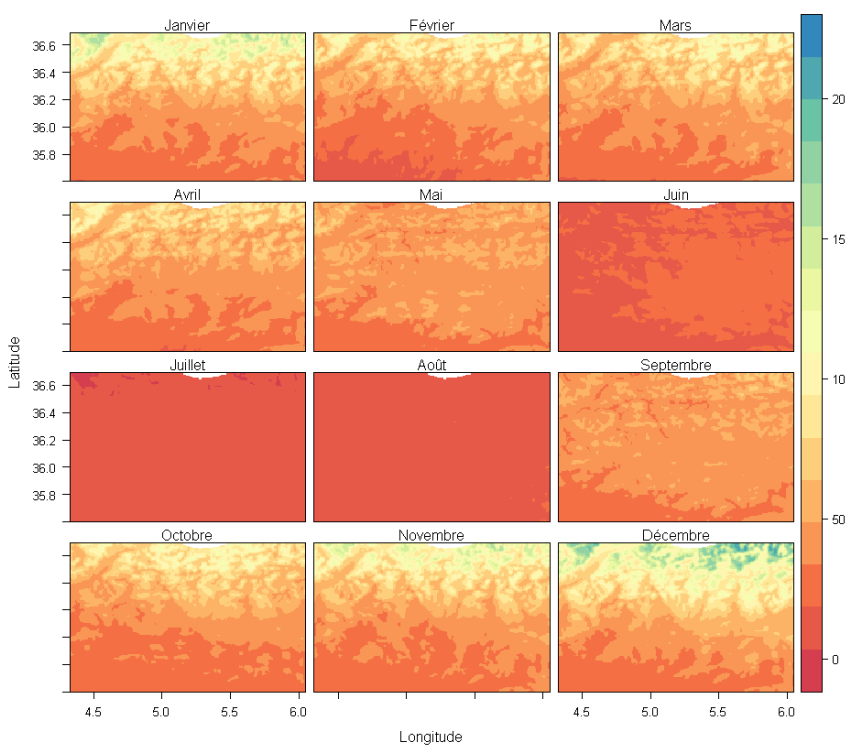


Fig.n°23 : Moyenne des précipitations mensuelles CHELSA sur la période 1979-2013.

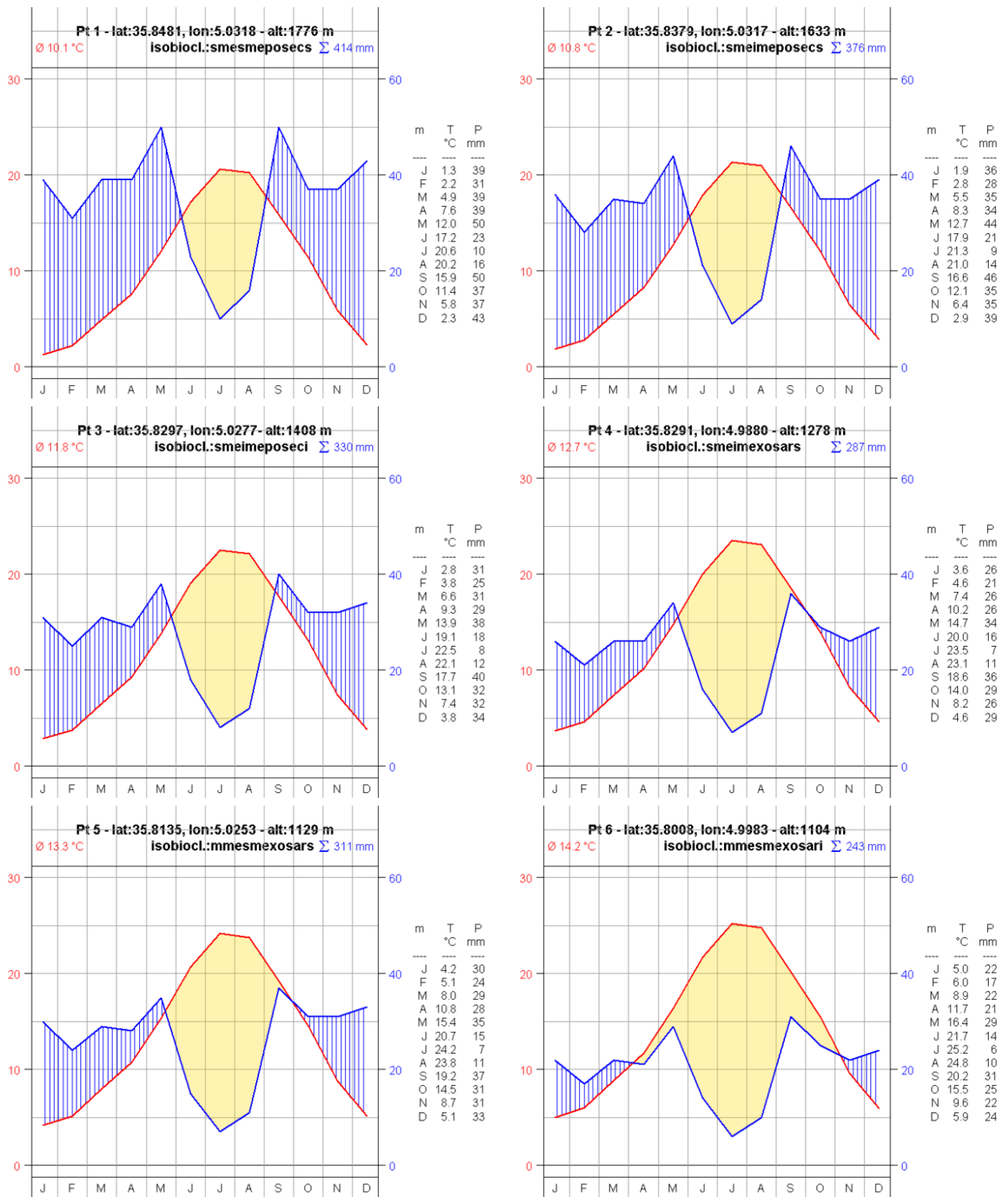


Fig.n°24 : Diagramme ombrothermique à plusieurs lieux en fonction de l'altitude à Ouled Hannèche.

Un point important dans l'étude du climat en Algérie concerne la forte variabilité climatique. Les diagrammes ombrothermiques présentés dans la Figure 25 mettent en évidence cette variabilité sur la période allant de 2001 à 2012. La durée et l'intensité de la période sèche varient d'une année à l'autre. Le paramètre climatique le plus affecté par cette irrégularité sont les précipitations. Les maximas pluviométriques alternent ainsi entre la période hivernale et le printemps. Il est également observé l'irruption de précipitations conséquentes en automne. Cette caractéristique du climat de l'Afrique du nord, croissant selon le degré d'aridité, avait déjà été soulignée par Le Houérou (1992). Cet auteur, indique que la végétation naturelle est influencée par la variabilité pluviométrique dans sa composition floristique et dans sa structure, ainsi que dans l'adaptation morphologique et écophysologique des espèces qui la composent.

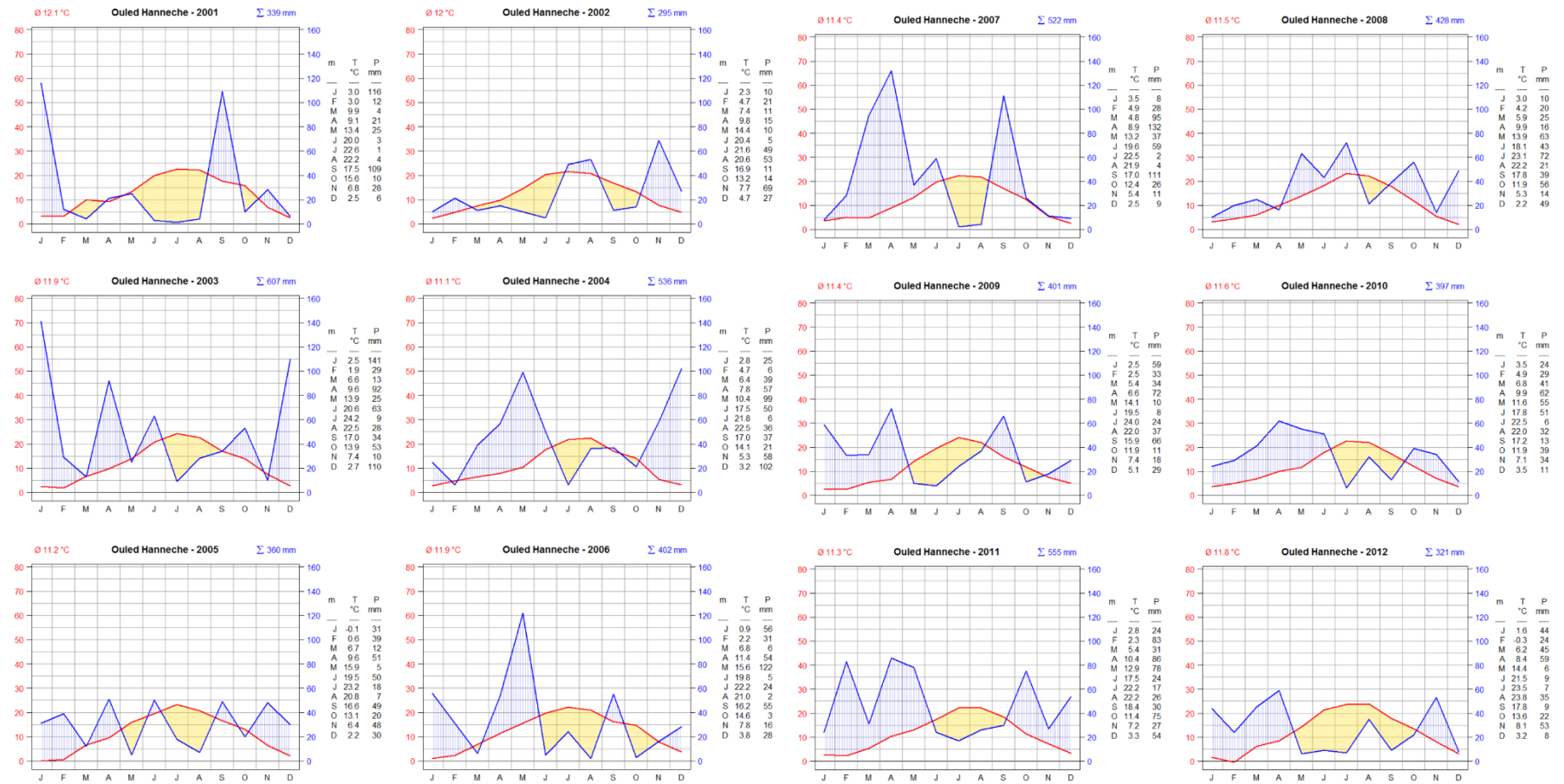


Fig. n°25 : Diagrammes ombrothermiques annuels pour le lieu de coordonnées : long : 5°02'16'', lat : 35°51'03'' durant la période 2001-2012, montrant la variabilité inter-annuelle du climat.

4.4 Application de la classification Bioclimatique globale de Rivas-Martinez (WBCS)

En s'appuyant sur les travaux précédents en bioclimatologie, Rivas-Martinez a développé un système de référence de classification des bioclimats à l'échelle mondiale appelé « *Worldwide Bioclimatic Classification System* » (WBCS). Il y définit un système hiérarchisé et imbriqué de quatre unités climatiques (macrobioclimat, bioclimat, thermotype, ombrotype) en relation avec la répartition de la végétation à différents niveaux d'échelles biogéographiques. L'unité typologique supérieure de ce système est le macrobioclimat, distingué en 5 grandes catégories : Tropical, Méditerranéen, Tempéré, Boréal et Polaire. La distinction d'un macrobioclimat explicitement méditerranéen, à l'exception des autres systèmes de classifications bioclimatiques, constitue une spécificité du WBCS qui justifie son emploi dans le cadre de notre travail.

Au sein de chaque **macrobioclimat**, des unités subordonnées dénommées isobioclimats, représentatives phytogéographiquement, sont identifiables à partir du degré de continentalité définissant le **bioclimat**, de la différenciation des rythmes saisonniers de précipitations et de seuils thermiques ou ombrothermiques, définissant respectivement les **thermotypes** assimilables aux étages de végétation et les **ombrotypes** similaires aux étages bioclimatiques. Le regroupement synthétique des 4 unités bioclimatiques forme une combinaison unique : l'**isobioclimat**.

4.4.1 Unité typologique : Bioclimat

Cette unité est construite par l'association de seuillages numériques sur 2 indices bioclimatiques, l'indice de Continentalité (Ic) et l'indice ombrothermique annuel (Io).

- **Indice de Continentalité (Ic)**

La continentalité thermique se rapporte à l'amplitude thermique, c'est-à-dire l'écart de température annuelle moyenne ou extrême entre la saison estivale et hivernale. Rivas-Martinez retient la formule suivante :

$$Ic = T_{max} - T_{min}$$

Où **T_{max}** correspond à la Température moyenne annuelle du mois le plus chaud (°C) et **T_{min}** à la température moyenne annuelle du mois le plus froid (°C). Lorsque la valeur de l'Ic est inférieure ou égale à 21°C, le bioclimat est considéré comme océanique, tandis qu'il est qualifié de continental lorsque l'amplitude est supérieure à 21°C.

- **Indice ombrothermique annuel (Io)**

Il s'agit du rapport entre la somme des précipitations moyennes (mm) des mois dont la température moyenne est supérieure à 0 °C (Pp) et la somme des températures moyennes mensuelles supérieures à 0°C (Tp).

$$Io = Pp/Tp$$

Huit bioclimats sont ainsi définis (Tableau 6).

Tableau 6. Les bioclimats définis selon la classification WBCS.

Macrobioclimats	Bioclimats	Abbrv.	Ic	Io
Méditerranéen [Me]	Me. pluvisaisonnier océanique	mepo	≤ 21	> 2.0
	Me. pluvisaisonnier continental	mepc	> 21	> 2.0
	Me. xérique océanique	mexo	≤ 21	1.0 – 2.0
	Me. xérique continental	mexc	> 21	1.0 – 2.0
	Me. désertique océanique	medo	≤ 21	0.2 – 1.0
	Me. désertique continental	medc	> 21	0.2 – 1.0
	Me. hyper désertique océanique	meho	≤ 21	<0.2
	Me. hyper désertique continental	mehc	> 21	<0.2

En appliquant l'approche du système de classification bioclimatique mondial, permettant d'établir un diagnostic bioclimatique de la zone étudiée, nous calculons les indices bioclimatiques proposés par Rivas-Martinez *et al.* (2011). Pour la période (1979-2013) (Figure 26), L'indice de continentalité (Ic) varie de 19,29 à 20,67 permettant la présence d'une seule classe de continentalité : Océanique. L'indice ombrothermique (Io) fluctue entre 1,23 à 3,49. En se basant sur les valeurs des deux indices précédant et en se référant au tableau des unités de bioclimats (tableau :6), il convient de retenir deux unités de bioclimats pour la zone d'étude : les bioclimats méditerranéen pluvisaisonnier océanique (mepo) et méditerranéen xérique océanique (mexo).

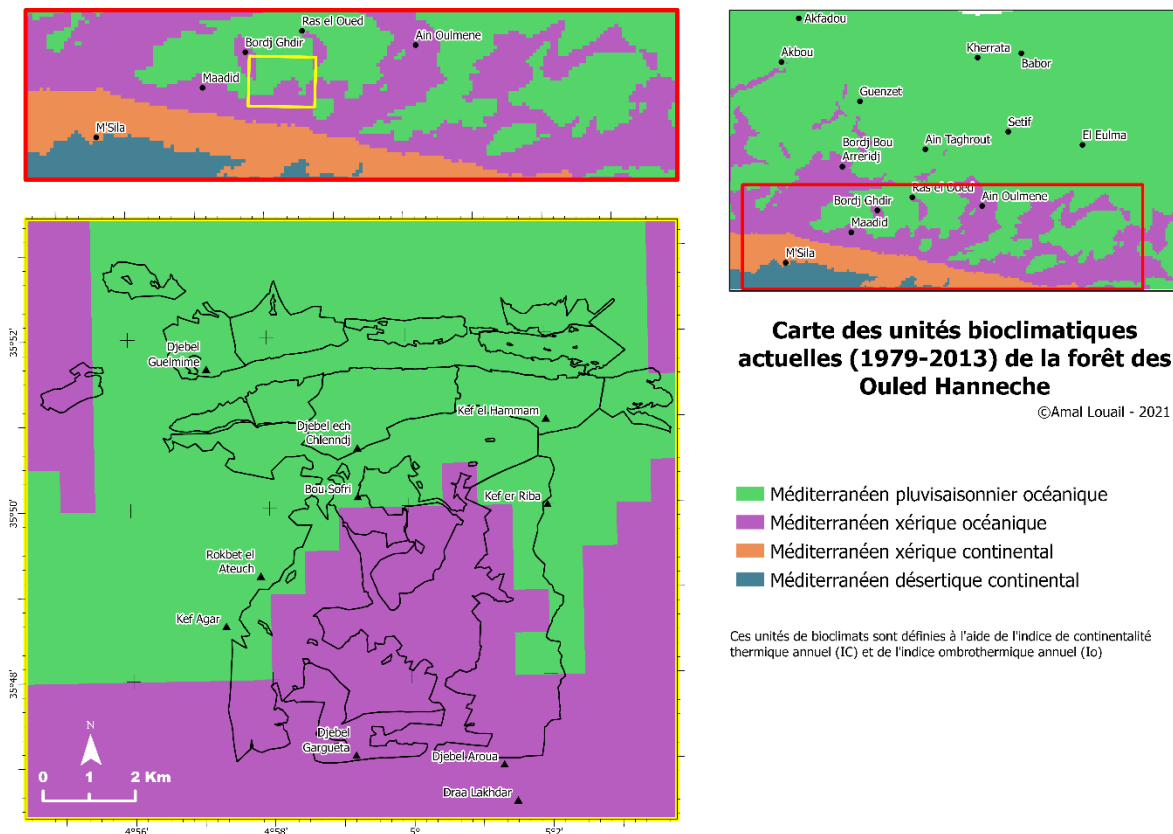


Fig.26 : Carte des unités bioclimatiques pour la période actuelle (1979-2013) de la forêt des Ouled Hanneche selon la classification de Rivas-Martinez (WBCS).

4.4.2 Unité typologique : Thermotype

Dans sa classification, Rivas-Martinez délimite les étages bioclimatiques selon la variation des conditions climatiques évoluant le long de gradient altitudinal ou latitudinal. Ces étages sont le lieu d'occurrence de communautés végétales spécifiques, les étages de végétation. Il est depuis longtemps admis que le critère thermique est un facteur essentiel dans la distribution géographique de ces étages. Dans ce sens, la classification WBCS emploie un indice de Thermicité pour spécifier des thermotypes révélateurs des contraintes de températures, en particulier hivernales, pour la présence floristique.

- **Indice de thermicité (It) :**

Il est défini comme la somme, en °C, des températures moyennes annuelles (T), de la température moyenne des minimas du mois le plus froid (m) et de la température moyenne des maximas du mois le plus froid (M') multipliée par dix.

$$It = (T + m + M') \cdot 10$$

En climat continental atténué, lorsque l'indice de continentalité Ic est supérieur à 18°C, un facteur de compensation est appliqué à l'indice de thermicité.

Celui-ci devient **Itc=It + Ci** avec Ci le facteur de compensation. La valeur de ce facteur est obtenue en multipliant par f1 (f1=5) le résultat de la différence entre l'Ic en un lieu donné et le seuil de 18°C.

$$Ci = (Ic - 18) \times 5.$$

Il est à noter que l'utilisation de l'indice de thermicité pour discerner les subdivisions de thermotypes n'est valable que pour les climats relativement chauds et tempérés. Pour les climats plus froids, ayant une valeur d'**It** ou d'**Itc** inférieure à 120, ou plus continentaux (**Ic** supérieur à 21), la distinction s'effectue à l'aide de la somme des températures moyennes mensuelles positives (Tp).

Ainsi Rivas-Martinez a retenu 12 horizons thermotypiques pour le macroclimat méditerranéen (Tableau 7).

Tableau 7. Les horizons thermotypiques définis selon la classification WBCS.

Horizons thermotypiques	Abbrv.	It, Itc	Tp : Ic ≥21, Itc <120
Inframéditerranéen inférieur	imei	515 -580	>2600
Inframéditerranéen supérieur	imes	450 -515	2400 – 2600
Thermoméditerranéen inférieur	tmei	400 -450	2250 – 2400
Thermoméditerranéen supérieur	tmes	350 -400	2100 – 2250
Mésoméditerranéen inférieur	mmei	285 -350	1800 – 2100
Mésoméditerranéen supérieur	mmes	220 -285	1500 – 1800
Supraméditerranéen inférieur	smei	150 -220	1200 – 1500
Supraméditerranéen supérieur	smes	(120) -150	900 – 1200
Oroméditerranéen inférieur	omei	-	675 – 900
Oroméditerranéen supérieur	omes	-	450 – 675
Circoméditerranéen inférieur	cmei	-	100 – 450
Circoméditerranéen supérieur	cmes	-	1 – 100
Pergélique	gme		0

La valeur de l'indice de thermicité compensé (Itc), calculé pour la période (1979-2013) au niveau de la zone d'étude, varie de 123,15 à 301,07. En se référant aux seuils dans le tableau.7, nous distinguons quatre thermohorizons principalement corrélés à l'altitude: Mésoméditerranéen inférieur, mésoméditerranéen supérieur, supraméditerranéen inférieur et supraméditerranéen supérieur. Les résultats sont présentés sous forme de carte (Figure 27).

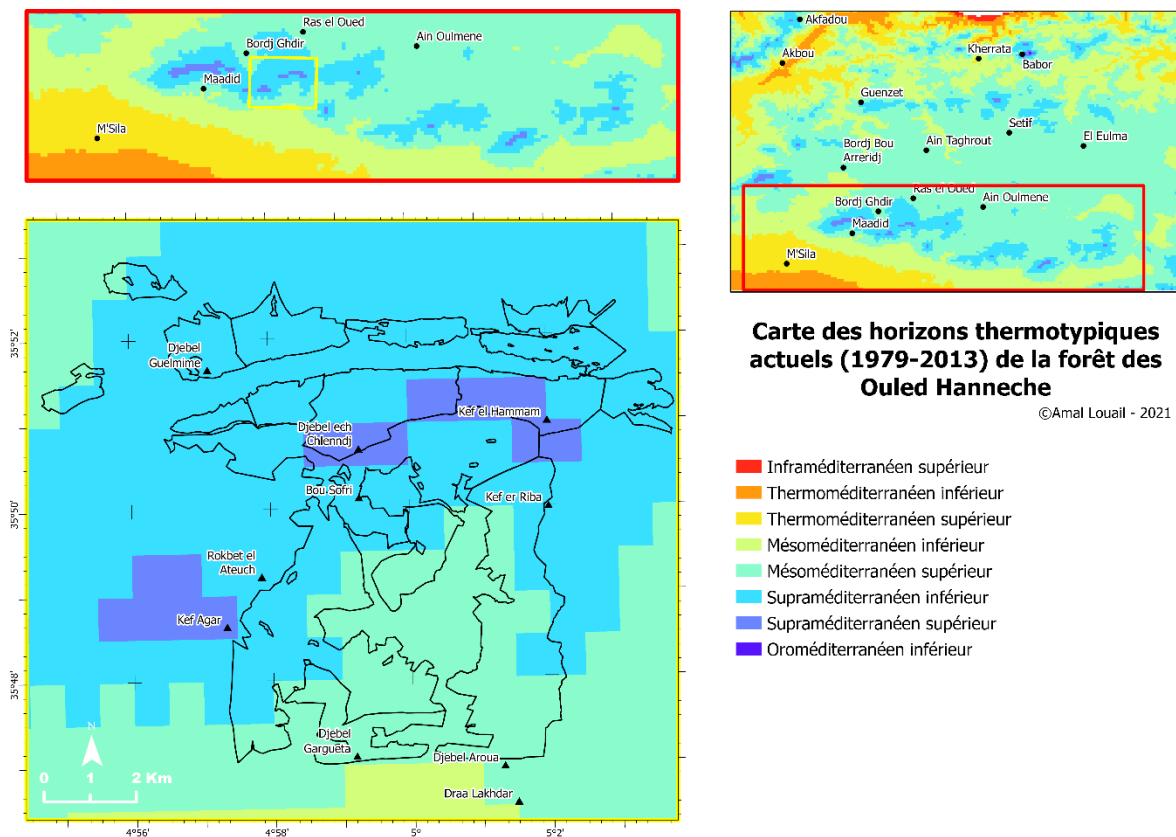


Fig.27 : Carte des horizons thermotypiques, pour la période actuelle (1979-2013), de la forêt des Ouled Hannèche selon la classification de Rivas-Martinez (WBCS).

4.4.3 Unité typologique : Ombrotype

Pour affiner la notion d'« étage bioclimatique », Rivas-Martinez utilise, en complément des thermotypes, l'ombrotype renseignant sur la zonation du degré d'aridité ou d'humidité d'un espace géographique. Meddour (2010) souligne que l'ombrotype est similaire au niveau d'aridité calculé par l'indice d'aridité annuelle de De Martonne. A partir de l'indice Ombrothermique (Io), 9 catégories ombriques peuvent être caractérisées, subdivisables en 17 horizons (Tableau 8).

Tableau 8. Les catégories ombriques définies selon la classification WBCS.

Ombrotypes	Horizons ombriques	Abbrv.	Io, Iom
1. Ultrahyperaride	1a. Ultrahyperaride inférieur	uhai	0.0 – 0.1
	2b. Ultrahyperaride supérieur	uhas	0.1 – 0.2
2. Hyperaride	2a. Hyperaride inférieur	hai	0.2 – 0.3
	2b. Hyperaride supérieur	has	0.3 – 0.4
3. Aride	3a. Aride inférieur	ari	0.4 – 0.7
	3b. Aride supérieur	ars	0.7 – 1.0
4. Semiaride	4a. Semiaride inférieur	sai	1.0 – 1.5
	4b. Semiaride supérieur	sas	1.5 – 2.0
5. Sec	5a. Sec inférieur	sei	2.0 – 2.8
	5b. Sec supérieur	ses	2.8 – 3.6
6. Subhumide	6a. Subhumide inférieur	sui	3.6 – 4.8
	6b. Subhumide supérieur	sus	4.8 – 6.0
7. Humide	7a. Humide inférieur	hui	6.0 – 9.0
	7b. Humide supérieur	hus	9.0 – 12.0
8. Hyperhumide	8a. Hyperhumide inférieur	hhi	12.0 – 18.0
	8b. Hyperhumide supérieur	hhs	18.0 – 24.0
9. Ultrahyperhumide	9. Ultrahyperhumide	uhu	> 24.0

L'indice ombrothermique (Io), calculé pour la période (1979-2013) au niveau de la zone d'étude, fluctue entre 1,23 à 3,49 permettant de retenir quatre ombrohorizons : Semi-aride inférieur, semi-aride supérieur, sec inférieur et sec supérieur. Les résultats sont présentés sous forme de carte (Figure 28).

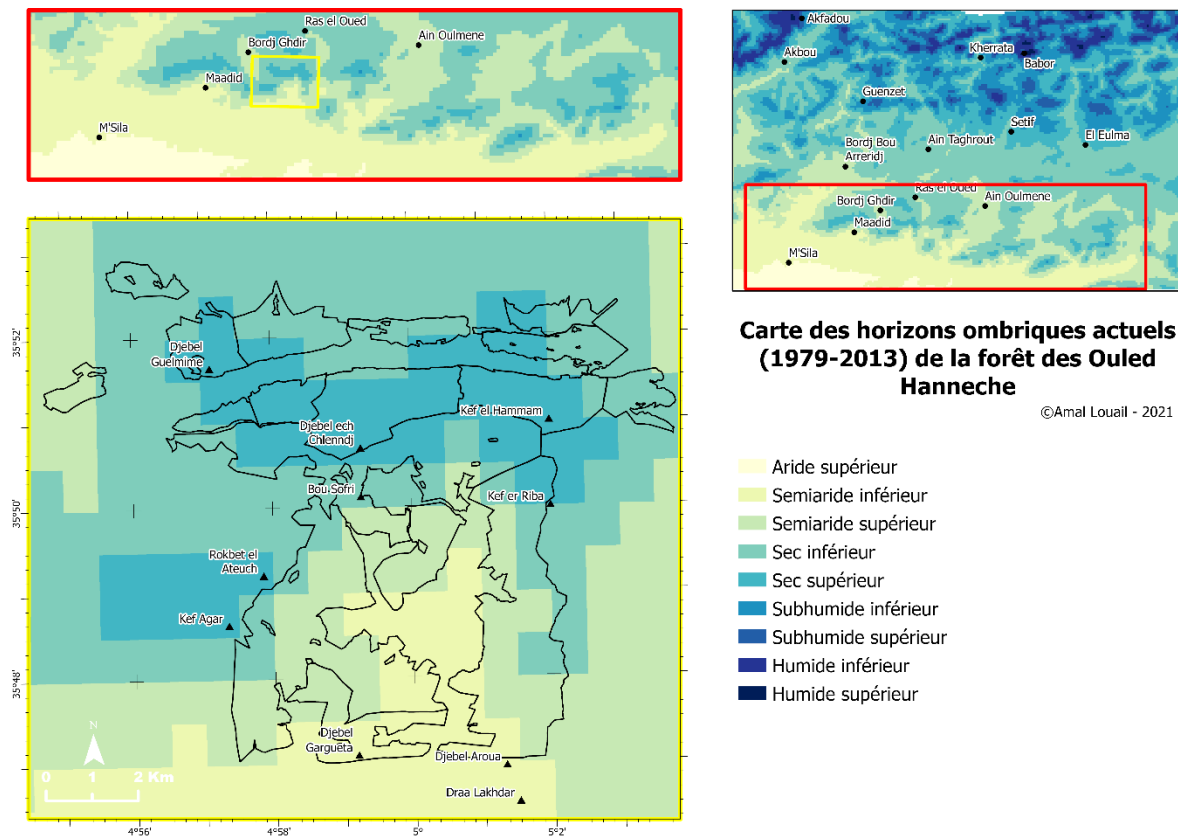


Fig.n°28: Carte des horizons ombriques pour la période actuelle (1979-2013) de la forêt des Ouled Hannèche selon la classification de Rivas-Martinez (WBCS).

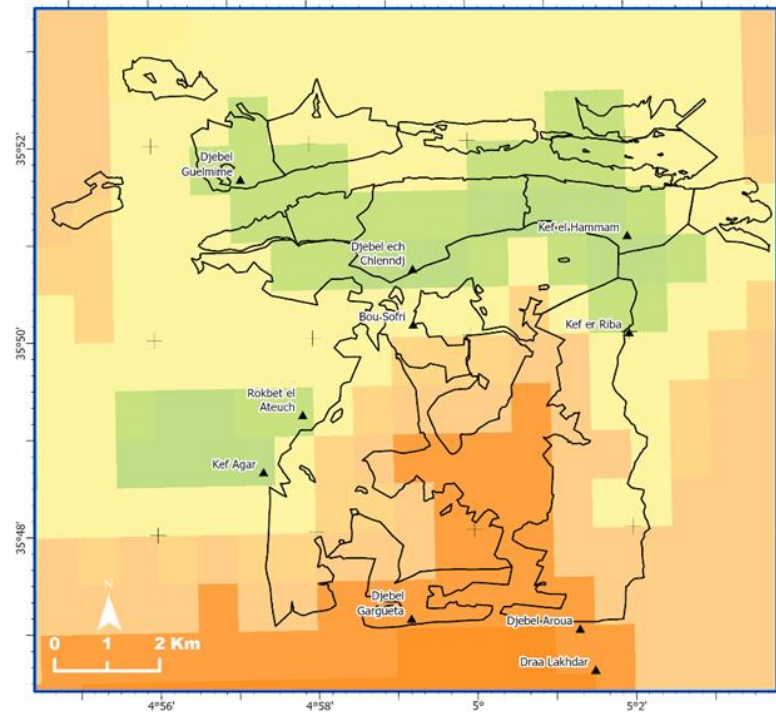
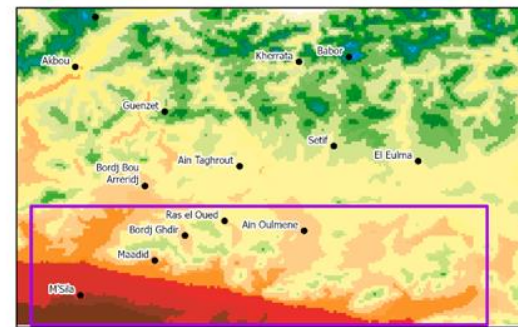
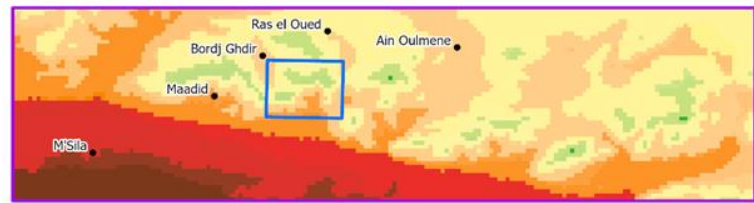
La combinaison des indices classés précédemment permet d'obtenir une classification bioclimatique à un niveau encore plus fin, dont l'unité typologique est l'iso-ombro-thermo-horizon. Ceci a donné lieu à une combinaison de 8 iso-ombro-thermo-horizons pour la période actuelle au niveau de la zone d'étude. Les résultats sont présentés sous forme de carte (Figure 29).

La partie nord de la forêt est classée en iso-ombro-thermo-horizons :

- smes-mepo-secs (Supraméditerranéen supérieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- sec supérieur).
- smei-mepo-secs (Supraméditerranéen inférieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- sec supérieur).
- smei-mepo-seci (Supraméditerranéen inférieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- sec inférieur)
- mmes-mepo-seci (Mésoméditerranéen supérieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- sec inférieur).

Et la partie sud de la forêt est classée en iso-ombro-thermo-horizons :

- smei-mexo-sars (Supraméditerranéen inférieur- méditerranéen xérique océanique- semi-aride supérieur).
- mmes-mexo-sars (Mésoméditerranéen supérieur- méditerranéen xérique océanique- semi-aride supérieur).
- mmes-mexo-sari (Mésoméditerranéen supérieur- méditerranéen xérique océanique- semi-aride inférieur).
- mmei-mexo-sari (Mésoméditerranéen inférieur- méditerranéen xérique océanique- semi-aride inférieur)



Carte des isobioclimats actuels (1979-2013) de la forêt des Ouled Hanneche.

©Amal Louail - 2021

- mmemexosari
- mmsmexosari
- mmsmexosars
- smeimexosars
- mmsmeposeci
- smeimeposeci
- smeimeposecs
- smesmeposecs

Thermohorizons:
 mmei: mésoméditerranéen inférieur; mmes: mésoméditerranéen supérieur;
 smei: supraméditerranéen inférieur; smes: supraméditerranéen supérieur

Unités de bioclimats:
 mexo: méditerranéen xérique océanique; mepo: méditerranéen pluvisaisonnier océanique

Ombrohorizons:
 sari: semi-aride inférieur; sars: semi-aride supérieur; seci: sec inférieur; secs: sec supérieur

Fig.n° 29: La Classification des iso-ombro-thermo-horizons, pour la période (1979 – 2013), Ouled Hanneche selon la classification de Rivas-Martinez (WBCS).

4.4.4 La classification (WBCS) à partir des modèles de projection climatiques au passé et au futur

Pour montrer l'évolution du climat et quelle sera l'ambiance climatique éventuelle dans le futur, la classification (WBCS) a été également appliquée sur la zone d'étude à partir de données climatiques CHELSA modélisées au futur et au passé. Le résumé graphique (Figure 30) illustre les étapes de la méthode adoptée.

Les résultats de l'application de la classification Bioclimatique globale de Rivas-Martinez (WBCS) sur notre zone d'étude sont présentés sous forme de cartes des iso-ombrothermo-horizons, pour les époques actuelle (1979 – 2013), passée (dernier maximum glaciaire 21000 ans BP) et future (2041-2060) (Figure.31).

Séries temporelles raster CHELSA pour 3 périodes: PMIP - Actuel - CMIP

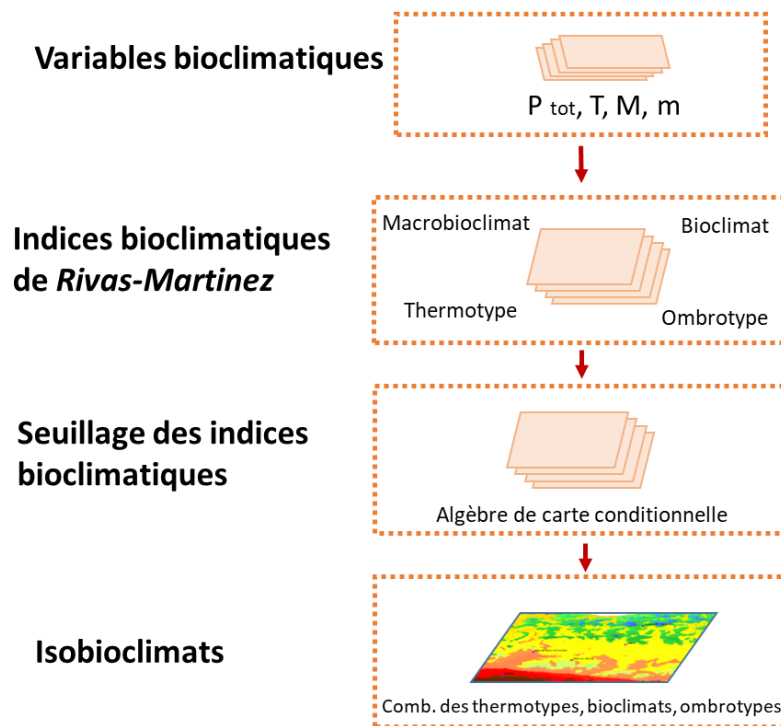


Fig. n°30 : Résumé de la méthode adoptée pour appliquer la classification de Rivas-Martinez sur la zone étudiée.

Pour le passé (dernier maximum glaciaire 21000 ans BP), une seule unité de bioclimat est déterminée : Méditerranéen pluviaisonnier océanique (mepo). Une classe de continentalité : Océanique (valeur de l'Ic varie de 12,7 à 13,3). Quatre thermohorizons : mésoméditerranéen supérieur, supraméditerranéen inférieur, supraméditerranéen supérieur et oroméditerranéen inférieur (valeur de l'I_{tc} varie de 54,5 à 237,5). Cinq ombrohorizons : sec inférieur, sec supérieur, subhumide inférieur, subhumide supérieur et humide inférieur (valeur de l'I_o varie

de 2,3 à 8,19). Ceci a donné lieu à une combinaison de 10 iso-ombro-thermo-horizons (Figure.33).

- mmesmeposeci (Mésoméditerranéen supérieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- sec inférieur)
- smeimeposeci (Supraméditerranéen inférieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- sec inférieur)
- smeimeposecs (Supraméditerranéen inférieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- sec supérieur)
- smeimeposhui (Supraméditerranéen inférieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- subhumide inférieur)
- smesmeposhui (Supraméditerranéen supérieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- subhumide inférieur)
- smeimeposhus (Supraméditerranéen inférieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- subhumide supérieur)
- smesmeposhus (Supraméditerranéen supérieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- subhumide supérieur)
- omeimeposhus (oroméditerranéen inférieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- subhumide supérieur)
- smesmepohumi (supraméditerranéen supérieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- humide inférieur)
- omeimepohumi (oroméditerranéen inférieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- humide inférieur)

Pour le futur (2041-2060), cinq unités de bioclimats sont identifiées: Méditerranéen désertique continental (medc), méditerranéen xérique continental (mexc), méditerranéen xérique océanique (mexo), méditerranéen pluvisaisonnier continental (mepc) et méditerranéen pluvisaisonnier océanique (mepo). Deux classes de continentalité : Océanique et continental (valeur de l'Ic varie de 20,7 à 22). Quatre thermohorizons : Thermoméditerranéen supérieur (tmes), mésoméditerranéen inférieur (mmei), mésoméditerranéen supérieur (mmes) et supraméditerranéen inférieur (smei) (valeur de l'Itc varie de 188,8 à 329,9). Quatre

ombrohorizons : Aride supérieur (aris), semi-aride inférieur (sari), semi-aride supérieur (sars) et sec inférieur (seci) (valeur de l'I_o varie de 0,90 à 2,42). Ceci a donné lieu à une combinaison de 13 iso-ombro-thermo-horizons (Figure.29).

- tmesmedcaris (Thermoméditerranéen supérieur- méditerranéen désertique continental- aride supérieur)

- mmeimedcaris (Mésoméditerranéen inférieur- méditerranéen désertique continental- aride supérieur)

- mmeimexcsari (Mésoméditerranéen inférieur- méditerranéen xérique continental- semi-aride inférieur)

- mmesmexcsari (Mésoméditerranéen supérieur- méditerranéen xérique continental- semi-aride inférieur)

- mmeimexcsars (Mésoméditerranéen inférieur- méditerranéen xérique continental- semi-aride supérieur)

- mmesmexcsars (Mésoméditerranéen supérieur- méditerranéen xérique continental- semi-aride supérieur)

- mmesmexosari (Mésoméditerranéen supérieur- méditerranéen xérique océanique- semi-aride inférieur)

- mmesmexosars (Mésoméditerranéen supérieur- méditerranéen xérique océanique- semi-aride supérieur)

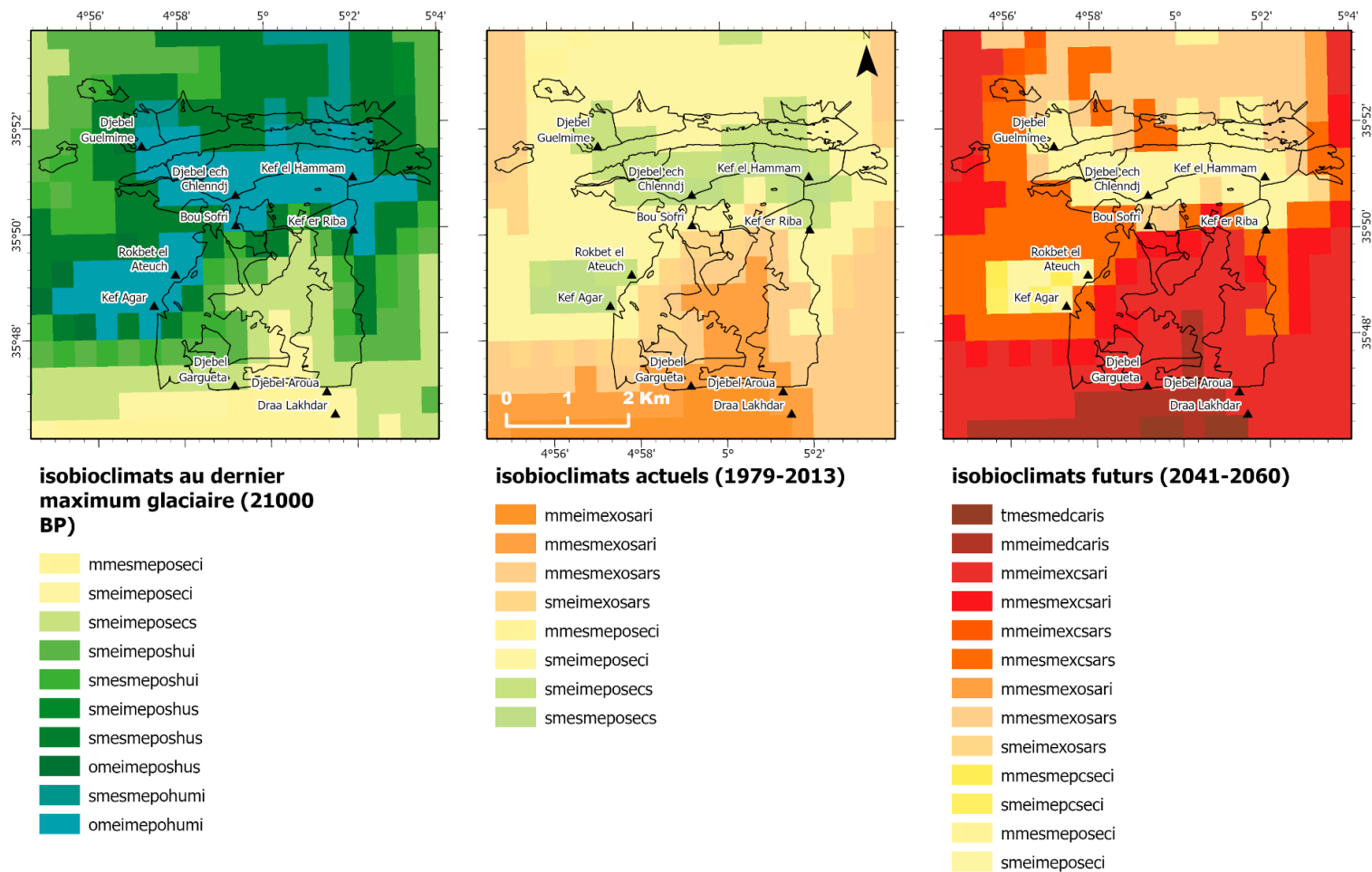
- smeimexosars (Supraméditerranéen inférieur- méditerranéen xérique océanique- semi-aride supérieur)

- mmesmepcseci (Mésoméditerranéen supérieur- méditerranéen pluvisaisonnier continental- sec inférieur)

- smeimepcseci (Supraméditerranéen inférieur- méditerranéen pluvisaisonnier continental- sec inférieur)

- mmesmeposeci (Mésoméditerranéen supérieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- sec inférieur)

- smeimeposeci (Supraméditerranéen inférieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique- sec inférieur)



Thermohorizons:

tmes: thermoméditerranéen supérieur; mmei: mésoméditerranéen inférieur; mmes: mésoméditerranéen supérieur; smei: supraméditerranéen inférieur; smes: supraméditerranéen supérieur; omei: oroméditerranéen inférieur.

Unités de bioclimats:

medc: méditerranéen désertique continental; mexc: méditerranéen xérique continental; mexo: méditerranéen xérique océanique; mepo: méditerranéen pluvaisonnier océanique

Ombrohorizons:

aris: aride supérieur; sari: semi-aride inférieur; sars: semi-aride supérieur; seci: sec inférieur; secs: sec supérieur; shui: subhumide inférieur; shus: subhumide supérieur; humi: humide inférieur

Fig. n°31: Cartes des iso-ombro-thermo-horizons à Ouled Hannèche pour les trois époques (passé, présent et futur).

La carte des iso-ombro-thermo-horizons pour les trois périodes (passé, présent et futur) obtenue représente un filon pour l'évaluation des services écosystémiques et un fond utile, pour la planification locale, la modélisation écologique et la conservation de la biodiversité. La comparaison des résultats pour les trois époques montre que :

- Pour les thermohorizons : L'oroméditerranéen inférieur (omei) qui existait par le passé a complètement disparu à l'époque actuelle. Le supraméditerranéen, qui dominait par le passé, observe une diminution à l'ère actuelle et son étendue devrait diminuer de façon flagrante en se réfugiant en altitude, sur les sommets, dans les décennies à venir. Le mésoméditerranéen connaît une progression du sud vers le nord et le thermoméditerranéen supérieur, qui n'existait ni dans le passé ni actuellement, devrait apparaître vers la moitié du 21^e siècle.
- Pour les ombrotypes : l'humide n'existera plus dans le futur, tandis que l'aride gagnera du terrain et deviendrait dominant. Les cartes indiquent l'évolution d'une aridité croissante dans le temps, le subhumide qui dominait par le passé est remplacé par le sec actuellement et sera le semi-aride dans les décennies à venir.
- Pour les unités de bioclimat (au sens de Rivas-Martinez) : la xéricité et la continentalité devraient être de plus en plus intenses.

En conclusion, l'aridité s'étend rapidement dans le temps. Il aurait fallu quelques siècles pour passer de semi-aride à aride. Aujourd'hui, le pas de temps passe de l'échelle millénaire à l'échelle décennale. Ainsi, certains écosystèmes devraient être réduits (cas des matorrals hauts et denses à chêne vert), voire disparaître (cas de la forêt de cèdre) en certains endroits, entraînant, par conséquent, un changement dans les services écosystémiques fournis. Il n'est pas évident pour la végétation de suivre ces changements, cela dépend en grande partie de la plasticité des espèces végétales, de leur capacité de régénération et de leur degré de résilience. Compte tenu des incertitudes liées au changement climatique, l'évolution de la répartition du couvert végétal reste un fait à observer.

4.4.5 La subméditerranéité : transition entre méditerranéen et tempéré

Dans son sens le plus large, Rivas-Martinez définit le macrobioclimat méditerranéen comme un climat de type extratropical, situé à une latitude supérieure à 23° nord ou sud, possédant en été une saison sèche d'une durée minimale de deux mois successifs. Néanmoins,

cette stricte définition peut être nuancée dans les situations climatiques situés à l'interface tempéré-méditerranéen, mais également dans les territoires montagneux où l'effet d'altitude réduit considérablement le caractère purement méditerranéen. Ainsi, en contexte géographique méditerranéen, Rivas-Martinez établit préalablement la frontière entre un climat tempéré et un climat méditerranéen à l'aide d'indices ombrothermiques saisonniers cumulables pendant la saison sèche (**Iosi**). Puis, il précise la distinction bioclimatique en définissant une notion de subméditerranéité (**Isbm**), caractéristique de l'état transitoire entre ces 2 climats.

L'indice ombrothermique estival (**Iosi**) est égal au rapport de la somme des précipitations des *i* mois de saison estivale, sur la somme des Températures moyennes des *i* mois de saison estivale. *i* est déclinable de 2 à 4 mois.

$$\text{Ios2} = P(\text{juillet} + \text{août}) / T(\text{juillet} + \text{août}).$$

$$\text{Ios3} = P(\text{juin} + \text{juillet} + \text{août}) / T(\text{juin} + \text{juillet} + \text{août}).$$

$$\text{Ios4} = P(\text{mai} + \text{juin} + \text{juillet} + \text{août}) / T(\text{mai} + \text{juin} + \text{juillet} + \text{août}).$$

La combinaison de critères applicables sur l'indice ombrothermique annuel (**Io**) et les indices ombrothermiques estivaux (**Iosi**) permet de distinguer une variante tempérée en contexte méditerranéen (**Tableau 9**).

Un territoire classé comme tempéré peut être spécifié comme subméditerranéen quand au moins un mois du quadrimestre estival (mai, juin, juillet, août) vérifie $P < 2,8 T$. Rivas-Martinez traduit cette condition par l'utilisation de la valeur de subméditerranéité (**Vsbmn**) où $Vsbmn = 280 - (100 \times Iosi)$. **Iosi** se déclinant de 1 à 4 mois avec $Ios1 = P(\text{juillet}) / T(\text{juillet})$. Enfin l'indice de subméditerranéité (**Isbm**) est obtenu à partir de la somme des **Vsbmn** à condition que chaque **Vsbmn** > 0.

$$\text{Isbm} = \text{Vsbm1} (\text{si} > 0) + \text{Vsbm2} (\text{si} > 0) + \text{Vsbm3} (\text{si} > 0) + \text{Vsbm4} (\text{si} > 0).$$

L'**Isbm** décrit plusieurs niveaux de subméditerranéité résumé dans le tableau 10.

Tableau 9: Les seuils de l'indice ombrothermique annuel (**Io**) et des indices ombrothermiques estivaux (**Iosi**)

Io	Ios2	Ios3	Ios4
2.0 – 2.8	≥1.9	≥2.0	≥2.0
2.8 – 3.6	≥1.8	≥1.9	≥2.0
3.6 – 4.8	≥1.8	≥1.9	≥2.0
4.8 – 6.0	≥1.7	≥1.9	≥2.0
6.0 – 7.0	≥1.5	≥1.8	≥2.0
7.0 – 8.0	≥1.4	≥1.8	≥2.0
8.0 – 9.0	≥1.3	≥1.8	≥2.0
9.0 – 10.0	≥1.2	≥1.8	≥2.0
10.0 – 11.0	≥1.1	≥1.7	≥2.0
11.0 – 12.0	≥1.0	≥1.7	≥2.0
>12.0	≥0.9	≥1.7	≥2.0

Tableau 10: Les niveaux de subméditerranéité selon la classification WBCS.

Niveaux de subméditerranéité	Isbm
subméditerranéen extrêmement faible	1 – 30
subméditerranéen très faible	30 – 80
subméditerranéen faible	80 – 180
subméditerranéen fort	180 – 320
subméditerranéen très fort	320 – 460
subméditerranéenne extrêmement fort	460 – 580

4.6 Test de Mann-Kendall pour les tendances climatiques

Le test statistique de Mann-Kendall (Hipel & McLeod, 1994 ; Pohlert, 2018) permet de détecter des tendances linéaires à la baisse ou à la hausse et d'évaluer si les évolutions sont statistiquement significatives. Il peut être appliqué sur l'intégralité de la série de données climatiques ou uniquement sur une période saisonnière ou mensuelle ; Par exemple il peut être appliqué uniquement pour le mois de juillet de chaque année de la série temporelle. La tendance est dite significative d'un point de vue statistique lorsque la p-value du test est inférieure à 5%. Le score Z fournit la force du test statistique, Une valeur positive indique une tendance à la hausse, tandis qu'une valeur négative indique une tendance à la baisse. Plus le score Z est élevé, plus la tendance est à la hausse.

Nous l'avons calculé sur une série temporelle de températures moyennes mensuelles CHELSA sur la période allant de janvier 1979 à Décembre 2013. Le calcul du test de Mann-Kendall montre une tendance significativement à la hausse des températures moyennes de 1979 à 2013 pour les mois d'août et juillet, au niveau de notre zone d'étude et de manière beaucoup plus générale dans les territoires montagneux du nord-est Algérien (Figure 32).

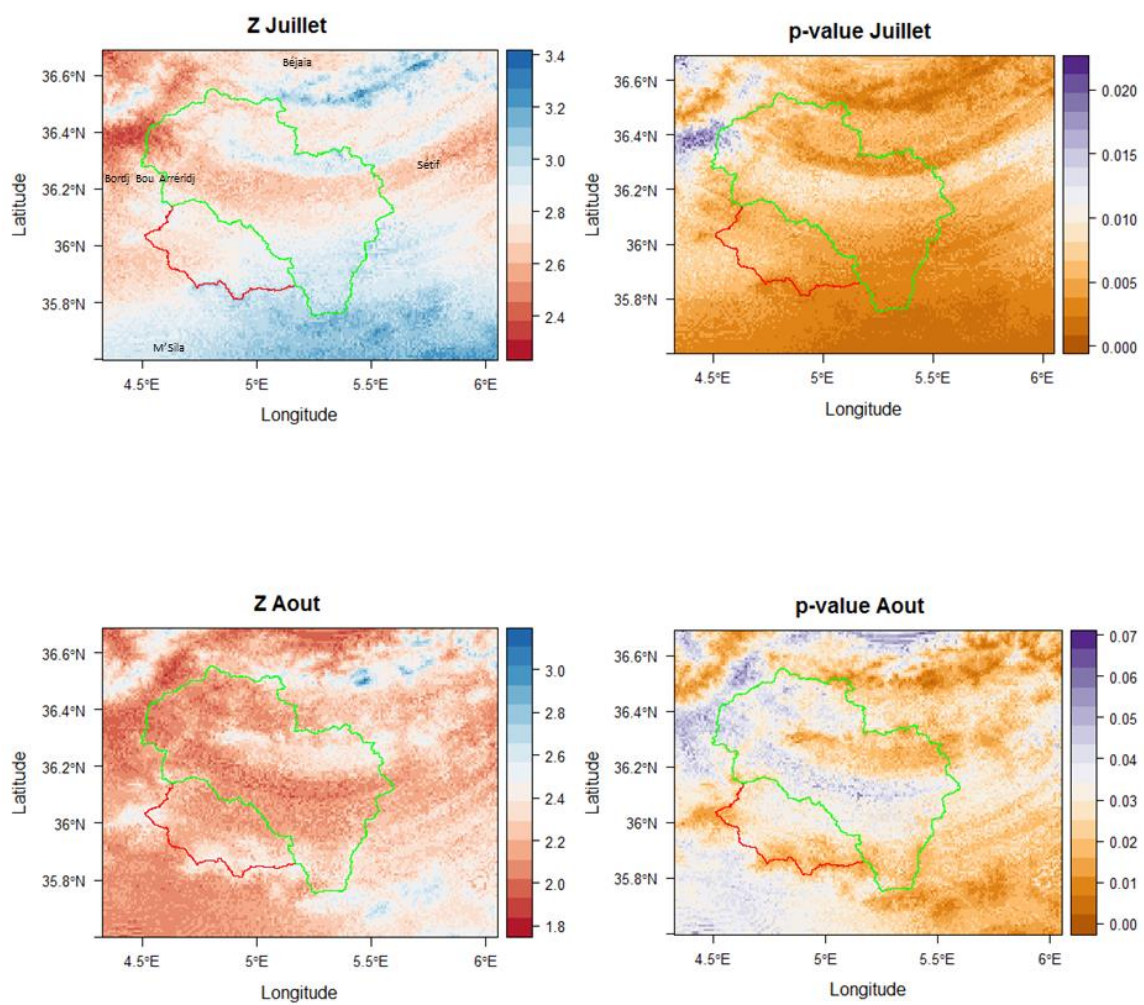


Fig. n° 32 : Résultat du calcul du test de Mann-Kendall (1979 à 2013) pour les mois d'août et juillet.

Chapitre 5 : Potentiel végétal de la zone d'étude à produire des SE

1. La phytogéographie variante de Biogéographie

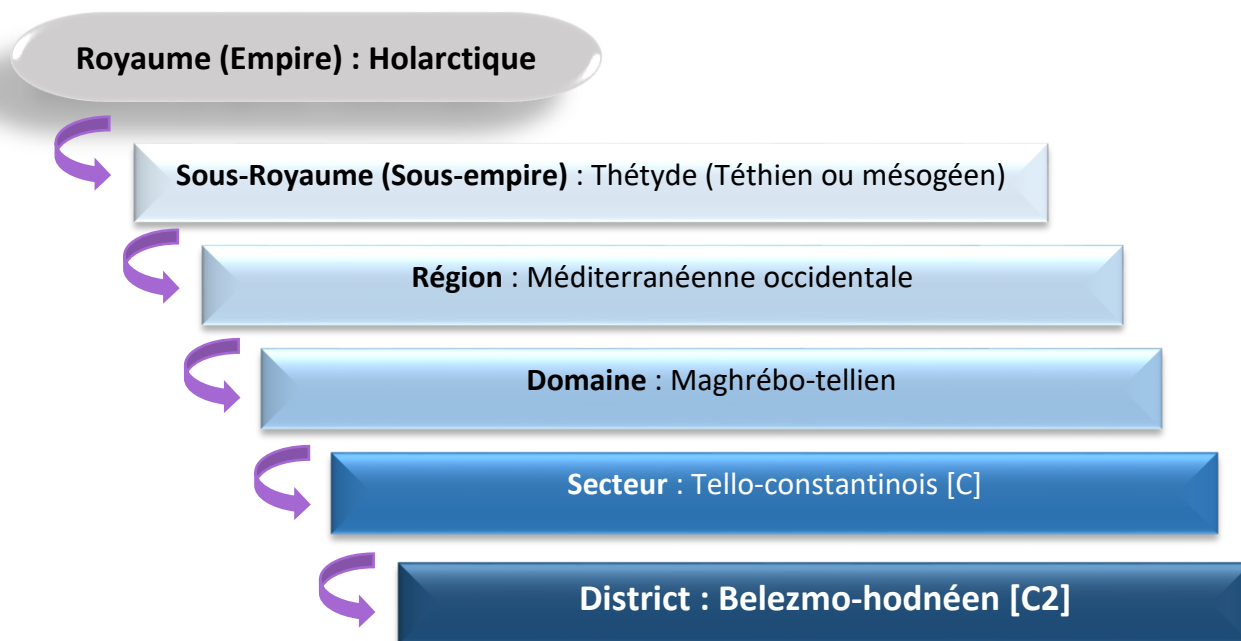
La biogéographie pourrait être définie comme étant la discipline qui traite de la répartition géographique des organismes vivants. Elle permet de renseigner les modèles de distribution spatiale de la biodiversité, à la fois dans le présent et dans le passé. Ces modèles s'appuient sur un ensemble de facteurs historiques (la dérive des continents, la glaciation, l'extinction, etc.), en combinaison avec les conditions environnementales actuelles (le climat, le substrat, l'orographie, etc.). Ainsi Loidi (2021a) explique que : « *La répartition actuelle des espèces sur la terre est le résultat des conditions physiques et chimiques actuelles et passées du substrat et de l'atmosphère.* » Le même auteur attribue à la discipline de la biogéographie la définition suivante : « *La biogéographie est consacrée à l'étude de la distribution des espèces et des écosystèmes dans l'espace géographique et à travers les temps (géologiques).* »

Les espèces végétales sont particulièrement symptomatiques des conditions du substrat (sol, roche-mère, géomorphologie) et de l'atmosphère (climat) (Loidi, 2021a). On présume qu'à cet effet, la biogéographie peut être utilisée comme synonyme de phytogéographie.

L'une des tâches de la biogéographie a traditionnellement été la définition des unités territoriales par le biais de leur contenu biotique (Loidi, 2021a). Cinq rangs principaux ont été reconnus, dans une échelle descendante : Royaume, région, province, secteur et district.

Les territoires biogéographiques de l'Algérie ont été décrits, par le passé, par plusieurs botanistes. Nous citons parmi ces derniers (Lapie, 1909 ; Maire, 1926 ; Quézel & Santa, 1962 ; Barry & Celles, 1973). Meddour (2010) a proposé un nouveau découpage phytogéographique (Annexe) en se basant sur la bibliographie, les critères climatiques, géomorphologiques, géologiques, floristiques et synfloristiques (associations forestières notamment), puis l'endémisme.

La nouvelle proposition nomenclaturale phytogéographique de Meddour (2010) permet de classer la forêt des Ouled Hanneche dans le :



2. Le district belezmo-hodnéen [C2]

Le district belezmo-hodnéen [C2] englobe les monts du Hodna et du Belezma, ces premiers sont principalement occupés par des formations forestières et préforestières à chêne vert et pin d'Alep. Le sous-bois est caractérisé par la fréquence de genévrier oxycèdre alors que les plus hauts sommets portent des forêts de cèdre de l'Atlas plus au moins dégradées (Le Houérou *et al.*, 1975 in Meddour, 2010). La majeure partie de ces montagnes est couverte de matorrals, plus au moins arborés, à chêne vert, genévrier oxycèdre, genévrier de phénicie et des matorrals à lentisque (Le Houérou *et al.*, 1975 in Meddour, 2010).

Les plantes différentielles du district belezmo-hodnéen [C2] sont essentiellement des subendémiques, maghrébiennes le plus souvent : *Astragalus onobrychis subsp. numidarum*, *Centaurea dissecta subsp. affinis var. parlatoris [Italie]*, *Festuca ovina subsp. ovina var. tenuifolia*, *Lathyrus filiformis subsp. numidicus*, *Ornithogalum comosum var. atlanticum*,. Dont des endémiques algéro-marocaines : *Hieracium amplexicaule subsp atlanticum* et *Tulipa sylvestris subsp primulina* (Figure 33). (Meddour *et al.*, 2019).



Fig. n°33 : *Tulipa sylvestris* cueillie à Ouled Hanneche (2018).

3. La faune à Ouled Hannèche

Parmi les travaux sur l'histoire de notre zone d'étude, ceux de Goyt (1884) évoquent la présence passée de certains animaux, mais qui ont disparu aujourd'hui, excepté le sanglier : « *La vallée de l'Oued-El-Karza et celle de l'Oued Bitame, sur lesquelles s'étend le territoire des Ouled-Hannech...Les forêts, touffues et compactes, étaient infestées de sangliers et de fauves, lions et panthères, qui en rendaient le voisinage dangereux.* »

L'étude menée par le BNEDER (2010) sur la forêt des Ouled Hannèche révèle la présence de 37 espèces relevant des classes de mammifères (10), oiseaux (21), reptiles (04), amphibiens (01) et arachnides (01). Mais cette liste n'est pas complète car l'objectif de leur étude ne portait pas sur la faune. De plus, aucune étude n'a porté, jusqu'à aujourd'hui, sur le recensement de la faune à Ouled Hannèche, ce qui laisse toute évaluation biaisée.

Nous avons observé durant nos nombreuses sorties effectuées à la forêt des Ouled Hannèche plusieurs espèces animales, sauvages et domestiques. Parmi les animaux sauvages, il a été constaté la présence d'insectes (abeilles, sauterelles, fourmis, coccinelles, papillons, chenilles, pucerons), d'oiseaux (alouette, perdrix, et autres), de reptiles (vipères, lézard). Nous avons également observé des traces d'une hyène rayée et avons rencontré un chasseur qui nous a confirmé son existence. Cette espèce est menacée d'extinction et est protégée par la loi³⁴ en Algérie. Elle est considérée comme le dernier grand carnivore, essentiel à la régulation de l'écosystème et à son nettoyage. Il s'avère que la forêt des Ouled Hannèche est l'un des refuges de cette espèce. Cela augmente la potentialité de cette forêt à fournir des services écosystémiques, notamment en matière de biodiversité et d'habitat. Par contre, les chenilles observées (Figure 34 b) sur les jeunes cèdres ou les pucerons qui provoquent la galle du

³⁴ L'hyène est protégée en Algérie par le décret n° 83-509 du 20 août 1983.

pistachier térébinthe peuvent être perçus comme étant sources de « dis-services » écosystémiques.

Concernant les animaux domestiques, nous avons trouvé des vaches (de race locale et introduite), des centaines de chèvres et des troupeaux ovins.



Fig. n°34 : a. Traces d'animal (possiblement une hyène rayée ?) ; b. chenille sur cèdre à Ouled Hannèche.

4. La végétation à Ouled Hannèche

La végétation de la forêt des Ouled Hannèche est diverse. Les sommets sont généralement dégarnis. Les espèces varient avec l'altitude, la nature du substrat et l'exposition. Les versants Nord, dont la pente n'est pas trop forte, sont occupés par des formations de chêne vert, plus ou moins denses, avec la présence de frêne et de chêne zeen (un seul individu a été observé) et un sous-bois peuplé de genévrier, de genêt et d'aubépine. L'extrémité orientale de la grande arête du Djebel-Nechar est peuplée de cèdre alors que le fond des hautes vallées des flancs Nord est couvert de futaies d'érables de Montpellier et de chênes verts. Les versants sud sont formés principalement de matorrals à densité diverse, de forêt de résineux et de végétation steppique. Les espèces ligneuses dominantes sont : le chêne vert, le pin d'Alep, le pistachier de l'Atlas, le

pistachier térébinthe, le pistachier lentisque, le genévrier de Phénicie, le genévrier oxycèdre, le ciste, l'aubépine, la Filaire et le jujubier sauvage.

Les espèces subendémiques caractérisant le [C2] et que nous avons observées à Ouled Hanneche sont : *Astragalus onobrychis*, *Tulipa sylvestris* et *Ornithogalum comosum*.

5. La forêt des Ouled Hannèche : un paysage à potentiel variable de SE

La végétation est une composante primordiale des écosystèmes et des services qu'ils procurent. Elle présente une source de multiples atouts : économique, matériel, paysager ou de bien-être. La végétation est un élément essentiel de la biodiversité et joue un rôle majeur dans le système climatique (Alexandre & Genin, 2011).

Dans ce chapitre, la végétation de même que la répartition spatiale du couvert végétal de la forêt des Ouled Hannèche seront étudiées dans le but d'identifier et évaluer, qualitativement, les différents services écosystémiques potentiels correspondant à chacune des unités végétales composant cette forêt.

Il est admis que l'étude de la végétation de tous lieux peut être envisagée selon deux approches, physionomique et/ou phytosociologique, considérées comme les plus courantes dans le domaine de l'écologie végétale (Gharzouli, 2007). Même s'il existe des auteurs qui appellent à mettre à jour ces méthodes classiques, en tirant avantage du progrès technologique, notamment celui des outils d'analyse spatiale.

5.1 La végétation : notion fondatrice de l'écologie et de la géographie

Le sens du mot « végétation » a connu une évolution au cours du temps. Le Trésor de la langue française donne deux définitions au mot « végétation », dans l'ordre chronologique où elles sont apparues :

- a.** Fait de végéter, d'accomplir [chez les plantes] les fonctions nécessaires à la croissance et à l'entretien de la vie.
- b.** Ensemble de végétaux spécifiques d'une zone géographique, climatique, d'un genre de terrain et qui forme un certain type de paysage.

La végétation désigne également : « l'ensemble des espèces dans l'espace, selon leur distribution qualitative (la flore) et quantitative (fréquences, densités spécifiques, etc.) incluant

les structures verticale et horizontale qui relient leurs individus. La végétation constitue en quelque sorte « l'émergence spatiale » de la flore » (Alexandre et al., 1998).

Ou tout simplement, elle désigne : « *L'ensemble de végétaux assemblés en un lieu donné.* » (Alexandre & Genin, 2011).

Selon ces deux dernières définitions, il résulte que la végétation livre une information spatiale de trois natures :

* Une information d'ordre physionomique, portant sur sa structure horizontale et/ou verticale. Cette information peut être qualitative (type de formation, formes biologiques ou espèces dominantes) ou quantitative (taux de recouvrement, spectre biologique, etc.).

* Une information sur son contenu floristique, portant sur la présence et la fréquence de cooccurrence³⁵ de certaines espèces, permettant de déterminer des groupements végétaux dont la phytosociologie cherche à établir la classification.

* Une information sur sa dynamique, c'est-à-dire sur l'évolution spatio-temporelle de la végétation formant des successions végétales appelées parfois « séries de végétation ».

Toutes ces informations sont utiles pour l'étude écologique de la végétation. Mais depuis que la question environnementale occupe une place importante dans la société, l'utilité de l'étude du couvert végétal est reconnue pour l'aménagement de l'ensemble de l'œkoumène³⁶. Ceci apporte une information sur le rôle social que joue la végétation (Alexandre & Genin, 2011).

Dans ce chapitre nous tentons d'étudier la végétation à Ouled Hannèche, pour extraire toutes les informations utiles pour l'évaluation des SE de cette forêt.

5.2 Les méthodes d'études de la végétation

5.2.1 L'approche physionomique

L'approche physionomique étudie la structure des paysages végétaux et leurs relations dans l'espace. Les travaux de Flahaut (1897 in Alexandre, 2008) et Gaussen (1926 in Quezel & Barbero, 1982) ont été des références pour cette méthode. Elle s'appuie sur la physionomie des végétaux, autrement dit elle se base sur la forme végétale dominante : arbre, arbuste ou herbe, pour définir des formations végétales qui sont respectivement : forêt, matorral ou prairie

³⁵ Pour le géographe ou le biogéographe, la cooccurrence est « le fait que des objets ou des individus qui se ressemblent sont en contacts ou proches. Elle s'oppose à une répartition aléatoire des observations, montrant que l'espace n'est pas isotrope ».

³⁶ Espace habitable de la surface terrestre ; ensemble des milieux habités par l'être humain.

(Gharzouli, 2007). Cette approche peut présenter l'avantage d'être une base simple et commode, pour décrire les grands traits de la végétation dans un territoire donné. D'ailleurs, dans les régions où la végétation est peu étudiée, on se contente de prendre la formation végétale comme unité pour réaliser les cartes d'occupation et/ou d'utilisation du sol (*Land cover/Land use map*) (Aafi, 2010). Cependant, l'inconvénient de l'approche physionomique est le fait qu'elle ne tient pas compte de la complexité des caractères écologiques (Gharzouli, 2007).

La méthode physionomique prend en considération d'autres caractéristiques, permettant de compléter et d'affiner la distinction des types de formations végétales. Il s'agit des conditions écologiques du milieu, du type de sol, du type biologique dominant, du taux de recouvrement, de la nature de l'essence constitutive, etc. (Gharzouli, 2007).

5.2.2 L'approche phytosociologique

L'approche phytosociologique s'intéresse aux communautés végétales, en particulier à l'assemblage d'espèces que constitue la végétation. Les phytosociologues partent de la composition floristique pour en déduire les relations écologiques et dynamiques existant entre les groupements végétaux (Quezel & Barbero, 1982 ; Alexandre & Genin, 2011).

L'un des avantages de la méthode phytosociologique serait sa souplesse. Elle peut être appliquée à des échelles variées, des plus grandes aux plus fines.

La phytosociologie classique ou dite sigmatiste, initiée par Braun-Blanquet (1932 in Quezel & Barbero, 1982), constitue exclusivement le premier niveau d'analyse où *l'association végétale* est l'unité de base (Géhu, 1979 ; Rivas-Martinez, 1982). Cette dernière est définie par Guinochet (1973 in Gharzouli, 2007) comme étant « *une combinaison originale d'espèces, dont certaines, dites caractéristiques, lui sont particulièrement liées, les autres étant qualifiées de compagnes* ». Concrètement, une association végétale est représentée sur le terrain par des individus d'association qui feront l'objet du relevé floristique.

Quand la méthode phytosociologique est transposée sur une échelle plus grande, à l'échelle d'un paysage par exemple, alors on parle de **symphytosociologie**. Cette dernière peut être définie comme une phytosociologie globale, dont l'objectif est d'étudier les « associations d'associations » au sein d'unités spatiales données (Géhu, 1979), i.e. étudier les complexes de communautés constituant le *sigmetum* (ou série de végétation) selon les gradients successionnels (Rivas-Martinez, 1982).

Quant à la **géosymphytosociologie**, elle étudie des unités géomorphologiques homogènes (par exemple : crête, versant, vallée, etc.) composées de *géosigmetum* (géoséries de végétation) disposés le long d'un gradient écologique (Figure 35). Le Geosigmetum est le concept le plus synthétique en phytosociologie (Demartini & Bioret, 2021).

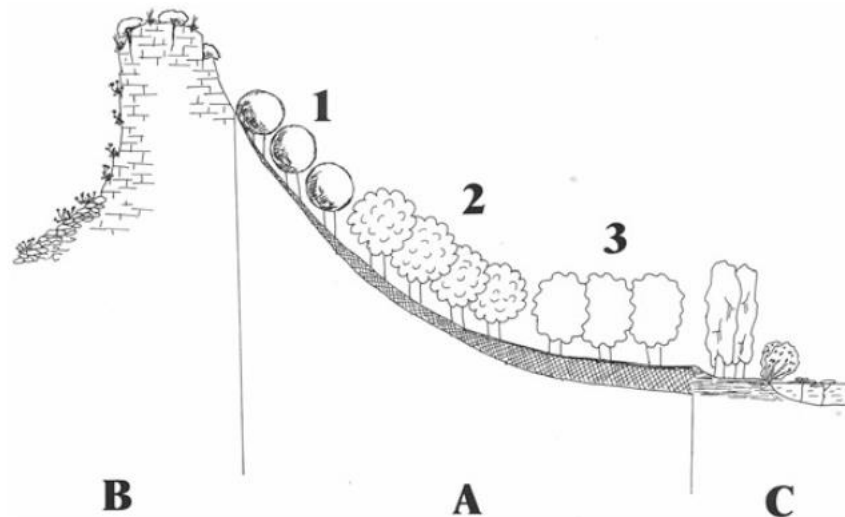


Fig. n°35 : Représentation schématique d'un complexe de trois geosigmeta : (A) geosigmetum climatophile, (B) geopermasigmetum et (C) geosigmetum riverain.

A : 1- crête ou pente raide (submésophile) sigmétum, 2- sigmétum de pente moyenne (mésophile), 3- vallée (tempori-hygrophile) sigmétum ; **B :** permaogeosigmetum rupicole ; **C :** géosigmétum fluvial (Loidi, 2021b).

5.3 Les formations végétales ou types de végétation

Le terme de formation végétale désigne, selon Maire (1926), un groupement végétal d'aspect physiologique homogène. En 1969, Lacoste & Salanon proposent la définition suivante: « *la notion de formation s'appuie sur les caractères physiologiques des ensembles vivants, et est donc principalement basée, sur l'aspect général de la végétation. Aussi au sein de chaque communauté, une ou plusieurs espèces imposent par leur prédominance une physiologie particulière au groupement tout entier. Celle-ci résulte essentiellement de la forme biologique des espèces dominantes.* » En 1973, Guinochet définit la formation végétale comme étant un concept construit à l'aide de la morphologie, le port et la dominance de certaines espèces (Merikhi, 1994).

Plusieurs études ont porté sur les types de végétation et leur classification, parmi lesquels les travaux de Quezel (1957, 1976), Ionesco & Sauvage (1962), Le Houérou *et al.*

(1975), Gardou (1977) et Donadieu (1985). Ces auteurs se sont basés sur certains paramètres comme la stratification verticale, la répartition horizontale et plus particulièrement la hauteur et la densité des individus de la composante floristique dominante, pour dresser la nomenclature suivante (Merikhi, 1994 ; Gharzouli, 2007) :

5.3.1 Formation arborescente : Forêt

Le terme de forêt désigne une formation arborescente ligneuse dont la hauteur est supérieure à sept (07) mètres avec une densité de cent (100) arbres par hectare au minimum. Selon la densité et en fonction de la structure horizontale, nous pouvons distinguer :

- Des forêts denses à recouvrement supérieur à 75% et lorsque les frondaisons se touchent ;
- Des forêts trouées présentant un recouvrement variable de 50 à 75% avec une disposition irrégulière des arbres ;
- Des forêts claires à recouvrement compris entre 25 et 50% avec des feuillages qui ne se touchent pas.

Certaines forêts peuvent présenter un sous-bois composé d'arbustes, d'herbes ou de champignons.

En fonction de l'espèce d'arbre dominante il est possible de distinguer des forêts sclérophylles (feuilles coriaces comme le chêne vert) ; les forêts aciculifoliées de résineux, c'est le cas des pinèdes et des cédraies.

5.3.2 Formations arbustives : exemple du matorral

Les formations arbustives peuvent être constituées d'arbustes, d'arbrisseaux ou de buissons. Le terme de matorral désigne une formation arbustive ligneuse dont la hauteur est comprise entre 0,60 et 7m. Selon la hauteur et la densité, il est possible de distinguer des matorrals élevés, moyens ou bas avec forte, moyenne ou faible densité.

5.3.3 Formations basses

Les formations basses sont, en général, des formations naturelles herbacées continues ou discontinues, temporaires. Ces formations englobent les pelouses, pelouses écorchées, ermes et steppes.

En nous appuyant sur les travaux des auteurs cités précédemment, les différentes formations végétales qui peuvent exister dans notre zone d'étude sont inventoriées et décrites dans la partie suivante.

6 Etude de la végétation de la zone d'étude

6.1 Echantillonnage et collecte des données

Les relevés de végétation ont été réalisés par échantillonnage stratifié au niveau de la forêt des Ouled Hannèche. Plusieurs critères principaux ont été pris en compte pour sélectionner les stations à échantillonner : l'altitude, l'exposition, la topographie et l'homogénéité physiologique du couvert végétal. Les relevés floristiques ont été effectués à différentes saisons pendant deux ans (2018 et 2019). La forêt a été prospectée le plus souvent au printemps, et au moins une fois durant les autres saisons. 95 relevés phytoécologiques, dont l'aire minimale varie de quelques dizaines à des centaines de mètres carrés, ont été réalisés et géolocalisés, chaque parcelle explorée est caractérisée par une liste floristique comprenant les espèces dans l'ordre d'importance de leur recouvrement et par l'espèce dominante. L'espèce dominante est l'espèce la plus abondante dans la parcelle. C'est elle qui contribue le plus à l'aspect de la parcelle de végétation en dominant les autres espèces par sa physiologie (Atbib, 1980)

Au total, dans cette étude, 111 relevés sont pris en compte (95 réalisés par nous-même et 16 réalisés par le BNEDER) (Figure 36). Les informations collectées sur la composition floristique de la zone d'étude, seront superposées aux cartes réalisées, afin d'obtenir l'information la plus complète possible.

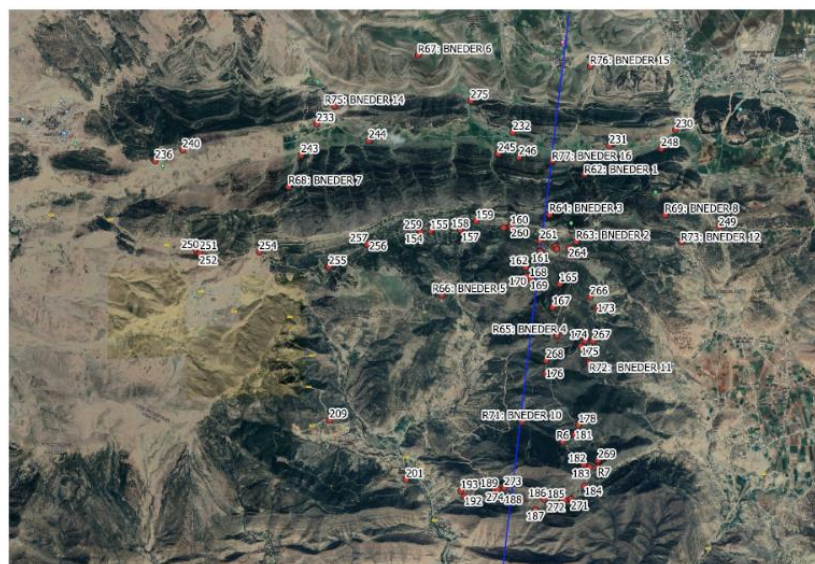


Fig. n°36 : Répartition des relevés de végétation réalisés à Ouled Hannèche.

Nos résultats se résument dans le tableau 11. Nous avons identifié 48 familles, 122 genres et 157 espèces dans la forêt des Ouled Hannèche. Cette liste ne contient pas toutes les espèces, elle nécessite d'être complétée par d'autres études.

Tableau 11: Liste des familles des plantes identifiées dans la zone d'étude

	Famille	Genre	Espèce		Famille	Genre	Espèce
01	ASTERACEAE	18	20	25	ACERACEAE	1	1
02	LEGUMINEUSES	9	13	26	PRIMULACEAE	1	1
03	POACEAE	13	13	27	DIPSACACEAE	1	1
04	APIACEAE	6	11	28	OROBANCHACEAE	1	1
05	ROSACEAE	6	9	29	MALVACEAE	1	1
06	LAMIACEAE	8	9	30	RESEDACEAE	1	1
07	RUBIACEAE	2	8	31	CONVOLVULACEAE	1	1
08	CISTACEAE	3	6	32	CRASSULACEAE	1	1
09	CRUCIFEREAE	4	6	33	GLOBULARIACEAE	1	1
10	OLEACEAE	4	4	34	TAMARICACEAE	1	1
11	CARYOPHYLLACEES	4	4	35	NITRARIACEAE (ZYGOPHYLLACEAE)	1	1
12	LILIACEAE	3	3	36	RUTACEAE	1	1
13	ANACARDIACEAE	1	3	37	APOCYNACEAE	1	1
14	RHAMNACEAE	2	3	38	VALERIANACEAE	1	1
15	GERANIACEAE	2	3	39	EQUISETACEAE	1	1
16	FAGACEAE	1	2	40	BORAGINACEAE	1	1
17	CUPRESSACEAE	1	2	41	CYPERACEAE	1	1
18	PINACEAE	2	2	42	RANUNCULACEAE	1	1
19	PLANTAGINACEAE	1	2	43	RUSCACEAE	1	1
20	SCROPHULARIACEAE	2	2	44	IRIDACEAE	1	1
21	CAPRIFOLIACEAE	1	2	45	ASPARAGACEAE	1	1
22	LINACEAE	1	2	46	PAPAVERACEAE	1	1
23	THYMELAEACEAE	2	2	47	JUNCACEAE	1	1
24	HYACINTACEAE	2	2	48	SALICACEAE	1	1
Somme						122	157

6.2 Les formations végétales à Ouled Hannèche

6.2.1 Les forêts

Toutes les forêts à Ouled Hannèche sont composées de Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) (Figure 37) ou de Pin d'Alep (*Pinus halepensis* M.). La Cédraie se développe sur les sols bruns forestiers, plus ou moins évolués. Ces forêts apparaissent respectivement à partir de 1600 m pour la cédraie de l'Atlas et 1000 m pour la pinède. Soulignons cependant que les forêts à *Cedrus atlantica* ne sont présentes qu'en exposition nord. Ces forêts peuvent être de type trouées ou claires.

6.2.2 Les matorrals

Les Matorrals représentent le type de formation le plus dominant dans le massif des Ouled Hannèche. Ils apparaissent avec des formes diversifiées. Par exemple, les formations à base de chêne vert (*Quercus rotundifolia*) n'existent à Ouled Hannèche que sous forme de matorral. Notons que le chêne vert occupe la majeure partie du nord du massif à partir de 1400

m d'altitude (Fig.n°38: a et b). La partie nord contient des matorrals denses à chêne vert pur ou mixtes. Dans ce cas, il est souvent associé à l'érable de Montpellier (*Acer monspessulanum* L.), au genévrier oxycèdre (*Juniperus oxycedrus* L.) ou sous forme de matorral arboré quand quelques arbres de Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*) ou de chêne vert (*Quercus rotundifolia*) sont présents.

Aux formations citées précédemment s'ajoutent, dans la partie sud du massif et à partir de 900 m d'altitude, des matorrals à *Pinus halepensis* Mill., à *Quercus rotundifolia*, mais aussi des matorrals denses, mixtes à base de pistachier de l'Atlas, d'érable de Montpellier et de chêne vert. Nous retrouvons également des matorrals moyens clairs à dominance de filaire (*Phillyrea angustifolia* L.), de pistachier (*Pistacia terebinthus* L.), de lentisque (*Pistacia lentiscus* L.), de genévrier de Phénicie (*Juniperus phoenicea* L.), de ciste blanc (*Cistus albidus*) notamment dans les parties incendiées, et enfin nous repérons des matorrals bas à base de romarin (*Rosmarinus tournefortii*) et de globulaire (*Globularia alypum* L.).



Fig. n° 37 : Cédraie à Ouled Hanèche (source : Nabil Toufik).

a. à droite les versants exposés nord de la partie nord du massif des Ouled Hannèche.



b.



Fig n° 38: a et b Matorrals de la partie nord du massif des Ouled Hannèche. Des matorrals à chêne vert pur ou mixte. Souvent le chêne vert est associé à l'érable de Montpellier (*Acer monspessulanum* L.), au genévrier oxycèdre (*Juniperus oxycedrus* L.)

Les formations se développant dans la partie sud du massif, en particulier celles en exposition sud (Figure 39), sont, généralement, moins denses et moins élevées que celles au nord. Elles reflètent bien les caractéristiques du sol qui est peu évolué ou dégradé dans la partie sud.



Fig.n°39 : **A :** Matorral clair à *Pistacia lentiscus*. et *Phillyrea angustifolia*., **B :** Matorral clair à *Quercus rotundifolia*, **C :** Matorral clair à *Juniperus phoenicea*., **D :** Matorral moyen à *Pinus halepensis* et matorral dense à *Quercus rotundifolia* en face.

6.2.3 Les formations basses

Nous trouvons également dans le massif des formations basses à base d'herbacées constituées majoritairement de pelouses et de steppes.

- Sur les sommets de certains djebels du massif, par exemple au niveau du djebel Echlendj, il existe des pelouses écorchées (Fig.n°:40). Ces dernières sont à dominance de chamaephytes herbacées et xérophytes épineux.



Fig. n°40 : Formation à base de xérophytes épineux en coussinet à Ouled Hannèche (djebel Echelendj).

- Le massif contient également des ermes qui sont des formations herbacées plus ou moins discontinues et à rythme saisonnier très marqué. Ces ermes sont à dominance de thérophytes et s'installent de façon temporaire dans les clairières des forêts et matorrals décrits précédemment dans le texte.
- Les steppes sont fréquentes sur le flanc sud à partir de 900 m d'altitude (Figure 41). Ce sont des formations herbacées très ouvertes, caractérisées par la dominance de xérophytes en touffes. Elles se développent, dans le massif étudié, sur les sols dégradés et rocailleux.



Fig. n°41 : Formation steppique à Ouled Hannèche.

- Nous repérons quelques fois, surtout sur le flanc nord, de vraies pelouses à partir de 1500 m d'altitude (Figure 42). Ce sont des formations naturelles herbacées à base d'hémicryptophytes et géophytes mésophiles et hygrophiles. Elles tapissent le sol durant toute l'année d'une façon continue.



Fig.n°42: Pelouses à Ouled Hannèche.

Enfin, dans l'ensemble du massif le recouvrement est beaucoup plus important sur les versants nord qui reçoivent plus de précipitations et qui se trouvent à l'abri de l'influence chaude et desséchante de l'air chaud venant du sud.

6.3 Profil de végétation

La série de formations végétales successives suivante est donnée par le transect nord (nord - est) – sud (sud – ouest) effectué sur le djebel Nechar, l'un des monts les plus élevés, et ses contreforts (figure.43). Le profil montre l'étagement du djebel et de ses contreforts, dont l'altitude diminue en s'éloignant des sommets.

Sur le versant nord entre 1500 et 1650 m d'altitude nous voyons un matorral dense constitué essentiellement de *Quercus rotundifolia* avec la présence de *Juniperus oxycedrus* L. et de *Calycotome spinosa* L.

A 1600 m d'altitude, au niveau d'un creux sur versant, nous trouvons un matorral élevé dense à *Quercus rotundifolia* et *Acer monspessulanum* avec comme sous-bois certains individus rares de *Crataegus oxyacantha* L. et de *Rosa canina*.

A plus de 1650 m d'altitude, nous entrons dans une Cédraie dense, dont la majorité des arbres ont une silhouette pyramidale, et des rejets bien développés de *Quercus rotundifolia* y sont répandus. Cette forêt de *Cedrus atlantica* Manetti se développe sur un sol brun forestier, avec comme sous-bois du *Juniperus oxycedrus* L.

À plus de 1750m d'altitude, nous passons à une forêt claire de *Cedrus atlantica* Manetti, dont les individus sont vieux et à aspect tabulaire. A cette altitude le sol est caillouteux et nous observons de gros blocs de calcaire.

À 1800 m d'altitude, quand nous passons au versant sud, il n'existe plus que des formations à xérophytes épineux en coussinet. Comme il n'y a pas de sol, la roche mère affleure et le sommet du djebel Nechar est complètement dépourvu de végétation arborescente.

De 1750 à 1600 m d'altitude se développe un matorral clair à base de *Quercus rotundifolia* avec quelques pousses de *Juniperus oxycedrus* L., et un sous-bois en *Calycotome spinosa* L.

Après avoir traversé le vallon, nous nous retrouvons à nouveau sur un versant à exposition nord mais dans des conditions écologiques différentes (concavité). Nous trouvons entre 1600 à 1700 m d'altitude, une formation arbustive dense, composée de *Quercus rotundifolia* et *Acer monspessulanum*, *Juniperus oxycedrus* L.

De 1650 à 1500 m d'altitude, et sur le versant sud à nouveau, il se développe un matorral dense à *Pistacia atlantica*, *Quercus rotundifolia* et *Acer monspessulanum*.

À 1400 m d'altitude nous voyons une formation steppique, claire à base de *Stipa tenacissima* et d'*Ampelodesma mauritanica*, avec la présence de *Calycotome spinosa* L., *Juniperus phoenicea* et de *Cistus albidus*. Cette formation se développe sur un sol caillouteux et peu évolué.

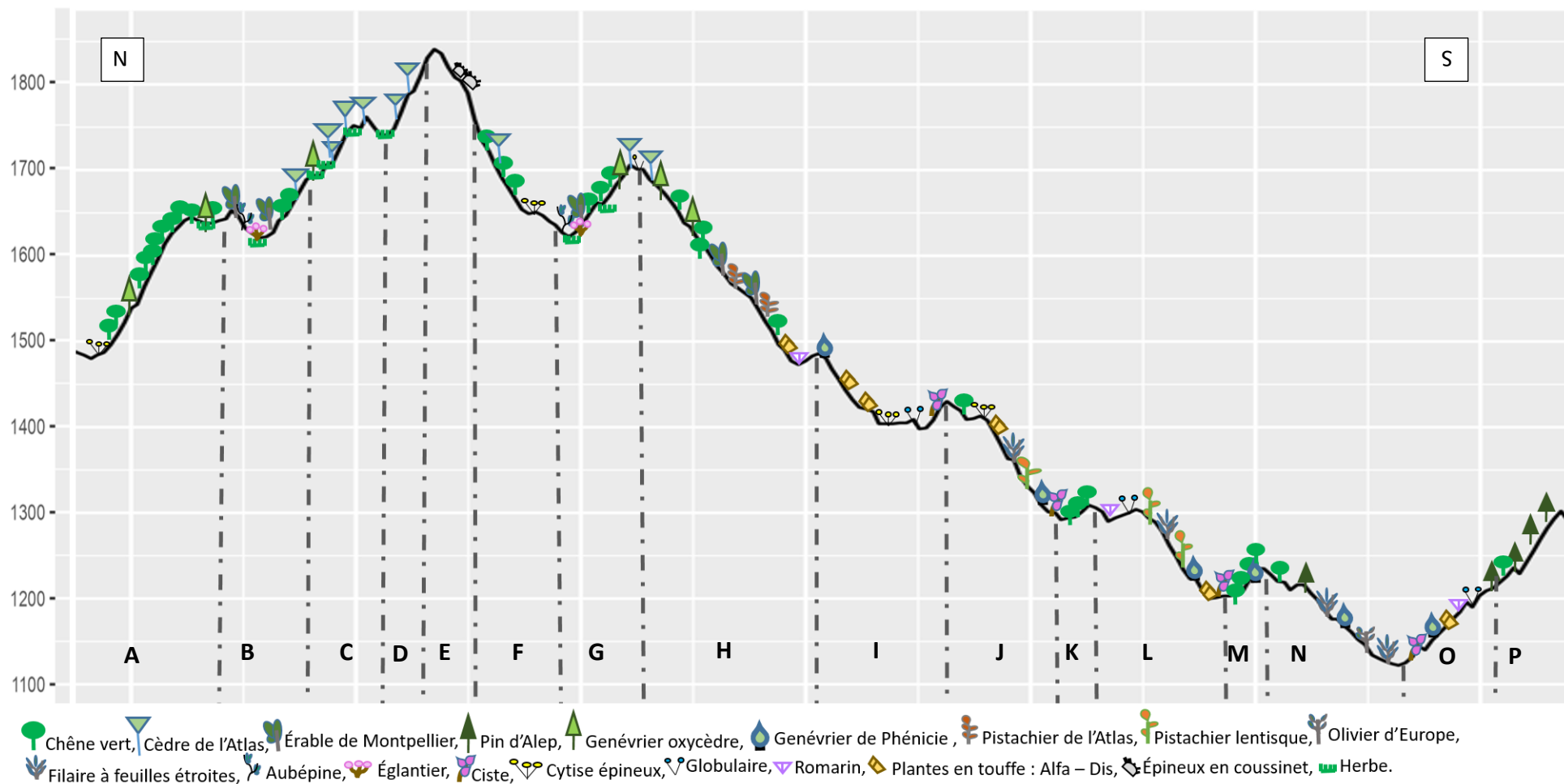
De 1300 à 1400 m d'altitude, nous observons un matorral clair à *Pistacia lentiscus* et *Phillyrea angustifolia*, parsemé de *Cistus albidus*, de *Juniperus phoenicea* et de *Quercus rotundifolia*.

Plus bas, entre 1200 à 1300 m d'altitude, nous apercevons un matorral clair à *Pistacia lentiscus* avec la présence de rares individus de *Phillyrea angustifolia*, *Juniperus phoenicea* et de plantes en touffe (*Ampelodesma mauritanica*).

En bas du versant sud, entre 1100 et 1200 m d'altitude, il existe un matorral moyen clair à base de *Phillyrea angustifolia*, avec la présence d'*Olea europea* L. et de *Pinus halepensis* L.

Sur le versant opposé, au même niveau d'altitude (1100 à 1200 m d'altitude), pousse un matorral bas troué, à dominance de *Globularia alypum* L. et *Rosmarinus tournefortii* avec la présence de *Juniperus phoenicea*, *Cistus albidus* et *Ampelodesma mauritanica*.

De 1200 à 1300 m d'altitude nous observons une pinède pure, jeune et moyennement dense avec quelques rares rejets de *Quercus rotundifolia* et comme sous-bois quelques touffes d'*Ampelodesma mauritanica*, de *Juniperus phoenicea* L. et enfin de *Rosmarinus officinalis* L. et de *Globularia alypum* L.



A: Matorral dense à Chêne vert, **B:** Matorral dense à Chêne vert et Erable de Montpellier, **C:** Forêt dense de Cèdre de l'Atlas, **D:** Forêt claire de Cèdre de l'Atlas, **E:** Formation à xérophytes épineux en coussinet, **F:** Matorral clair à Chêne vert, **G:** Matorral dense mixte, **H:** Matorral dense à Pistachier de l'Atlas, Erable de Montpellier et Chêne vert, **I:** Formation steppique, **J:** Matorral clair à Lentisque et Filaire, **K:** Matorral dense à Chêne vert, **L:** Matorral clair à Lentisque, **M:** Matorral dense à Chêne vert, **N:** Matorral clair à Filaire et Olivier sauvage, **O:** Matorral bas, troué, **Q:** Forêt dense de Pin d'Alep.

Fig. n°43 : Profil de végétation effectué au djebel Nechar dans la forêt des Ouled Hannèche.

7 Confrontation des relevés de végétation à la classification bioclimatique

La confrontation des relevés de végétation aux données issues de la classification de Rivas-Martinez pour la période actuelle, a permis d'établir une liste d'espèces correspondant à chaque classe d'iso-ombro-thermo-horizons.

Smesmeposecs (Supraméditerranéen supérieur- méditerranéen pluviaisonnier océanique- sec supérieur)		
<i>Acer monspessulanum L.</i>	<i>Equisetum maximum</i>	<i>Micropus bombycinus</i>
<i>Aegilops sp.</i>	<i>Eryngium tricuspdatum</i>	<i>Paronychia argentae</i>
<i>Alyssum montanum</i>	<i>Filago pyramidata</i>	<i>Pistacia terebinthus</i>
<i>Bombycilaena erecta</i>	<i>Genista tricuspdata</i>	<i>Plantago albicans</i>
<i>Bromus rubens L.</i>	<i>Geranium malvaeflorum</i>	<i>Quercus rotundifolia</i>
<i>Bunium alpinum</i>	<i>Helianthemum cinereum</i>	<i>Rosa canina</i>
<i>Bupleurum spinosum Gouan</i>	<i>Helichrysum stoechas</i>	<i>Santolina rosmarinifolia L.</i>
<i>Calamintha clinopodium</i>	<i>Hordeum murinum</i>	<i>Saponaria sicula</i>
<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Jasminum fruticans</i>	<i>Senecio perralderianus</i>
<i>Carthamus sp</i>	<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Silybum</i>
<i>Cedrus atlantica</i>	<i>Lamium flexuosum</i>	<i>Teucrium polium</i>
<i>Centranthus ruber</i>	<i>Linum stricum</i>	<i>Thapsia garganica</i>
<i>Convolvulus cantabrica L.</i>	<i>Lomelosia stellata</i>	<i>Verbascum thapsus</i>
<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Lonicera impelaxa</i>	<i>Vicia ochrolenca ssp atlantica</i>
<i>Cynoglossum cheirifolium</i>	<i>Matricaria</i>	
<i>Cynosurus elegans</i>	<i>Melica ciliata L</i>	

Smeimeposecs (Supraméditerranéen inférieur- méditerranéen pluviaisonnier océanique- sec supérieur)		
<i>Acer monspessulanum L.</i>	<i>Dactylis glomerata</i>	<i>Lomelosia stellata</i>
<i>Aegilops geniculata</i>	<i>Daphne gnidium</i>	<i>Lonicera etrusca</i>
<i>Alium paniculatum</i>	<i>Echinops spinosus</i>	<i>Lonicera impelaxa</i>
<i>Alyssum alpestre</i>	<i>Eryngium tricuspdatum</i>	<i>Lysimachia arvensis subsp.</i>
<i>Alyssum montanum</i>	<i>Eryngium triquetrum</i>	<i>Malus silvestris</i>
<i>Ampelodesma mauritanicum</i>	<i>Filago pyramidata</i>	<i>Malva olbia</i>

<i>Artemisia herba-alba</i>	<i>Galium ellipticum</i> = <i>Galium scabrum</i> L.	<i>Orobanche minor</i>
<i>Asparagus acutifolius</i>	<i>Galium mollugo</i> ssp <i>corrudaefolium</i>	<i>Pallenis spinosa</i> (L.)
<i>Astragalus</i> sp.	<i>Galium odoratum</i>	<i>Pistacia atlantica</i>
<i>Bellis annua</i>	<i>Galium</i> sp.	<i>Plantago albicans</i>
<i>Bunium alpinum</i>	<i>Genista microcephala</i>	<i>Quercus rotundifolia</i>
<i>Bunium atlanticum</i>	<i>Genista tricuspidata</i>	<i>Rhamnus alaternus</i> L.
<i>Bupleurum atlanticum</i>	<i>Geranium malvaeflorum</i>	<i>Rhamnus lycioides</i> L.
<i>Bupleurum fruticosum</i>	<i>Helianthemum apenninum</i>	<i>Rosa canina</i>
<i>Calicotome spinosa</i>	<i>Helichrysum stoechas</i>	<i>Santolina rosmarinifolia</i> L.
<i>Carthamus caeruleus</i> L.	<i>Hertia cheirifolia</i>	<i>Sedum sediforme</i>
<i>Carthamus pinnatus</i> Desf.	<i>Hordeum murinum</i>	<i>Senecio perralderianus</i>
<i>Cedrus atlantica</i>	<i>Jasminum fruticans</i>	<i>Silene gallica</i> L.
<i>Centaurea pullata</i> L.	<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Stipa tenacissima</i>
<i>Centranthus ruber</i>	<i>Juniperus phoenicea</i>	<i>Teucrium polium</i>
<i>Cistus albidus</i>	<i>Lamarckia aurea</i> (L.)	<i>Thapsia garganica</i>
<i>Cistus salvifolius</i>	<i>Lamium flexuosum</i>	<i>Trifolium stellatum</i> L.
<i>Clamintha clinopodium</i>	<i>Linum stricum</i>	<i>Verbascum thapsus</i>
<i>Convolvulus cantabrica</i> L.	<i>Linum trigynum</i> L.	<i>Vicia ochroleuca</i> ssp <i>atlantica</i>
<i>Crataegus azarolus</i>		
<i>Crataegus oxycantha</i>		

Smeimeposeci (Supraméditerranéen inférieur- méditerranéen pluvisaisonnier océanique-sec inférieur)		
<i>Acer monspessulanum</i> L.	<i>Crataegus oxycantha</i>	<i>Nerium oleander</i>
<i>Ampelodesma mauritanicum</i>	<i>Cynosurus elegans</i>	<i>Olea europea</i> var <i>oleaster</i>
<i>Artemisia herba alba</i>	<i>Daphne gnidium</i>	<i>Phillyrea angustifolia</i>
<i>Asparagus acutifolius</i>	<i>Echinaria capitata</i>	<i>Pinus halepensis</i>
<i>Asperula cynanchica</i>	<i>Ferula communis</i>	<i>Pistacia atlantica</i>
<i>Asperula laevigata</i>	<i>Fumana thymifolia</i>	<i>Pistacia lentiscus</i>
<i>Astragalus</i> sp.	<i>Galium ellipticum</i> = <i>Galium scabrum</i> L.	<i>Pistacia terebinthus</i>
<i>Bellis annua</i>	<i>Genista microcephala</i>	<i>Poterium</i> = <i>sanguisorba minor</i>
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	<i>Genista tricuspidata</i>	<i>Quercus rotundifolia</i>
<i>Bupleurum fruticosum</i>	<i>Geranium robertianum</i>	<i>Quercus canariensis</i>

<i>Calamintha clinopodium</i>	<i>Globularia alypum</i>	<i>Retama sphaerocarpa</i> (L.)
<i>Calycotome spinosa</i>	<i>Helichrysum stoechas</i>	<i>Rhamnus lycioides</i> L
<i>Carex halleriana</i>	<i>Jasminum fruticans</i>	<i>Rosa canina</i>
<i>Centranthus ruber</i>	<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>
<i>Chrysanthemum fontanesii</i> = <i>Plagius maghrebicus</i>	<i>Juniperus phoenicea</i>	<i>Rosmarinus tournefortii</i>
<i>Cistus albidus</i>	<i>Lomelosia stellata</i>	<i>Santolina rosmarinifolia</i> L.
<i>Cistus salvifolius</i>	<i>Lonicera etrusca</i>	<i>Stipa tenacissima</i>
<i>Crataegus monogyna</i>	<i>Lonicera implexa</i>	<i>Thapsia garganica</i>
	<i>Muricaria prostrata</i>	<i>Thymelaea virgata</i>
		<i>Thymus algeriensis</i>

Smeimexosars (Supraméditerranéen inférieur- méditerranéen xérique océanique- semi-aride supérieur)		
<i>Ampelodesmos mauritanicus</i>	<i>Jasminum fruticans</i>	<i>Pistacia lentiscus</i>
<i>Asparagus acutifolius</i>	<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Quercus rotundifolia</i>
<i>Calamintha clinopodium</i>	<i>Juniperus phoenicea</i>	<i>Rosmarinus tournefortii</i>
<i>Cistus salvifolius</i>	<i>Lonicera etrusca</i>	<i>Stipa tenacissima</i>
<i>Globularia alypum</i>	<i>Pistacia atlantica</i>	

Mmesmexosars (Mésoméditerranéen supérieur- méditerranéen xérique océanique- semi-aride supérieur)		
<i>Ampelodesmos mauritanicus</i>	<i>Juniperus oxycedrus</i>	<i>Pistacia atlantica</i>
<i>Artemisia herba alba</i>	<i>Juniperus phoenicea</i>	<i>Pistacia lentiscus</i> L.
<i>Asparagus acutifolius</i>	<i>Lonicera implexa</i>	<i>Quercus rotundifolia</i>
<i>Centranthus ruber</i>	<i>Muricaria prostrata</i>	<i>Rosmarinus officinalis</i>
<i>Cistus albidus</i>	<i>Olea europaea</i> L.	<i>Rosmarinus tournefortii</i>
<i>Globularia alypum</i> L.	<i>Phillyrea angustifolia</i>	<i>Stipa tenacissima</i>

Mmesmexosari (Mésoméditerranéen supérieur- méditerranéen xérique océanique- semi-aride inférieur)		
<i>Asparagus acutifolius</i>	<i>Nerium oleander</i>	<i>Quercus rotundifolia</i>
<i>Cistus albidus</i>	<i>Pinus halepensis</i>	<i>Retama sphaerocarpa</i> (L.)
<i>Juniperus phoenicea</i>	<i>Pistacia lentiscus</i> L.	

8. Evaluation qualitative des SE potentiels en s'inspirant de la matrice de Burkhard : évaluation indirecte

L'évaluation des SE est un exercice difficile. Actuellement, il existe différentes approches d'évaluation des SE. Nous adoptons une approche qualitative, inspirée de la matrice de Burkhard *et al.* (2009), pour évaluer les SE potentiels de la zone étudiée.

8.1 Détermination des SE

Nous avons sélectionné huit services écosystémiques à évaluer appartenant à trois grandes classes parmi les quatre proposées dans le cadre du MEA (2005). Il s'agit des classes de services de support, d'approvisionnement et de régulation. La liste des 08 services écosystémiques et la source de leur évaluation, sont présentées dans le tableau 12. Ces services ont été largement étudiés dans la littérature (Chan *et al.*, 2006; Egoh *et al.*, 2009; Burkhard *et al.*, 2012). Les services culturels étant très difficiles à appréhender et à évaluer (MEA, 2005), ils n'ont pas été évoqués ici, en raison du manque de données. C'est pour ces raisons que nous les avons abordés selon une autre approche, qui est celle des enquêtes, dans un autre chapitre (chapitre 8).

Table 12 : Types des SE sélectionnés à évaluer

Classe de SE	SE à évaluer	Sources
Support	Biodiversité	Liste IUCN, Journal Officiel (JORA, 2012), Flore d'Algérie, Relevés phytoécologiques, traits fonctionnels, physiologie
	Enrichissement du sol en Azote	
Approvisionnement	Aliments	Flore d'Algérie, Relevés phytoécologiques, physiologie, traits fonctionnels
	Plantes médicinales	
	Charbon de bois	
Régulation	Erosion	Flore d'Algérie, Relevés phytoécologiques, traits fonctionnels
	Régulation du climat local	
	Plantes mellifères	

8.2 Détermination des unités de fourniture de SE

L'évaluation des services écosystémiques est ici directement fondée sur les 12 types de formations végétales que nous avons identifiées sur le terrain, comme unités de fourniture de services à l'échelle locale. Il s'agit de : forêt de Cèdre (forest of *Cedrus atlantica* Manetti), forêt de Pin d'Alep (forest of *Pinus halepensis* L.), pelouses (grasslands), formations steppiques (steppe formations), matorral de lentisque (matorral of *Pistacia lentiscus* L.), matorral de filaire (matorral of *Phillyrea angustifolia*), matorral de ciste (matorral of *Cistus albidus*), matorral de chêne vert (matorral of *Quercus rotundifolia*), matorral de genévrier de Phénicie (matorral of *Juniperus phoenicea*), matorral de romarins et de globulaire (matorral of *Rosmarinus officinalis* & *Globularia alypum*), matorral de chêne vert et d'érable de montpellier (matorral of *Quercus rotundifolia* & *Acer monspessulanum*), matorral de cytise épineux (matorral of *Calycotome spinosa*).

8.3 Attribution des valeurs : inspiré de la matrice de Burkhard

En s'inspirant de la matrice de Burkhard *et al.* (2009), nous avons réalisé une estimation hypothétique et indirecte des SE de chaque formation végétale. Il s'agit d'une évaluation basée sur des scores, qui sont établis sur la base de connaissances scientifiques accumulées pour chaque SE, sur notre travail de terrain, nos entretiens avec les forestiers de la région et sur la littérature. Chaque formation végétale se voit ainsi attribuer un nombre de points (Annexe) selon une échelle composée de : 0 = aucune capacité pertinente, 1 = faible capacité pertinente, 2 = capacité pertinente moyenne, 3 = capacité pertinente élevée. Cette méthode a été largement employée, car elle est facile à utiliser (Baral *et al.*, 2013 ; Sohel *et al.*, 2015 ; Burkhard *et al.*, 2014). Cependant elle présente des limites. C'est pourquoi, nous considérons ici que l'approche par formations végétales est utilisée comme un point de départ à l'évaluation de la capacité d'offre des SE, qui peut être complétée par la suite en intégrant des informations supplémentaires. Le résultat de cette approche est présenté sous forme de graphe (Figure 44).

8.4 Résultats et discussion

Toutes les formations végétales procurent au moins une classe de SE. Les SE potentiels de la zone étudiée varient en fonction de la densité, de la composition floristique du couvert végétal et de sa richesse spécifique. Pour la gamme de SE que nous avons choisie d'évaluer, nous trouvons des scores élevés pour la cédraie et pour les matorrals denses à chêne vert, ceux à chêne vert et érable et ceux à pistachier lentisque. Les pelouses, qui sont rares, ont également un score parmi les plus élevés. Tandis que les formations claires affichent des scores faibles et très faibles. Le SE qui a obtenu le score le plus élevé est celui de la régulation de l'érosion, ce

qui est en adéquation avec le classement actuel de la forêt des Ouled Hannèche par les services des forêts (elle a un statut de forêt de protection du bassin versant du Ksob contre l'érosion). Arrivent après, avec des scores assez élevés, les SE de biodiversité, de régulation du climat local, de pollinisation et de plantes médicinales. Les résultats montrent également que le service potentiel d'approvisionnement en bois de charbon est moyen, alors que ceux d'approvisionnement alimentaire et d'enrichissement de sol en azote sont faibles. Ceci est en adéquation avec les substrats, peu évolués, caractérisant cette zone (BNEDER,2010 ; Carte des sols).

Les formations mixtes (richesse spécifique élevée) sont beaucoup plus riches en SE potentiels, i.e elles procurent plusieurs classes de SE en offrant ainsi un bouquet diversifié de SE.

Plus nous avons d'informations (sur la composition floristique, sur le substrat, la géomorphologie, le climat, les traits fonctionnels, le comportement des espèces, leurs plasticités, etc.), plus la classification et l'évaluation des SE seront précises. D'où l'importance de créer des bases de données. Ces dernières représentent une étape essentielle pour l'évaluation des SE.

En conclusion, la méthode que nous avons adoptée, nous a permis d'effectuer une évaluation des SE à l'échelle du paysage. Nos résultats représentent une base utile pour l'aménagement du territoire et la conservation de la biodiversité, car ils indiquent, pour chaque formation végétale, les SE potentiels qui lui correspondent.

Le fait que la forêt des Ouled Hannèche se trouve dans une zone de transition climatique, la rend vulnérable au changement climatique et par conséquent certains SE liés à des espèces menacées risqueraient de disparaître également. Cette évaluation présente une base nécessitant d'être approfondie et complétée par d'autres travaux.

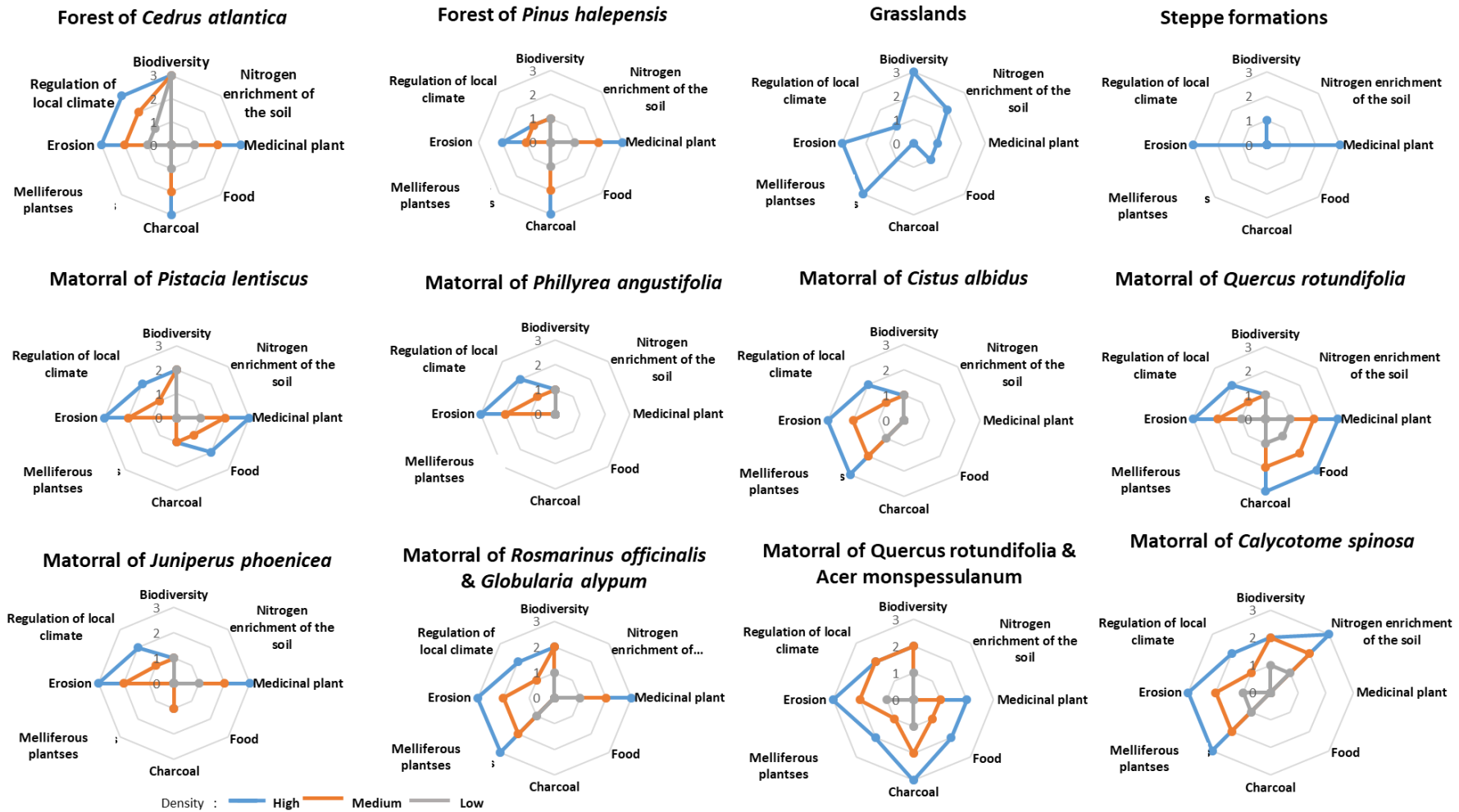


Fig.n°44: Capacité d'offre en SE pour chaque formation végétale à Ouled Hannèche.

Chapitre 6 : La télédétection et la phytoécologie pour évaluer la capacité d'offre en SE de la forêt des Ouled Hannèche

Ce chapitre a été publié en partie sous forme d'article scientifique dans la revue *Forests* (Louail *et al.*, 2022)

Introduction

Les forêts du globe sont la source d'une large gamme de services écosystémiques de toutes sortes. Cependant, la qualité et la quantité des services rendus dépendent du type de forêt étudié selon son contexte phytogéographique. Notre objectif est de transposer le concept de SE, en particulier l'évaluation des SE forestiers en Algérie où les forêts sont rares, leur superficie globale ne représentant que près de 2% de l'ensemble du territoire national (Tatar,2012). Dans ce pays, le concept des SE reste peu étudié et l'accès aux données nécessaires à l'évaluation reste difficile. Notre travail présente une démarche introductive, permettant de mettre en place des jalons méthodologiques et scientifiques s'appuyant sur des relevés phyto-écologiques, sur la classification paysagère réalisée à l'aide de l'extension r.géomorphon et sur d'autres indicateurs issus de la télédétection (carte de l'occupation du sol et calcul du NDVI, ...), afin de pouvoir évaluer la capacité de la forêt des Ouled Hannèche à procurer des SE. Seuls 68 (59 réalisés par nous même et 9 réalisés par le BNEDER) des 111 relevés de végétation ont été pris en compte dans ce chapitre. En définitive, nos résultats servent comme base utile à l'aménagement du territoire et à la conservation de la biodiversité.

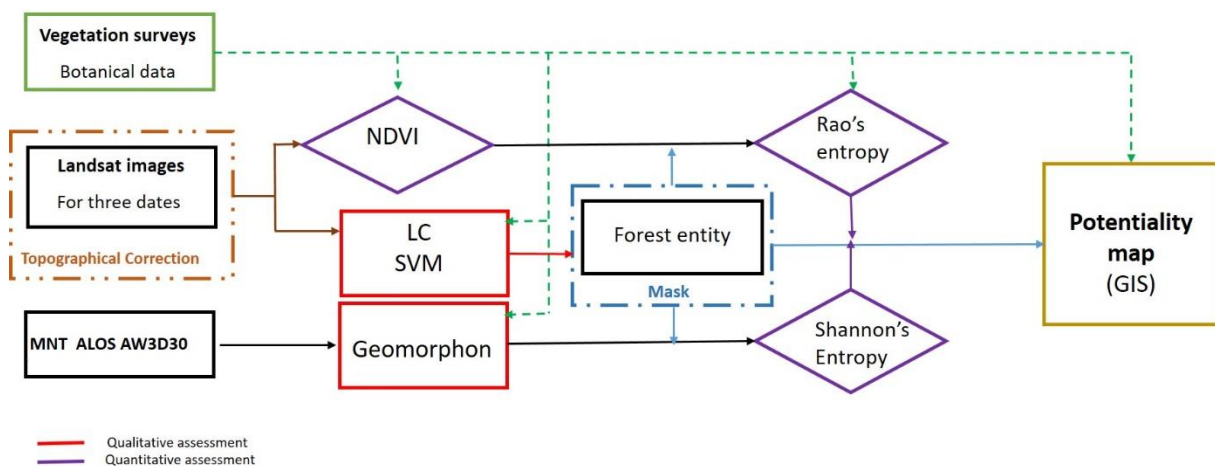


Fig. n°45 : Résumé graphique de la méthode d'évaluation des SE potentiels adoptée dans ce chapitre.

1. Classification supervisée SVM

Les principaux types d'occupation du sol (LC) présents sur le territoire d'étude ont été obtenus par une classification supervisée employant l'algorithme des séparateurs à vaste marge (Support Vector Machine – SVM) utilisant un noyau gaussien (Mountrakis *et al.*, 2011) sur les bandes spectrales d'images LANDSAT 8 du 17/02/2017, 08/05/2017 et 25/06/2017, calibrées en réflectance de surface normalisées des effets de la topographie. La classification a été appliquée pour chaque date en tenant compte d'une typologie d'occupation du sol considérant la nature physique du matériau recouvrant le sol. Cette typologie réunit un ensemble de 7 classes : GV qui correspond à la végétation « verte » active photosynthétiquement, NPV qui est ici assimilée à la végétation sénescente ou non active photosynthétiquement, SOIL pour le sol nu, SNOW pour la couverture neigeuse, ROCK pour la roche affleurante, URBAN pour les surfaces bâties et NA pour les artéfacts non classés. Les classifications réalisées pour chaque période sont ensuite associées pour aboutir à la classification finale renseignant sur les successions d'état physique dans lequel se trouve la couverture du sol à différents moments de l'année. Nous considérons que ce type de classification présente un intérêt pour la cartographie des SE car elle apporte une information qualitative à base bio-géophysique sur la couverture du sol, ce qu'une classification LC définit selon une nomenclature plus traditionnelle n'indique pas directement.

La carte de l'occupation du sol représente une référence appropriée à l'évaluation des SE. Chaque classe est considérée comme étant une unité de fourniture de SE (Burkhard *et al.*, 2009). La carte de l'occupation du sol des montagnes des Ouled Hannèche est présentée dans la Figure 46.

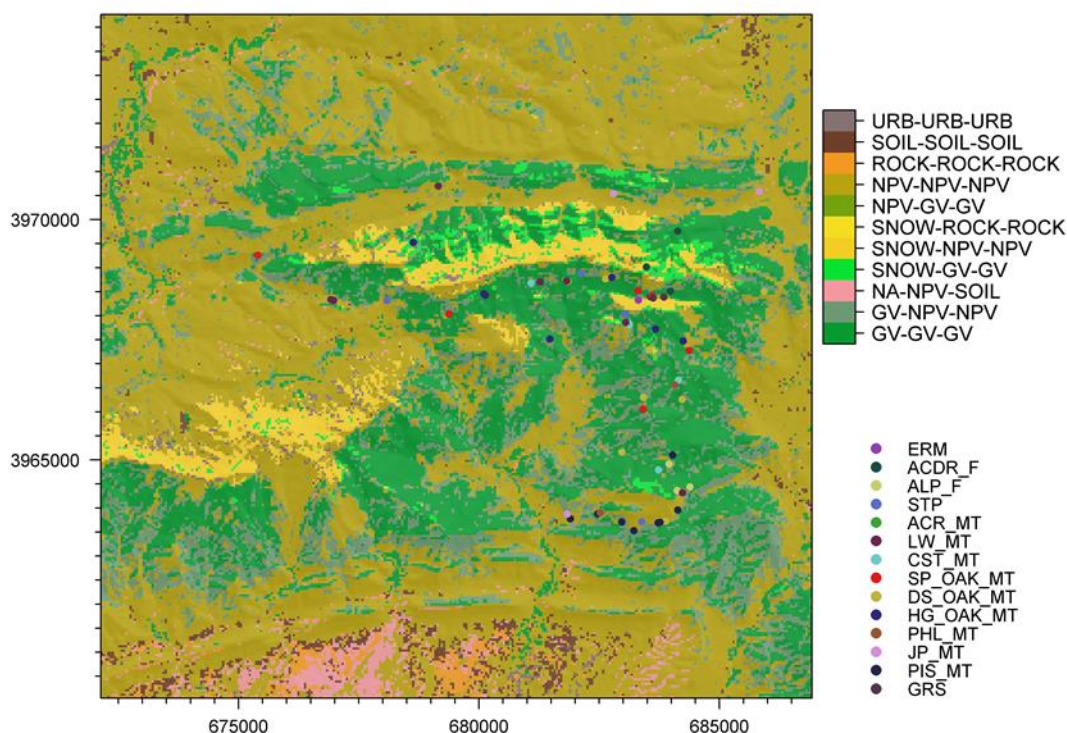


Fig. n°46 : Carte de l'occupation des sols des montagnes des Ouled Hannèche (issue de la carte d'occupation du sol réalisée, par MESSNER F., pour le projet ANR COMICC).

ERM (Erme), **ACDR_F** (Forêt de *Cedrus atlantica* Manetti.), **ALP_F** (Forêt de *Pinus halepensis*), **STP** (Formation steppique), **ACR_MT** (Matorral d'*Acer monspessulanum* L.), **LW_MT** (Matorral bas), **CST_MT** (Matorral de *Cistus albidus*), **SP_OAK_MT** (Matorral clair de *Quercus rotundifolia*), **DS_OAK_MT** (Matorral dense de *Quercus rotundifolia*), **HG_OAK_MT** (Matorral élevé de *Quercus rotundifolia*), **PHL_MT** (Matorral de *Phillyrea angustifolia*), **JP_MT** (Matorral de *Juniperus phoenicea*), **PIS_MT** (Matorral de *Pistacia lentiscus*), **GRS** (Pelouse).

Les formations ligneuses denses, comme les forêts et les matorrals denses ou élevés, sont représentées par les combinaisons contenant la classe GV au moins pour les dates de mai et juin. La combinaison GV-NPV-NPV représente préférentiellement les formations claires composées de végétation asséchée à base de graminées ou des matorrals clairsemés à faible densité de feuillage. Les combinaisons renseignant sur la présence de neige (SNOW-ROCK-ROCK, SNOW-NPV-NPV et SNOW-GV-GV) montrent des lieux favorables à l'infiltration de l'eau susceptibles de recharger la nappe souterraine. Dans ce cas particulier, cette caractéristique propre à la classe neige est révélatrice d'une capacité à fournir une SE de régulation du cycle de l'eau. De manière générale, les caractéristiques de chaque classe permettent d'extrapoler les SE en lien avec la nature physique de chaque combinaison.

2. Géomorphon : Une approche de reconnaissance de formes pour la classification et la cartographie des formes de terrain

Jasiewicz & Stepinski (2013) ont développé une méthode de classification, de cartographie et d'analyse des éléments de relief à partir d'un MNT. Elle apporte une contribution importante à la connaissance du milieu physique et permet d'avoir une vue d'ensemble sur la structure du paysage à différentes échelles. Cette méthode est basée sur le principe de la reconnaissance de formes (*Pattern recognition*). Elle s'appuie, en premier lieu, sur une analyse de texture de l'altitude du MNT selon le concept du motif ternaire local (*local ternary pattern*) appliqué aux 8 pixels voisins d'une cellule centrale. L'innovation principale introduite par geomorphon réside dans le fait qu'au lieu d'utiliser une fenêtre de taille fixe restreinte aux voisins immédiats, celle-ci utilise les voisins de visibilité. Ceux-ci sont déterminés, selon une distance de recherche (L) (*lookup distance*), à partir du principe de la ligne de visée le long des huit directions principales, afin de mieux s'ajuster à la topographie locale (Jasiewicz & Stepinski, 2013).

La ligne de visée permet d'estimer l'angle d'élévation, défini comme étant l'angle entre le plan horizontal et une ligne reliant le pixel central à l'altitude d'un point situé dans une direction de visée et limité par la distance de recherche. Pour chaque direction un ensemble d'angles d'élévation est calculé. Ces angles d'élévation servent ensuite pour estimer l'angle zénithal et l'angle au nadir (Figure 47).

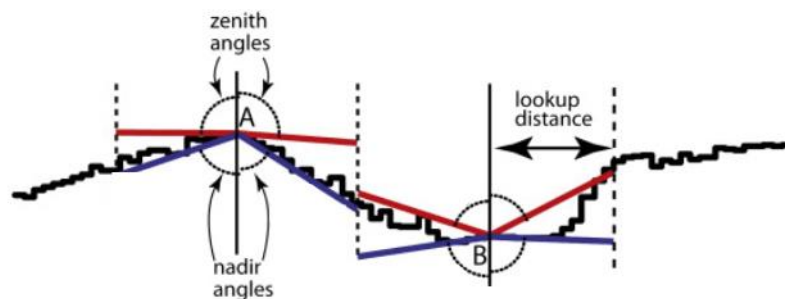


Fig. n°47 : Angles du zénith et angles du nadir au sein de rayons de recherche (Jasiewicz & Stepinski, 2013)

L'angle au zénith ($D\phi L$) est défini comme étant la différence entre la verticale et l'angle maximum d'élévation dans l'une des 8 directions. L'angle au nadir ($D\psi L$) est défini comme étant la différence entre la verticale et l'angle minimum d'élévation dans une direction de voisinage. Dans une direction de visée et selon une distance de recherche, la valeur de la différence entre chaque paire d'angle au zénith et au nadir par rapport à un seuil de planéité (t),

défini un élément ($D\Delta L$) du motif ternaire local. Il renseigne sur le sens de variation du relief local dans une certaine distance d'analyse et peut se résumer de la manière suivante :

$$D\Delta L = \begin{cases} 1 & \text{si } D\psi L - D\phi L > t \text{ versant surélevé vis à vis du pixel central} \\ 0 & \text{si } |D\psi L - D\phi L| < t \text{ relief plan vis à vis du pixel central} \\ -1 & \text{si } D\psi L - D\phi L < -t \text{ versant abaissé vis à vis du pixel central} \end{cases}$$

Chaque cellule du MNT est comparée aux 8 valeurs des voisins visibles les plus lointains. Les altitudes équivalentes à la valeur de la cellule centrale sont représentées par un point vert, celles plus basses en bleu et celles plus hautes en rouge (Figure 48) (GRASS Development Team, 2017).

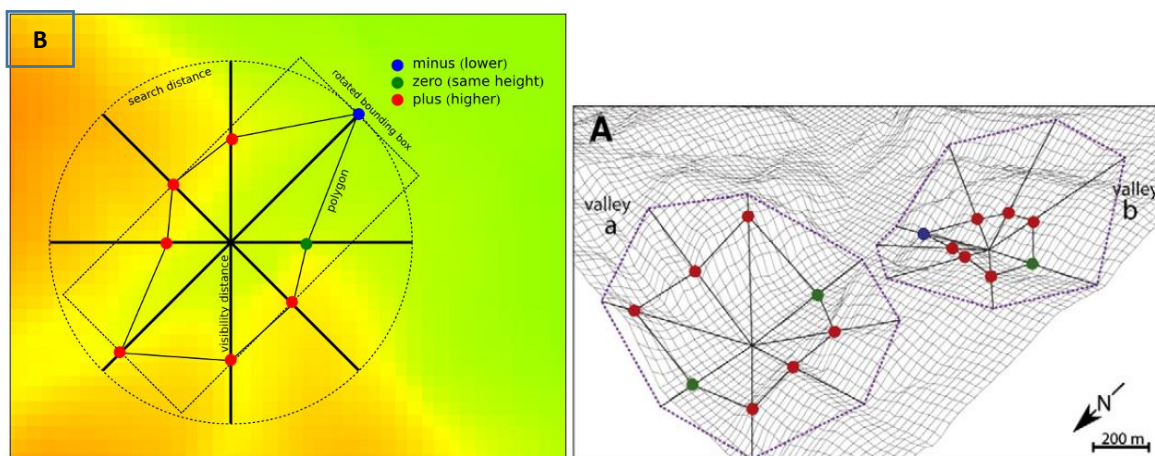


Fig. n°48: (A) Illustration de l'adaptation à l'échelle des géomorphons (Jasiewicz & Stepinski, 2013). (B) Localisation des points visibles les plus lointains sur les 8 axes autour de la cellule centrale d'après le manuel de GRASS GIS (GRASS Development Team, 2017)

Le calcul de chaque élément dans les huit directions de visée, aboutit au motif ternaire local dénommé geomorphon représentatif d'une morphologie de relief. Par exemple, si la cellule centrale a une altitude plus basse que toutes les cellules environnantes, elle sera classée comme une dépression. Dans un but de simplification, Jasiewicz & Stepinski (2013), ont résumé les 10 geomorphons les plus communs d'un paysage à la surface de la Terre (figure 49).

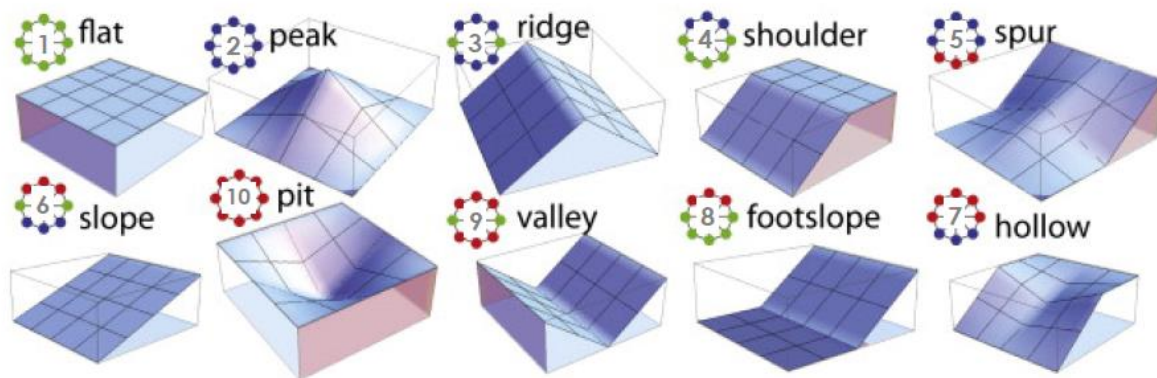


Fig.n° 49: geomorphons les plus communs: Plan (1), sommet (2), crête (3), haut de versant (4), éperon (5), pente (6), dépression (10), vallée (9), bas de versant (8), creux sur versant (7) (Jasiewicz & Stepinski, 2013)

La classification géomorphons a été effectuée sur le MNT ALOS AW3D30 (Tadono *et al.*, 2016) à 30m de résolution spatiale depuis le logiciel QGIS grâce à l’extension GRASS « r.geomorphons ». La distance de recherche (L) a été fixée à 48m et le seuil de planéité à 1°.

Le résultat issu de la méthode Géomorphon (Figure 50), présenté par la carte de l’aspect géomorphologique du massif des Ouled Hannèche, donne une vue d’ensemble et nous a permis de dresser une lecture de l’aspect paysager de la zone d’étude. Ce résultat nous a été également utile pour renseigner les tableaux de nos relevés phytoécologiques, en apportant l’information géomorphologique correspondante à chaque point prélevé.

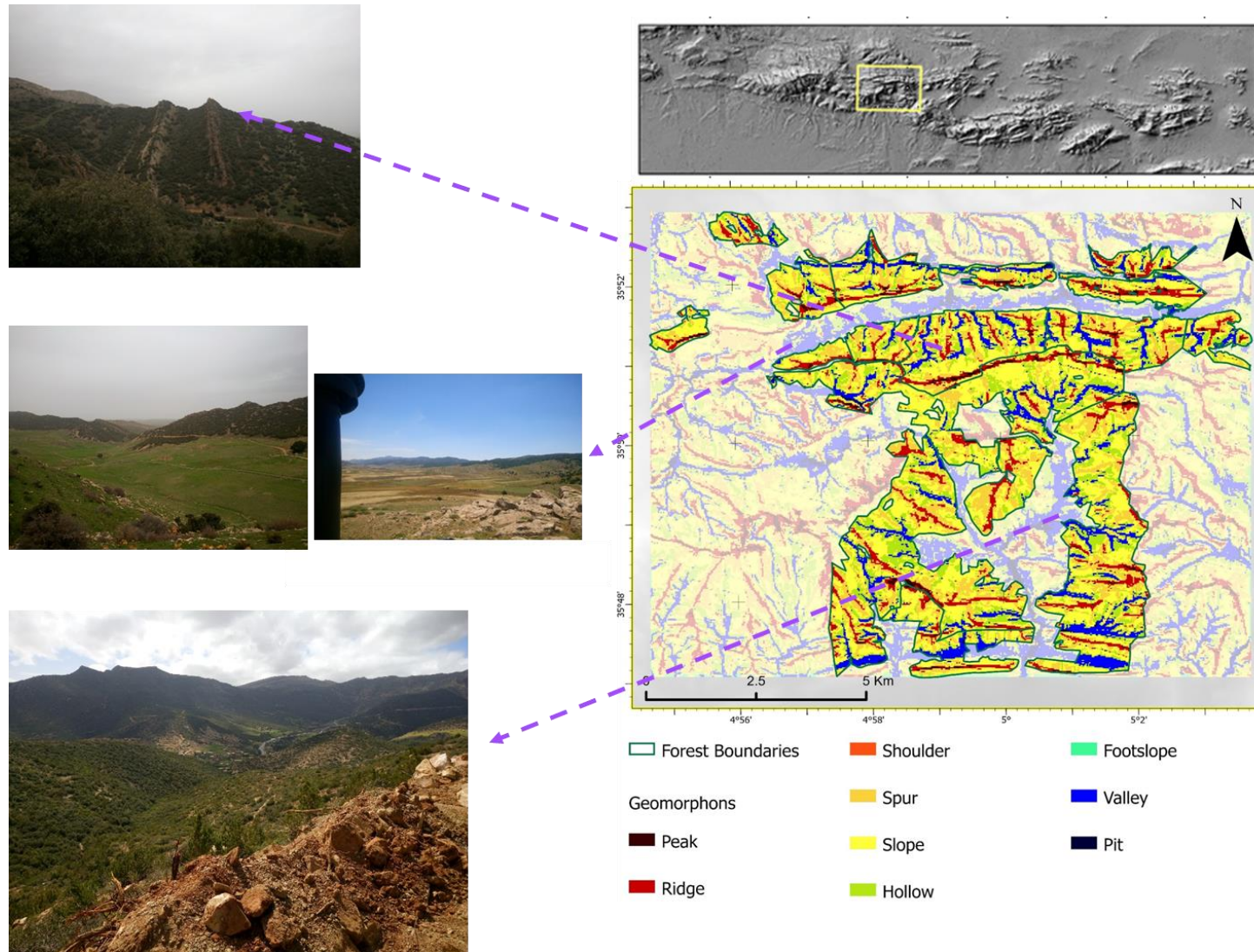


Fig. n° 50: Carte géomorphométrique ($L=48\text{ m}$, $t=1^\circ$) calculé depuis QGIS à l'aide de l'outil r. geomorphon de l'extension GRASS.

2.1 Confrontation des relevés de végétation aux données géomorphons

La comparaison des relevés de végétation aux données issues de l'approche r.géomorphon nous a permis de distinguer le schéma suivant : Les sommets sont principalement dépourvus de végétation, les crêtes (de la partie nord) et les hauts de versant sont peuplés de cédraies (forêt à base de *Cedrus atlantica*) avec en sous-bois du chêne vert (*Quercus rotundifolia*.), du genévrier oxycèdre (*Juniperus oxycedrus* L.) et une strate herbacées riche et diversifiée. Les éperons sont souvent occupés par des formations steppiques à base de *Stipa tenacissima* et d'*Ampelodesma mauritanica* avec la présence du genévrier de phénicie (*Juniperus phoenicea*). Les versants sont les mieux représentés, ils sont souvent peuplés par des formations denses, tels que des matorrals de chêne vert, d'érable de Montpellier (*Acer monspessulanum*) avec la présence de *Crataegus monogyna* et *Rosa canina*. Dans la partie sud du massif, les versants sont couverts de pinède (forêt à base de *Pinus halepensis* L.) et de matorrals de ciste blanc (*Cistus albidus*), de pistachier lentisque (*Pistacia lentiscus*), de pin d'Alep, de *Phillyrea angustifolia* et *Olea europea* avec la présence de *Jasminum fruticans*. Les creux sur versant sont souvent peuplés de pelouses. Dans les bas de versant nous trouvons des matorrals bas de de *Calycotome spinosa* L., des matorrals à base de *Rosmarinus officinalis* L. et de *Globularia alypum* L. avec la présence de genévrier de Phénicie et *Ampelodesma mauritanica*. Enfin, Les vallons sont dédiés à l'agriculture (céréaliculture, arboriculture, culture maraichère).

3. L'indice de végétation par différence normalisée (NDVI)

Le NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) est un indice de végétation reflétant les propriétés de la végétation photosynthétique (Rouse *et al.*, 1973 ; Tucker *et al.*, 1985). En effet, généralement la végétation absorbe le rayonnement solaire dans les longueurs d'onde du bleu et du rouge (Figure 51) grâce à la présence des pigments photosynthétiques dans les feuilles (chlorophylle, xanthophylle, carotène), tandis qu'elle le reflète dans celles du proche infra-rouge (PIR), en raison de la structure du mésophylle de la feuille (Wegmann *et al.*, 2016).

Sa formule est la suivante : $\frac{\rho_{NIR} - \rho_{Red}}{\rho_{NIR} + \rho_{Red}}$ où ρ_{Red} et ρ_{NIR} sont respectivement les réflectances dans la longueur d'onde du Rouge et du Proche Infrarouge. Dans notre étude, les réflectances au sol corrigées de la topographie sont employées.

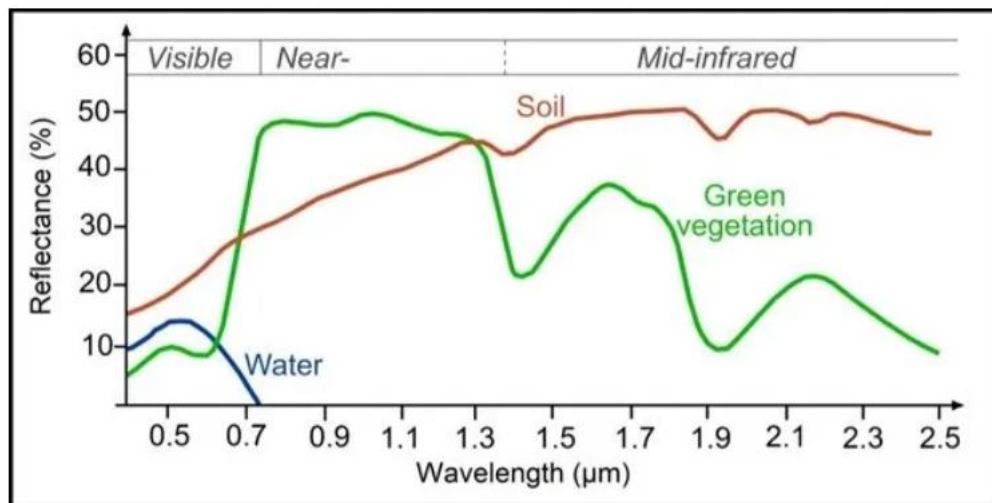


Fig. n°51 : Signatures spectrales de quelques surfaces naturelles dans les domaines du visible, PIR, MIR (<https://grindgis.com/remote-sensing/vegetation-spectral-signature-cheat-sheet>)

Le NDVI constitue un indice de végétation simple à calculer et interpréter, s'échelonnant sur des valeurs allant de -1 à +1 et indiquant graduellement le degré de « verdure » fournit par l'activité végétale (Pettorelli, 2013). Les valeurs négatives signifient généralement la présence d'eau tandis que celles proches de 0 révèlent l'absence de végétation. Il présente l'avantage de pouvoir être calculé pour les données provenant d'un large éventail de capteurs optiques passifs, notamment les plus anciens, ce qui lui confère la faculté de renseigner sur les conditions passées des écosystèmes (Pettorelli, 2013).

Malgré quelques insuffisances dues à des effets de saturation ou à l'influence du sol ou d'autres sources bruitées sur le signal, il a été montré que le NDVI est positivement corrélé avec des variables biophysiques tels que la production primaire nette (NPP), l'indice foliaire (LAI) ou la fraction de rayonnement photosynthétiquement actif (FAPAR) (Pettorelli, 2013). Ces capacités générales en font un indicateur intégrant des fonctions des écosystèmes végétaux et justifient son emploi fréquent dans la cartographie des différentes catégories de SE, comme l'ont démontré par exemple Krishnaswamy *et al.*, (2009) par une distance multi-dates du NDVI en lien avec les services liés à la biodiversité et au stockage de carbone, ou Paruelo *et al.*, (2016) et Jullian *et al.*, (2021) avec l'indice ESPI (Ecosystem Services Provision Index) synthétisant plusieurs SE à différentes échelles spatiales.

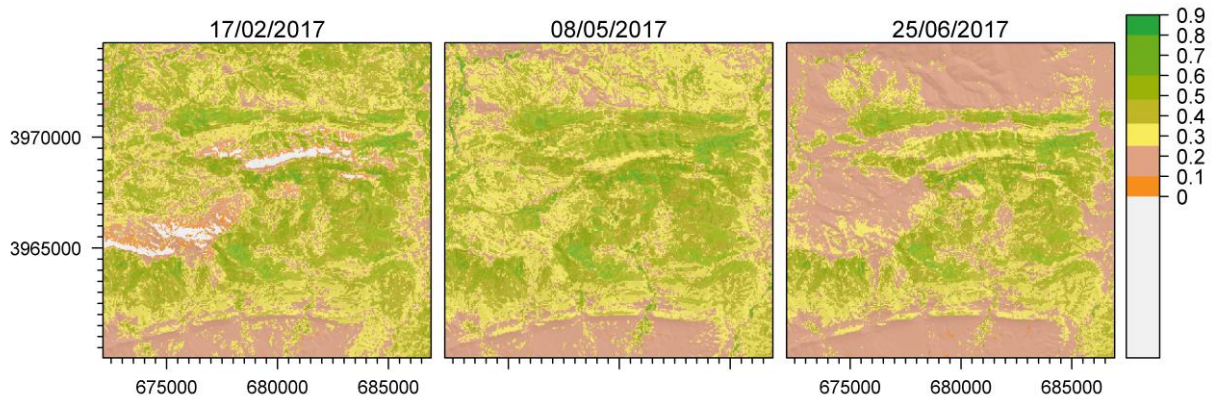


Fig. n°52: Changement saisonnier du NDVI dans les montagnes des Ouled Hannèche durant l'année 2017.

En général, nous constatons des valeurs de NDVI modérées (entre 0,2 et 0,5) sur l'ensemble du territoire de la forêt des Ouled Hannèche, pour les trois dates. Exempté des lieux recouverts de neige pendant l'hiver, la carte de variation saisonnière du NDVI (Figure 52) indique que certains territoires de la forêt des Ouled Hannèche présentent une valeur de NDVI élevée, supérieur à 0,6 pour les trois périodes considérées. Il s'agit des formations forestières denses. Ceci souligne la capacité de ces territoires à maintenir les SE liés à la végétation active et à la quantité de biomasse aérienne. Ces services sont par exemple le service de régulation du climat résultant du stockage et de la séquestration du carbone, ou encore le service de régulation de l'érosion puisque, le NDVI est un indicateur utile pour prédire le risque d'érosion et pour quantifier l'état de fertilité du sol (Ayanu *et al.*, 2012).

Les valeurs du NDVI sont réparties selon le type de formation végétale et de sa composition floristique. Elles ont été extraites des différentes formations végétales existantes sur la base de nos relevés de terrain. Les résultats sont représentés sous forme de graphique (Figure 53).

Les formations présentant un NDVI élevé sont les forêts de *Cedrus atlantica* avec une valeur moyenne pour les relevés correspondant à cette espèce proche de 0,6 pour les périodes de Mai et Juin. Les matorrals d'*Acer monspessulanum* ont une valeur moyenne du NDVI relativement constante sur chaque période, avoisinant la valeur de 0,55. Le NDVI des forêts de *Pinus halepensis* et les matorrals de *Quercus rotundifolia* a une valeur de 0,5 en moyenne. Les formations ouvertes et plus ou moins claires qui poussent sur un sol rocheux tel que les formations steppiques et le matorral de *Juniperus Phoenicea* présentent des valeurs du NDVI parmi les plus faibles (entre 0,2 et 0,3 en moyenne). L'Erme est constituée de géophytes, c'est-

à-dire des plantes dont les bourgeons végétatifs passent la période défavorable (l'hiver ici), en dormance, enfouis dans le sol, et dont les parties aériennes n'apparaissent qu'au début de la période favorable, au printemps (Sirvent, 2020). Ceci explique leurs valeurs négatives de NDVI pour la date du 17/02/2017.

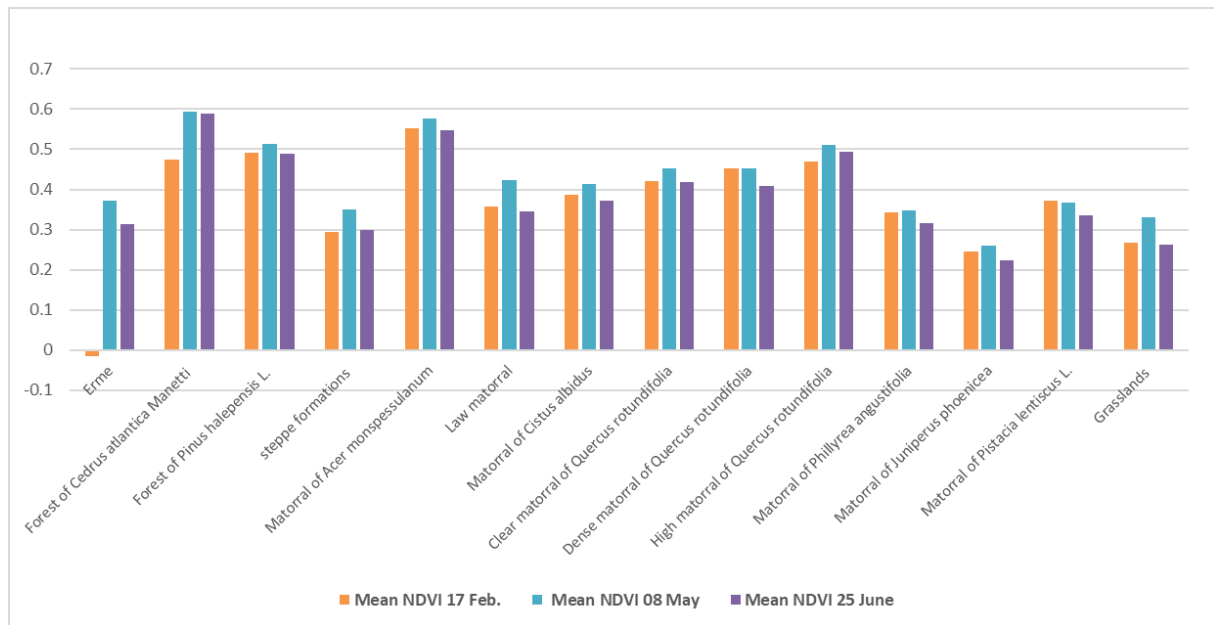


Fig. n°53 : Moyenne du NDVI par type de formation végétale pour chaque date d'image.

4. Entropie quadratique de Rao

En complément des mesures de biodiversité effectuées sur le terrain, l'estimation de la biodiversité paysagère à partir d'images satellites constitue une approche crédible et pertinente (Gillespie *et al.*, 2008 ; Boyd & Foody, 2011). Elle repose sur l'hypothèse de la variation spectrale (Spectral Variation Hypothesis) (Palmer *et al.*, 2002) qui stipule que plus l'hétérogénéité environnementale d'un territoire est élevée, plus la diversité en espèces l'est également. A l'échelle des images satellites, cette hétérogénéité environnementale, indicatrice des diverses niches écologiques, est révélée par la variabilité spectrale des valeurs de réflectances et/ou d'indices. La mesure la plus fréquemment employée pour quantifier cette diversité spectrale est l'entropie de Shannon (Shannon, 1948). Cependant, Rocchini *et al* (2017) démontre que l'entropie de Shannon présente de sérieuses imperfections dans la mesure où elle ne prend en compte que l'abondance relative des réflectances, négligeant la magnitude des différences de valeurs entre ces mêmes réflectances. Ils proposent d'utiliser plutôt l'indice Q de Rao (Rao, 1982 ; Botta-Dukát, 2005), qui considère explicitement la distance séparant les valeurs numériques des pixels. Cette méthode implémentée sous R depuis le package rasterdiv, offre également la possibilité de calculer l'indice Q de Rao sur des données

multidimensionnelles comme plusieurs bandes spectrales ou des indices de végétation acquis à différentes dates. Dans ce travail, nous avons appliqué cet indice sur les images du NDVI du 08 mai et 25 juin 2017, préalablement masqués pour ne conserver que les surfaces forestières. Les valeurs de NDVI sont calibrées en valeur d'entiers afin d'éviter que la mesure de diversité ne constitue qu'un artéfact due à la longueur du chiffrement numérique significatif du NDVI originel conservé en type flottant (Thouverai *et al.*, 2021). La distance retenue est la distance euclidienne, et la fenêtre de convolution choisie est de dimension 3x3 pixels.

Sa formule est la suivante :

$$Q_{rs} = \sum_{i=1}^{F-1} \sum_{j=i+1}^F d_{ij} \times p_i \times p_j$$

Où Q_{rs} est l'entropie quadratique de Rao appliquée aux images de télédétections. p correspond à l'abondance relative de la valeur du pixel dans la fenêtre focale (F). d_{ij} est la distance spectrale entre la i -ème et j -ème valeur de pixel ($d_{ij} = d_{ji}$ et $d_{ii} = 0$). i est le pixel i , j est le pixel j .

Nos résultats présentés Figure 54 indiquent le niveau de diversité spectrale au sein de la forêt des Ouled Hannèche. De manière générale, les deux indices monodates, c'est-à-dire celui du 08 Mai 2017 et celui du 25 Juin 2017, affichent la même répartition géographique de biodiversité. Nous constatons des valeurs basses de l'indice de Rao dans la partie sud-est de la forêt représentant une certaine homogénéité spectrale révélatrice d'une faible diversité végétale. Ceci est en accord avec les espèces présentes dominées par les familles des Oléacées et des Anacardiacees, qui se caractérisent par une certaine uniformité de type structurel et une faible densité de couvert. Les lieux affichant les valeurs les plus élevées d'entropie de Rao se répartissent préférentiellement au nord et à l'ouest du territoire de la forêt. Ceci est conforme avec l'organisation de la végétation sur ces mêmes lieux, pour lesquels nous avons constaté une alternance de forêts de cèdre (*Cedrus atlantica* Manetti.) avec des pelouses et des matorrals de *Quercus rotundifolia*, d'*Acer monspessulanum* L. et de *Juniperus oxycedrus*.

L'indice multidates calculé à partir des deux dates simultanément indique une hétérogénéité globale sur le territoire étudié, avec une dominance des valeurs élevées reflétant une diversité temporelle lié à la prise en compte de la phénologie dans le calcul de l'entropie quadratique de Rao. Cependant, nous pouvons constater que la distribution géographique de l'hétérogénéité spectrale reste sensiblement similaire à celle des indices monodates, les sites les plus divers étant conservés aux mêmes lieux.

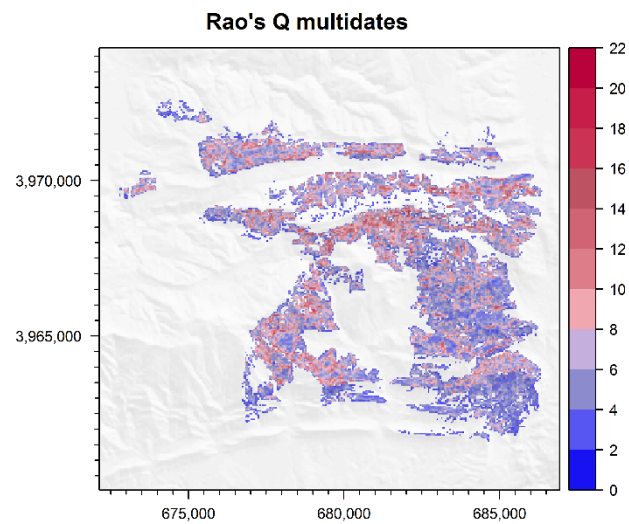
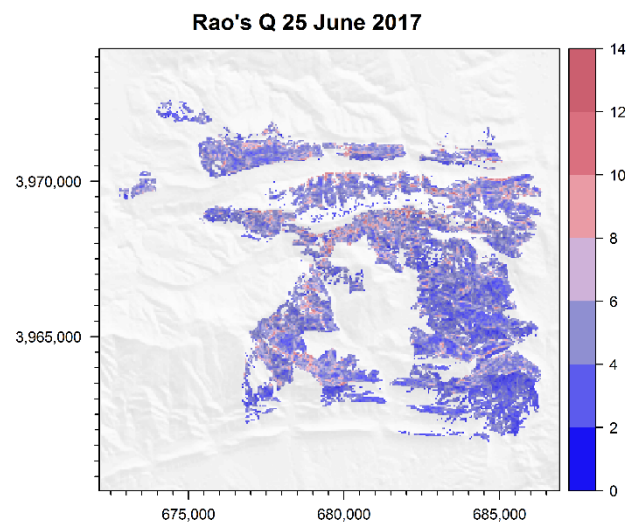
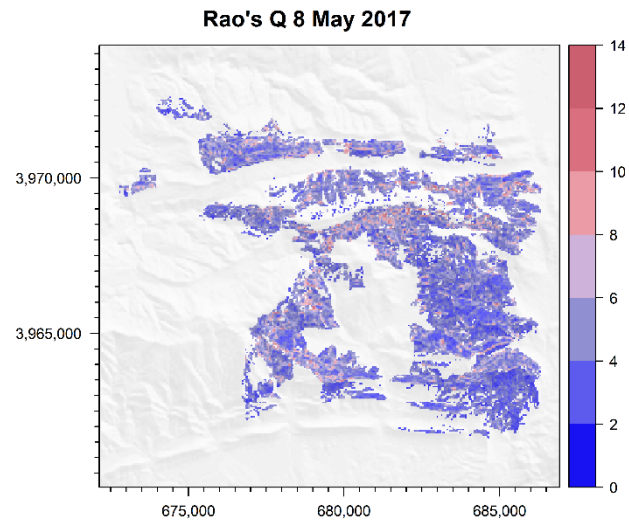


Fig.n°54 : Cartes de l'entropie quadratique de Rao. A et B : Indices monodates, C : Indice multidates.

5. Diversité topographique paysagère: entropie de Shannon sur classes geomorphons

A partir des unités morphologiques « geomorphons » préalablement créés, nous avons estimé la diversité topographique paysagère sur le territoire de la forêt des Ouled Hanneche. Il a été choisi d'appliquer l'entropie de Shannon (Shannon, 1948) pour estimer l'hétérogénéité environnementale topographique des éléments du paysage (Amatulli *et al.*, 2018). Doxa & Poulicos (2020) ont souligné l'avantage fourni par l'entropie de Rao sur celle de Shannon pour caractériser l'hétérogénéité paysagère à partir de variables continues mais du fait de la nature catégorielle des classes geomorphons, l'indice de Shannon reste plus pertinent dans notre cas. Plus la valeur de cet indice est élevée plus elle reflète la diversité des formes morphologiques au sein d'un paysage d'étendue géographique variable. Dans ce travail, la dimension géographique du paysage se résume à une fenêtre de convolution de 9 pixels par 9 pixels, où un pixel est à la résolution de 30 mètres de côté. A l'intérieur de cette fenêtre, l'indice de Shannon est calculé selon la formule :

$H = -\sum_i^n p_i \times \ln(p_i)$ où H désigne l'entropie de Shannon, n le nombre total d'individus présents dans la fenêtre considérée et p la proportion d'individus appartenant à la catégorie i de geomorphons par rapport au nombre total d'individus.

La carte d'entropie de Shannon sur les classes geomorphon (Figure 55) indique globalement une variabilité élevée des formes topo-morphologiques sur le territoire étudié. Dans la partie sud-est, nous constatons que la géodiversité paysagère, plutôt élevée dans ce lieu, ne coïncide pas forcément avec la diversité biotique exprimée par l'entropie de Rao. La géomorphologie n'est sans doute pas le facteur déterminant de la répartition des espèces dans cet endroit, pour lequel l'aridité du climat est probablement prépondérante. Par contre, dans la partie nord, l'entropie de Shannon est vraisemblablement indicatrice du relief tourmenté en ces lieux où prédomine une structure géomorphologique sous forme de chevrons. Cette structure est à l'origine des différences d'expositions et d'éclairement solaire déterminant ainsi une diversité d'espèces selon le niveau d'adaptation à ces conditions écologiques changeantes.

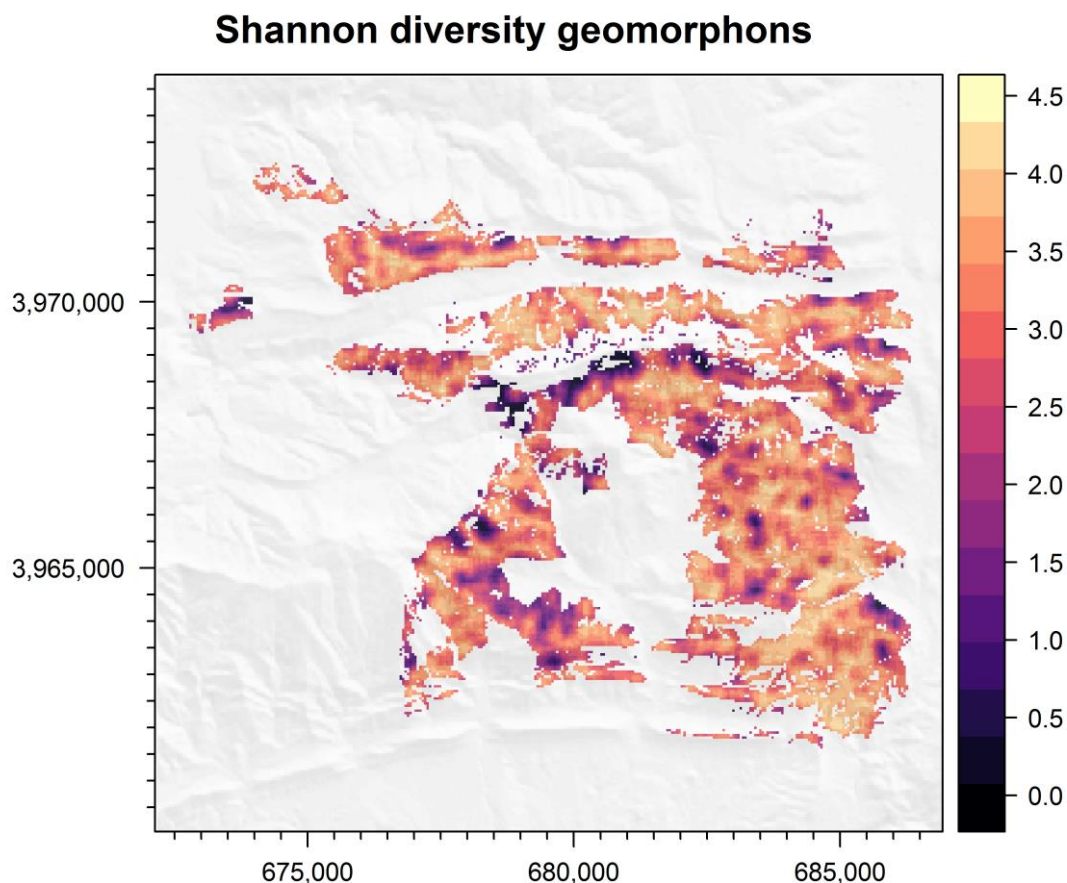


Fig.n°55: Carte de l'entropie de Shannon sur les classes geomorphons.

6. Carte de la favorabilité des SE potentiels

La fourniture en services écosystémiques potentiels est une décision synthétique associant différents facteurs dont l'importance relative est hiérarchisée selon un jugement de valeur impliquant les intéressés (évaluateurs). Dans une perspective géospatiale, une des approches pour effectuer cette synthèse est d'employer une méthode d'analyse multicritère incorporé dans un SIG, formant un système dénommé analyse spatiale multicritères (SMCA) ou système d'aide à la décision spatiale multicritères (MC-SDSS) (Malczewski, 2018). Il a donc été décidé d'adopter un tel système pour cartographier les SE potentiels de la forêt des Ouled-Hanneche, combinant les 3 indicateurs quantitatifs préalablement décrits ci-dessus. Plus précisément, ces 3 facteurs sont la moyenne du NDVI entre les dates du 08 Mai 2017 et du 25 Juin 2017, l'entropie de Rao multidimensionnelle entre ces 2 mêmes dates et l'entropie de Shannon sur les classes geomorphons. Tous les 3 sont masqués pour ne conserver que les pixels situés sur les classes d'occupation du sol correspondant aux classes GV-GV-GV, GV-NPV-NPV, SNOW-GV-GV et NPV-GV-GV.

La procédure MC-SDSS implique que les indicateurs soient standardisés afin d’être établis dans une échelle commune d’évaluation (Malczewski, 2018). Une normalisation linéaire selon la méthode du rang a été appliqué sur les 3 rasters à l’aide du package spatialEco (Evans, 2021). Cette transformation s’applique sur des données ne possédant pas de valeurs négatives. La formule est la suivante :

$v(a_{ik}) = ((a_{ik} - \min_i\{a_{ik}\}) / (\max_i\{a_{ik}\} - \min_i\{a_{ik}\}))$ où $v(a_{ik})$ est la valeur, pour le pixel i , du k th critère a normalisée sur un score allant de 0 à 1. $\min_i\{a_{ik}\}$ et $\max_i\{a_{ik}\}$ correspondent respectivement aux valeurs minimales et maximales du k th indicateur.

La règle de décision combinant les critères rasters normalisés s’effectue ensuite selon la combinaison pondérée linéaire (*Weighted Linear Combination* - WLC) attribuant un poids d’importance relatif selon chaque indicateur (Malczewski, 2000 ; Malczewski, 2018). L’évaluation de l’importance des poids des critères constitue une étape primordiale pour laquelle nous avons eu recours à la comparaison par paires de Saaty (1980, 2004). Il faut à ce niveau remarquer que nous décidons d’appliquer un poids unique par critère, ce qui correspond à l’approche globale de pondération impliquant une certaine homogénéité spatiale du critère. Dans le cas contraire, une pondération locale ajustée spatialement au sein du critère peut être appliquée. La comparaison par paires de Saaty utilise une échelle de valeurs allant de 1 à 9 pour évaluer les préférences d’un indicateur sur un autre par paire de critères. L’importance relative de chaque facteur dans l’appréciation du SE est ainsi transcrite dans une échelle de valeur numérique et organisée sous forme de matrice (tableau 13). A partir de cette matrice, un vecteur contenant les poids des critères est obtenu en retournant sa plus grande valeur propre. Les poids sont ensuite normalisés de manière à ce que leur somme soit unitaire (tableau 14). La cohérence du jugement décidant de l’attribution des poids est estimé grâce à un ratio, dont la valeur ne doit pas être supérieur à 0,1 (tableau 15). Ces étapes ont été réalisées à l’aide du package ahpsurvey de R (Cho, 2018)

Tableau 13 : Matrice de Saaty AHP

	Diversité geomorphon	Rao entropie	Moyenne NDVI
Diversité geomorphon	1	0,5	0,25
Rao entropie	2	1	0,33
Moyenne NDVI	4	3	1

Tableau 14 : Poids attribués

Diversité geomorphon	Rao entropie	Moyenne NDVI
0.136	0.238	0.625

Tableau 15 : Cohérence de décision

CR	0.017
-----------	--------------

Enfin, la règle de décision WLC se traduit sous forme de combinaison algébrique de cartes par la relation : $V(A_i) = \sum_k^1 w_k v(a_{ik})$. $V(A_i)$ désigne la valeur globale évaluée, associant pour chaque pixel i , w_k le poids relatif au $k^{\text{ième}}$ attribut avec $v(a_{ik})$, la valeur en ce lieu du même $k^{\text{ième}}$ critère.

Logiquement, la carte du score de potentialité de fourniture en SE (Figure.56) présente une variation spatiale représentative de la favorabilité de chaque indicateur et de surcroît de leur combinaison. Ce score est révélateur d'une différence dans la capacité générale à fournir les SE selon les écosystèmes présents sur la forêt des Ouled-Hannèche. Sa répartition géographique est en relation avec la distribution spatiale des principales formations végétales identifiées par nos relevés phytoécologiques et classées selon l'espèce dominante sur l'aire du relevé.

Le score le plus élevé se concentre au niveau des formations à base de cèdre (*Cedrus atlantica*). Il s'agit de vraies formations forestières avec des arbres supérieurs à 7 mètres de hauteur et une strate herbacée dense et diversifiée. Les autres lieux comportant des scores élevés correspondent au matorral élevé de *Quercus rotundifolia* et au matorral d'*Acer monspessulanum* L. Les scores moyens correspondent à des formations moins denses telles que les matorrals troués de *Quercus rotundifolia*, la forêt trouée de *Pinus halepensis*, réparties uniformément sur de larges secteurs du territoire. Les sites affichant des scores faibles sont formés généralement de matorral bas-clair de *Cistus albidus* se développant généralement après des incendies, ou de matorral clair de *Pistacia lentiscus* L., de *Phillyrea angustifolia* ou alors de formations steppiques.

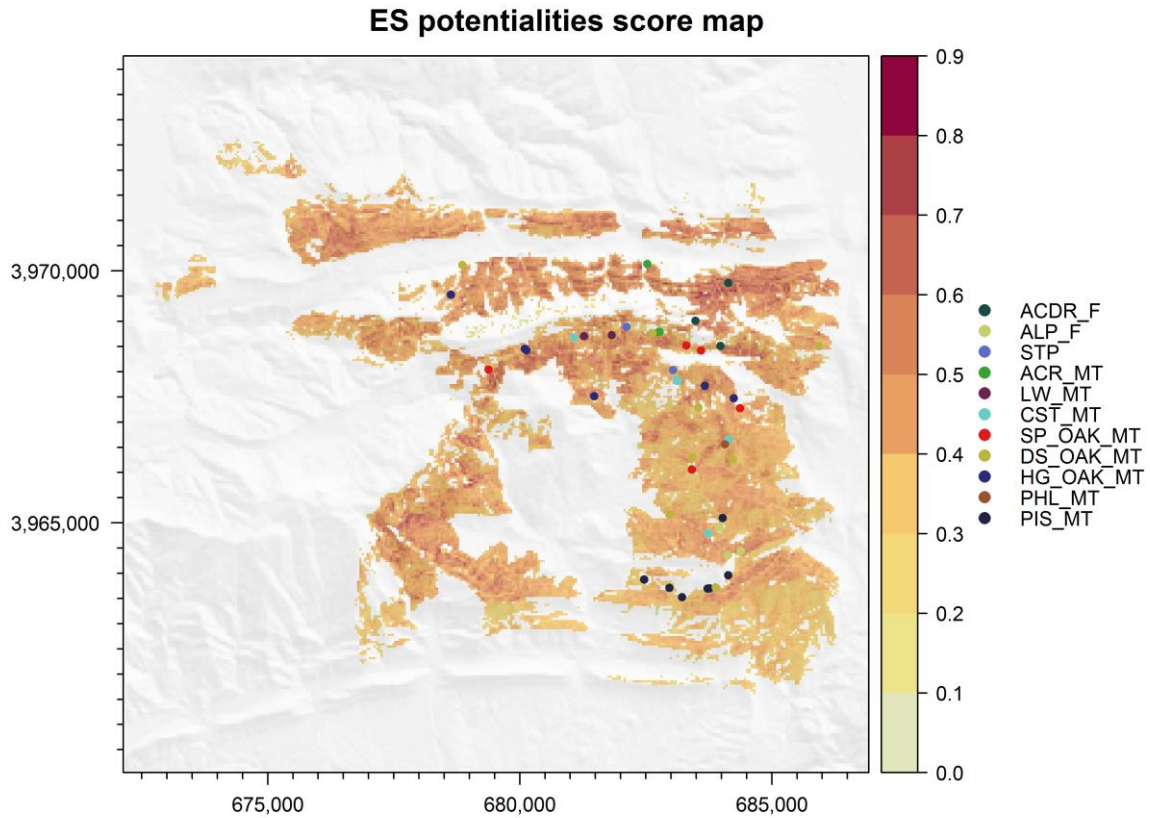


Fig. n°56 : Carte de favorabilité de la fourniture potentielle en SE de la forêt des Ouled Hannèche.

7. Discussion et conclusion

Dans un contexte biogéographique particulier, soumis à un bioclimat méditerranéen sous influence saharienne intermittente mais de plus en plus prononcée (Louail *et al.*, 2019 ; Djellouli *et al.*, 2020), notre travail met en évidence la fourniture potentielle de SE d'une forêt de montagne Algérienne. La faible disponibilité en cartes environnementales géoréférencées sur cette région du globe, à fortiori à l'échelle spatiale de la forêt des Ouled Hannèche, nous a conduit à créer des indicateurs géospatiaux qualitatifs assimilables à des unités spatiales de fourniture de SE (Andrew *et al.*, 2015). Devant la multiplicité des SE estimables par télédétection, il s'avère en effet que l'approche générique tel que proposée dans notre étude est souvent nécessaire en amont afin de mieux cerner les capacités globales d'un territoire en matière de productivité et de diversité. Cette démarche méthodologique est relativement simple mais reste tout à fait pertinente dans une logique de complémentarité et de dépendance entre les jeux de données utilisés (référence Figure 45).

Chaque indicateur fournit ainsi une information biotique ou abiotique en lien avec les SE, déclinable selon différentes échelles spatiales et selon différent type de SPU (Burkhard *et al.*, 2009 ; Syrbe & Walz, 2012). Du point de vue qualitatif, les classes d'occupation du sol dérivées de la classification SVM fournissent l'information à la plus petite échelle, suivies par les classes geomorphons décrivant le paysage un peu plus finement. Localement, les formations végétales sont révélatrices de la fourniture en SE sur l'espace géographique où elles sont présentes.

Cette même logique d'emboîtement spatial se retrouve pour les indicateurs quantitatifs. La dimension de la fenêtre mobile définit l'échelle géographique d'appréciation de la fourniture en SE et en conditionne l'estimation locale. L'hétérogénéité environnementale abiotique (Stein & Kreft, 2014) représentée par l'entropie de Shannon sur les classes geomorphons selon une fenêtre de 9x9 (72900 m² pour LANDSAT) révèle l'échelle spatiale de paysage la plus vaste. L'entropie de Rao de fenêtre focale 3x3 (8100 m² pour LANDSAT) est à l'échelle intermédiaire tandis que le NDVI intègre l'information sur l'aire minimale que constitue la résolution au sol du capteur (900 m²). La relation de voisinage, de dimension plus ou moins variable, reflète les variations des composantes abiotiques et biotiques des écosystèmes le long de gradients. Pour l'hétérogénéité de Shannon, elle synthétise la complexité topographique d'une chaîne de montagne, ce qui constitue un facteur déterminant et explicatif de la spéciation biogéographique à l'origine de la diversité taxonomique et fonctionnelle (Badgley *et al.*, 2017 ; Stein & Kreft, 2014). De la même manière, la mesure de dissimilarité entre les valeurs du NDVI décrite par l'entropie quadratique de Rao quantifie les variations du signal biotique selon différentes portions de l'espace d'analyse considéré, ce qui est synonyme d'estimation de la biodiversité β (Rocchini *et al.*, 2018 ; Rocchini *et al.*, 2021 ; Khare *et al.*, 2019).

Cette biodiversité β est le reflet de la fluctuation de la réponse des traits fonctionnels selon l'adaptation des écosystèmes aux facteurs environnementaux et elle exerce par la modulation des traits un contrôle significatif sur différents services écosystémiques (De Bello *et al.*, 2010). La Figure 51 illustre ce principe par la variabilité des valeurs du NDVI selon le type de formations végétales. En effet, l'adéquation d'échelle spatiale entre la surface du relevé (400m²) et la taille du pixel font que le signal local du NDVI traduit l'expression des traits fonctionnels de l'espèce dominante sur l'aire du relevé. Une différence dans la valeur du NDVI par formation peut donc être assimilée à une différence de signature intégrée des traits fonctionnels (Lausch *et al.*, 2016a; Lausch *et al.*, 2016b ; Abelleira-Martinez *et al.*, 2016) et donc à une disparité du niveau de fourniture de SE. En résumé, la variation du NDVI par

formations végétales constitue un substitut pour exprimer la diversité fonctionnelle sur le territoire de la forêt des Ouled-Hannèche. Malgré l'utilisation d'un indice simple, restreint aux seules bandes spectrales du Rouge et du Proche-Infrarouge, et testé sur un échantillon de relevés relativement limité en nombre, ce résultat est intéressant pour ce type de forêt méditerranéenne.

D'autres indicateurs que le NDVI auraient pu être employés afin d'estimer plus efficacement les fonctions des écosystèmes. Des variables comme la productivité primaire brute (GPP), la productivité primaire nette (NPP), l'indice foliaire (LAI), la fraction de rayonnement photosynthétiquement actif (FAPAR), la température de surface (LST), l'albédo ou l'évapotranspiration sont plus directement révélateurs des grands cycles biogéochimiques, comme celui du carbone et de l'eau, sous-entendant bon nombre de SE (Andrew *et al.*, 2014 ; Pettorelli *et al.*, 2018). Ils sont notamment classiquement dérivés sous forme de séries temporelles TERRA/AQUA MODIS, offrant la possibilité d'avoir un suivi saisonnier continu de la phénologie des attributs de fonctionnement des écosystèmes et même de détecter les perturbations réversibles ou irréversibles pouvant affecter ceux-ci (Lausch *et al.*, 2016a; Regos *et al.*, 2022). Cependant, la résolution spatiale relativement grossière de ces capteurs (entre 500 m et 1km) est très peu adaptée pour le suivi des écosystèmes forestiers de la forêt des Ouled Hannèche. A l'échelle locale de notre territoire d'étude, notre expérience nous a en effet montré que la résolution spatiale de LANDSAT correspondait vraisemblablement à la limite supérieure de taille de pixel pour laquelle les traits spectraux mesurés pouvaient concorder avec les dimensions de nos relevés de terrain. Qui plus est, un autre avantage proposé par LANDSAT est sa longue couverture historique (Wulder & Coops, 2014). A la résolution spatiale désirée (i.e 30 m de côté), les archives de ce programme d'observation de la Terre sont accessibles jusqu'aux années 1980 (Wulder & Coops, 2014), permettant le suivi et la comparaison de l'état de la forêt par le transfert de notre méthode à des dates antérieures, ce qui s'inscrit dans le concept de la variation des traits spectraux (Lausch *et al.*, 2016 a; Lausch *et al.*, 2016 b).

En perspective, des améliorations méthodologiques sont à envisager, notamment en premier lieu en les appliquant sur notre jeu de données d'entrée existant. L'indice foliaire (LAI), renseignant sur la structure de la canopée et lié à bon nombre de processus fonctionnels, peut être estimé à partir de relation empirique avec les valeurs de réflectance ou d'indice de végétation issues d'images LANDSAT (Baret & Guyot, 1991). Il convient néanmoins de calibrer les paramètres empiriques avec les spécificités de l'écosystème étudié et ces estimations présentent parfois un réel manque de précision en particulier quand le couvert végétal est épars (Baret & Guyot, 1991). Une alternative à ces approches consiste à inverser un

modèle de transfert radiatif (RTM), plus à même de retourner certaines des propriétés biophysiques et ou biochimiques des écosystèmes forestiers (Baret & Buis, 2008). Parmi l'ensemble des RTM disponibles, un des plus populaire et abordable techniquement est le modèle PROSAIL (Jacquemoud *et al.*, 2009 ; Berger *et al.*, 2018) qui combine le modèle de propriétés optiques des feuilles PROSPECT avec le modèle de réflectance bi-directionnelle de la canopée SAIL. Il permet de décrire dans le domaine du spectre solaire (400-2500 nm) et au niveau de la canopée, les traits spectraux relatifs à la biochimie des feuilles, principalement la teneur en chlorophylle, en eau et en matière sèche, ainsi que ceux relatifs à l'architecture du couvert végétal comme l'indice foliaire (LAI), la distribution angulaire des feuilles, et la taille relative des feuilles (Jacquemoud *et al.*, 2009). En complément, il est également possible de retourner le FAPAR, variable clé de la production primaire et l'albédo, élément essentiel pour estimer le bilan d'énergie de surface servant notamment à calculer l'évapotranspiration. Généralement, l'inversion de ce RTM fournit les résultats les plus satisfaisants quand il est appliqué à des données hyperspectrales mais il est également possible de l'adapter à des capteurs multispectraux (Berger *et al.*, 2018). Plus que pour LANDSAT, PROSAIL est inversé fréquemment à partir des images SENTINEL-2 ; une procédure d'inversion employant un algorithme de régression issu de l'apprentissage automatique étant d'ailleurs spécifiquement implémentée dans le logiciel SNAP (Weiss & Baret, 2016). Compte tenu de la résolution spatiale de SENTINEL-2, 10m, cette approche serait à envisager sérieusement pour étudier les propriétés des communautés végétales de la forêt des Ouled Hannèche.

Idéalement, la plupart des indicateurs décrits précédemment pourraient être retenus, en remplacement ou en complément des variables créés lors de ce travail, afin d'effectuer une synthèse décisionnelle des potentialités de la fourniture en SE de la forêt selon une méthode similaire à celle indiquée dans le paragraphe 6 du chapitre 6. Les avancées dans le domaine de l'analyse spatiale multicritère (SMCA) (Malczewski & Jankowski, 2020) permettent en effet de mieux représenter les opinions d'expert et les compromis nécessaires pour évaluer la multifonctionnalité de la forêt et des services qu'elle procure (Baskent *et al.*, 2020). D'un autre côté les réseaux bayésiens, de par leur capacité à intégrer à la fois les données qualitatives et quantitatives et leur prise en compte explicite de l'incertitude, constituent un outil performant pour la modélisation spatiale des SE (Landuyt *et al.*, 2013). Ils peuvent permettre notamment de cartographier la demande humaine en SE, définissant en combinaison avec la spatialisation de la fourniture, l'approche globale et complète du concept socio-écologique de SE (Andrew *et al.*, 2015). Cependant dans certains cas, l'évaluation synthétique des potentialités de fourniture

et/ou de demande en SE peut s'avérer difficile à cause de significations physiques totalement différente entre les indicateurs et il convient alors de se concentrer sur un ou quelques SE facilement identifiable et interprétable. Dans cette éventualité, certains indicateurs biophysiques estimables par télédétection sont tout à fait appropriés.

Quoi qu'il en soit, comme le souligne Andrew *et al.*, 2014 la démarche d'évaluation et de cartographie des SE est multidisciplinaire par essence et implique une collaboration entre des chercheurs de disciplines différentes comme l'écologie, la télédétection - SIG, la géographie et les sciences sociales. Dans cette configuration, nous avons initié une cartographie de la fourniture de SE d'une forêt de montagnes en Algérie, pays pour lequel ces genres de travaux sont rares et dont toute tentative pour fournir des données utiles à l'aménagement forestier du territoire est précieuse. Nous espérons que ce travail encouragera la poursuite de l'évaluation des SE forestiers en Algérie, nous permettant de mettre en application certaines des perspectives méthodologiques préconisées.

Chapitre 7 : L'évapotranspiration comme un service écosystémique de régulation climatique

Ce chapitre constitue une introduction à la notion d'évapotranspiration. Sa conception repose essentiellement sur les travaux de thèse d'Allies (2018), Montes (2014), Velluet (2014), Oudin (2004) et Elfarkh (2021) et du site internet <https://www.plantes-et-eau.fr/> pour les références francophones. Une abondante littérature anglo-saxonne, disponible sous forme d'articles scientifiques, existe également sur le sujet.

1. Notion d'évapotranspiration

L'évapotranspiration (ET) correspond au processus naturel par lequel l'eau liquide terrestre est renvoyée dans l'atmosphère environnante sous forme de vapeur d'eau. Elle associe deux composantes fondamentales : L'évaporation de l'eau interceptée par la végétation, par sublimation de la neige ou de la glace, ou plus généralement contenue dans les masses d'eau libre ou retenue dans la matrice poreuse des sols et la transpiration des plantes se diffusant dans l'atmosphère par les stomates.

Elle constitue un processus biophysique complexe, essentiel du fonctionnement climatique mondial de par les transferts d'eau et d'énergie qu'elle implique et révélatrice des situations des écosystèmes végétaux de par le lien qu'elle possède avec l'état physiologique des plantes et leur accès à la ressource en eau. En effet, à l'interface surface-atmosphère, elle couple les grands cycles de l'énergie (flux de chaleur latente), de l'eau (évaporation) et du carbone (par le compromis entre transpiration et photosynthèse) et participe ainsi à la conservation des bilans physico-chimiques et thermodynamiques régulant le climat (Fisher *et al.*, 2017 ; Allies, 2018 ; Elfarkh, 2021). L'ET entre ainsi en jeu conjointement dans deux bilans de conservation, celui de la masse et celui de l'énergie. Pour une surface continentale végétale, les équations traduisant ces bilans synthétisent les échanges d'eau et d'énergie se déroulant à l'interface Sol-Végétation-Atmosphère (SVA) et sont indicatrices des processus abiotiques et biotiques contrôlant le flux évapotranspiré.

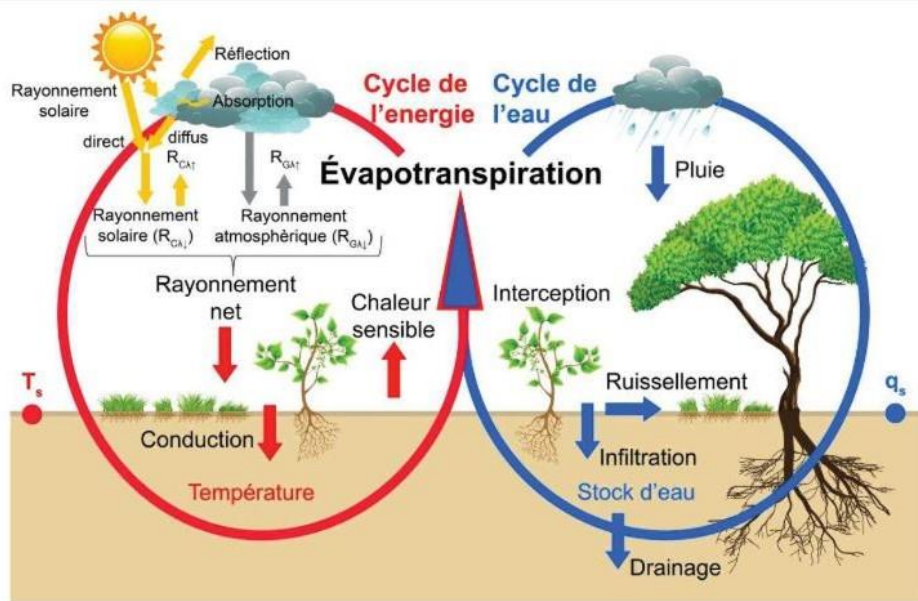


Fig. n°57: Composantes des bilans d'énergie (à gauche) et d'eau (à droite) à l'interface Sol-Végétation-Atmosphère illustrant leur couplage via le processus d'évapotranspiration (Allies, 2018 adaptée de Velluet, 2014).

2. Bilan d'énergie

A travers cette introduction au bilan d'énergie, en complément de l'explication de la nature des échanges énergétiques mis en jeu (schématisés figure 57), certaines notions fondamentales au processus d'évapotranspiration seront abordées afin de disposer des connaissances et du vocabulaire essentiel pour comprendre ce phénomène biophysique.

Le principe de conservation de l'énergie implique que les flux énergétiques entrant et sortant du système soient égaux. Les échanges énergétiques réalisés par transfert physique de nature différente s'équilibrent ainsi par la relation suivante :

$$Rn = H + LE + G + PS + \Delta S \quad (a)$$

Où Rn représente l'apport énergétique reçu en surface résultant lui-même du bilan de transfert radiatif. Le bilan radiatif ou rayonnement net d'une surface naturelle est la somme de deux bilans partiels, celui de courtes longueurs d'onde C^* compris dans un intervalle de longueur d'ondes λ entre 0.15-0.3 μm et 3-4 μm et celui de grandes longueurs d'onde G^* où λ est supérieur à 3-4 μm (Monteny *et al.*, 1981 ; Allies, 2018). Ces flux énergétiques s'expriment en W/m^2 .

$$Rn = C^* + G^* \quad (b)$$

Le premier, C^* , représente la différence entre le rayonnement (éclairage) global Rg ou $R_{C\lambda\downarrow}$, c'est-à-dire la partie incidente du rayonnement solaire, et la partie réfléchi vers l'atmosphère Rr ou $R_{C\lambda\uparrow}$

$$C^* = Rg - Rr = (1 - \alpha)Rg \quad (c)$$

Où α est l'albédo de surface définit comme le rapport entre le rayonnement global réfléchi (Rr) et incident (Rg), $\alpha = Rr/Rg$.

Le deuxième, G^* , indique la différence entre la partie absorbée du rayonnement atmosphérique et le rayonnement propre de la surface terrestre.

$$G^* = \varepsilon_s Ra - \varepsilon_s \sigma T_s^4 = \varepsilon_s (Ra - \sigma T_s^4) \quad (d)$$

Où Ra ($R_{G\lambda\downarrow}$) est le rayonnement atmosphérique incident, T_s la température radiative de surface, ε_s l'émissivité de la surface (égale à son absorptivité selon la loi de Kirchhoff) et σ la constante de Stefan-Boltzmann. L'expression globale du bilan radiatif se résume par :

$$Rn = (1 - \alpha)Rg + \varepsilon_s (Ra - \sigma T_s^4) \quad (e)$$

Pendant la journée, le flux de rayonnement net est généralement dominé par le rayonnement solaire et dirigé vers la surface (>0) tandis que pendant la nuit il est beaucoup plus faible et dirigé vers l'atmosphère (<0). La surface est donc réchauffée au cours de la journée alors qu'elle se refroidit durant la nuit, surtout sous des conditions de ciel clair (Montes, 2014).

L'équation du bilan d'énergie stipule que Rn , la quantité d'énergie réellement absorbée par le système du continuum Sol-Végétation-Atmosphère (TSVA), doit se dissiper sous formes d'échanges énergétiques. On considère ainsi que sur la durée d'une journée complète (24h) le système TSVA n'accumule pas cette énergie (pas d'augmentation de sa température) ce qui implique que le terme ΔS , le stockage de chaleur, est négligeable sur l'intervalle de temps considéré (Penman, 1948).

G désigne les échanges de chaleur conductifs avec le sol. Ceux-ci sont positifs en journée quand la température de la surface du sol est plus élevée qu'en profondeur, et négatifs la nuit quand le transfert s'effectue depuis le substrat. Les flux conductifs diurnes et nocturnes se compensent et le flux moyen journalier est faible (Velluet, 2014).

PS est l'énergie mise en jeu par les processus biochimiques de la photosynthèse. De quantité très faible, elle peut être négligée et ne rentre pas en compte dans le bilan simplifié (Velluet, 2014 ; Elfarkh, 2021).

A cette étape, l'équation (a) peut se résumer ainsi :

$$Rn = H + LE + G \text{ ou } Rn - G = H + LE \quad (f)$$

car le flux de chaleur stocké dans le sol G est considéré comme un apport d'énergie.

H et LE (figure 58), exprimés en W/m^2 , définissent les échanges convectifs se déroulant dans la couche limite de surface c'est-à-dire la partie de l'atmosphère pour laquelle ces flux sont jugés comme conservatifs (constant sur l'étendue du profil vertical). Cette convection qui brasse les masses d'air entraîne des phénomènes de turbulence dans la basse atmosphère dont l'intensité dépend des caractéristiques des vents et des gradients de température et d'humidité affectant la couche limite.

H est le flux de chaleur sensible qui correspond au déplacement et au mélange des masses d'air à différente température. Le flux de chaleur sensible est un gradient proportionnel à un coefficient de transfert qui peut se simplifier en se formulant de la manière suivante entre deux niveaux atmosphériques z_1 (en surface) et z_2 (à une certaine hauteur dans la couche limite de surface):

$$H = -\rho_a c_p g_a (T_2 - T_1) = -\rho_a c_p \frac{(T_2 - T_1)}{r_a} \quad (g)$$

Avec ρ_a la densité de l'air ($kg \cdot m^{-3}$), c_p la chaleur spécifique de l'air à pression constante ($J \cdot kg^{-1} \cdot K^{-1}$), T_1 et T_2 les températures de l'air (K) aux niveaux atmosphériques respectifs z_1 et z_2 . g_a , la conductance aérodynamique ou plutôt son inverse r_a avec ($\frac{1}{r_a} = g_a$), la résistance aérodynamique, désignent le terme simplifié de la résistance à la diffusion turbulente de la chaleur entre les 2 niveaux du profil atmosphérique.

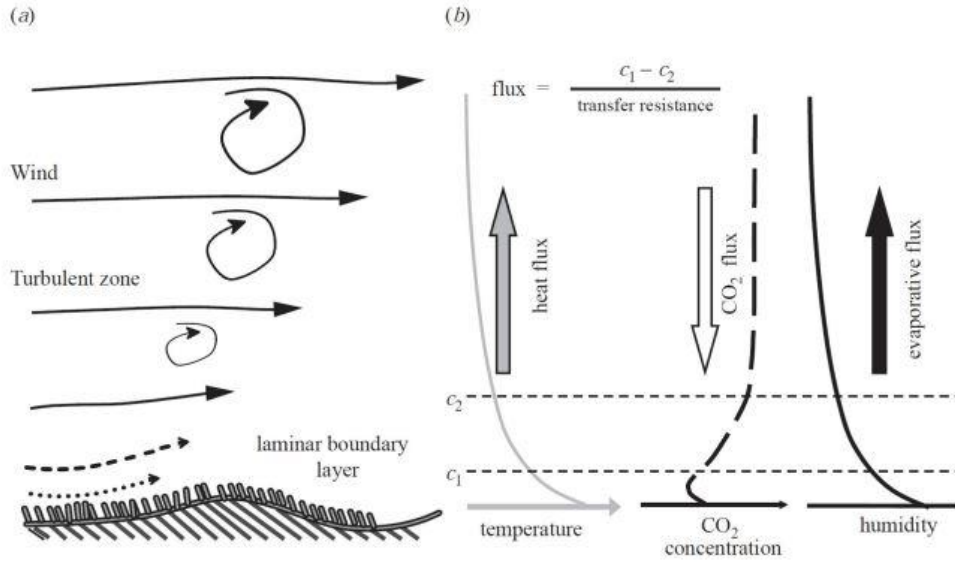


Fig. n° 58 : (a) Profil de vitesse du vent sur végétation en conditions diurnes et nocturnes; (b) gradients de température de l'air, de concentration en CO2 et d'humidité atmosphérique en conditions diurnes uniquement (Jones, 2014 in Montes, 2014).

LE est le flux de chaleur latente et correspond au produit de la chaleur latente de vaporisation (L) par le flux d'évaporation (E). La chaleur latente de vaporisation (ou de condensation) désigne la quantité d'énergie nécessaire pour effectuer le changement d'état de l'eau, passant de la phase liquide à la phase gazeuse (de sens contraire pour la condensation).

Le flux LE de vapeur d'eau allant de la surface vers l'atmosphère, l'évapotranspiration, se forme pendant le jour quand l'air est plus sec que la surface. Sa diffusion est donc liée au gradient d'humidité du profil atmosphérique. En tant que gradient de concentration dépendant de coefficient d'atténuation à la diffusion, il peut s'exprimer, de manière similaire à H , sous la forme intégrée entre les niveaux z_1 et z_2 par :

$$LE = -L\rho_a g_a (q_2 - q_1) = -L\rho_a \frac{(q_2 - q_1)}{r_a} \quad (h)$$

Avec L la chaleur latente de vaporisation, ρ_a la densité de l'air, g_a et r_a , respectivement la conductance et résistance aérodynamique. q_2 et q_1 expriment l'humidité spécifique entre les niveaux respectifs z_2 et z_1 . L'équation (h) peut également s'exprimer en fonction de la pression partielle de vapeur d'eau dans l'air, e , à la place de l'humidité spécifique q . Elle devient :

$$LE = -\frac{\rho_a c_p (e_2 - e_1)}{\gamma r_a} \quad (i)$$

Où e_1 et e_2 sont les pressions partielles de vapeur d'eau de l'air pour les niveaux z_1 et z_2 et le nouveau terme γ désigne la constante psychrométrique.

Si l'air en surface est à la saturation, l'équation (i) peut se définir ainsi :

$$LE = - \frac{\rho_a c_p (e_s - e_a)}{\gamma r_a} \quad (j)$$

Où $e_s - e_a$ définit le déficit de saturation D_a (VPD pour *Vapor Pressure Deficit* en anglais). e_s est la pression de vapeur saturante qui correspond à la pression maximale que peut supporter la vapeur d'eau avant de se condenser à la température de la masse d'air considérée. e_a est la pression partielle de vapeur effective qui correspond à la pression exercée par la vapeur d'eau effectivement contenue dans la masse d'air considérée. A noter que e_s et e_a permettent également d'exprimer la notion d'humidité relative h_r de l'air comme la quantité d'eau contenue réellement dans l'air à une certaine température (humidité absolue) rapportée à la capacité maximale en eau que peut contenir un air porté à la même température $h_r = \frac{e_a}{e_s}$

La formulation de l'évapotranspiration selon l'équation (j) constitue une expression simplifiée pour le contexte du continuum Sol-Végétation-Atmosphère. Elle n'est valable que dans le cas de l'évaporation d'une surface d'eau libre ou d'une surface végétale saturée, c'est à dire complètement humide en évaporant à son potentiel maximal. Penman (1948) en a ainsi dérivé l'équation de son évaporation potentielle. Monteith (1965) a amélioré ce modèle en ajoutant à la seule résistance aérodynamique r_a , une résistance additionnelle de surface r_s , fonction des caractéristiques de la végétation (Montes, 2014) (Figure 59 et 60).

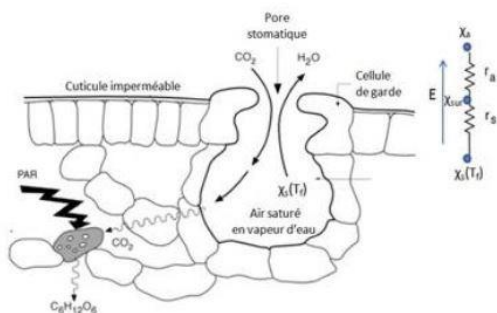


Fig.n°59: Diffusion de la vapeur d'eau à travers l'épiderme (<https://www.plantes-et-eau.fr/>).

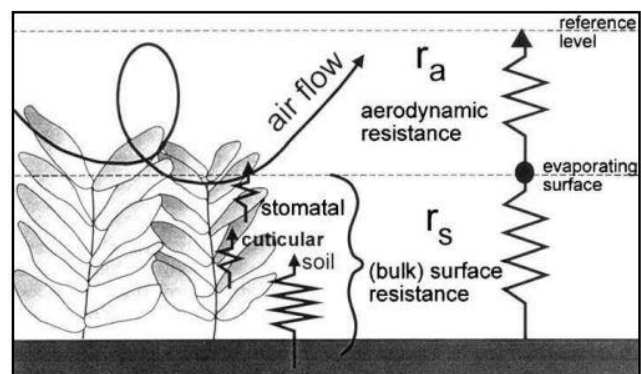


Fig.n°60 : Schéma illustrant la résistance aérodynamique et la résistance de surface (Allen *et al.*, 1998).

L'équation (j) devient ainsi :

$$LE = -\frac{\rho_a c_p (e_s - e_a)}{\gamma (r_a + r_s)} \quad (k)$$

Le déficit de saturation pour la température de surface aérodynamique T_s peut se simplifier de la manière suivante (Montes, 2014) :

$$e_s(T_s) - e_a = (e_s(T_a) - e_a) - \Delta(T_a - T_s) = D_a + \Delta(T_s - T_a) \quad (l)$$

Où Δ est la pente de la courbe liant la pression de vapeur à saturation et la température, T_a la température de l'air et D_a le déficit de pression de vapeur.

Dans le cas d'une température de surface T_s , en remplaçant le terme du déficit de saturation pour la température de surface dans l'équation (k) par l'équation (l) on obtient :

$$LE = -\frac{\rho_a c_p D_a + \Delta(T_s - T_a)}{\gamma (r_a + r_s)} \quad (m)$$

De même, il est possible d'exprimer le flux de chaleur sensible à partir d'une température de surface T_s par : $H = -\rho_a c_p \frac{(T_s - T_a)}{r_a}$ (n)

En éliminant $(T_s - T_a)$ entre ces deux dernières équations, on exprime :

$$LE = -\frac{\rho_a c_p [D_a + (\Delta H r_a / (\rho_a c_p))]}{\gamma (r_a + r_s)} \quad (o)$$

Enfin, en utilisant l'équation du bilan d'énergie on obtient la valeur absolue du flux de chaleur latente :

$$LE = \frac{\Delta(Rn - G) + \rho_a c_p D_a / r_a}{\Delta + \gamma(1 + r_s / r_a)} \quad (p)$$

Cette équation, dénommée équation de Penman-Monteith, est la formulation du processus d'évapotranspiration d'une surface naturelle telle que l'a définie Monteith (1965) à partir de l'équation de l'évaporation potentielle E_p de Penman (1948). Cette dernière, correspondant à une situation idéale pour laquelle la pression de vapeur de l'air adjacente aux surfaces d'échange (feuilles, tiges, sol, etc.) est saturée, ce qui signifie que les surfaces d'échange sont complètement humides, comme cela se produit après une pluie, un dépôt de rosée ou une irrigation par aspersion (Lhomme, 1997). L'équation de Penman, pour laquelle la résistance de surface au transfert de vapeur d'eau r_s est nulle, se résume par :

$$LE_p = \frac{\Delta(Rn - G) + \rho_a c_p D_a / r_a}{\Delta + \gamma} \quad (r)$$

Elle peut être reformulée plus commodément tel que $LE_p = \frac{\Delta(Rn-G)}{\Delta+\gamma} + \frac{\rho_a c_p D_a / r_a}{\Delta+\gamma}$ pour illustrer que E_p est entraîné par des composantes à la fois radiative (terme de gauche) et aérodynamique (terme de droite) (Brutsaert & Stricker, 1979 in Maes *et al.*, 2019).

Selon les conditions de l'environnement météorologique local, l'évaporation potentielle de Penman est propre à chaque type de surface en fonction des caractéristiques de cette dernière. Il existe donc autant d'évaporation potentielle qu'il existe de type de surfaces (Lhomme, 1997). Cette contrainte de pluralité implique de définir une évaporation (ou évapotranspiration) potentielle de référence. Celle qui a été universellement reconnue est l'évaporation maximale d'une pelouse rase suffisamment étendue, recouvrant intégralement le sol, et jamais à cours d'eau. Etendue à l'équation de Penman-Monteith, cette définition est à la base de l'évapotranspiration potentielle de référence pour les cultures décrite par la FAO (Allen *et al.*, 1998).

Globalement, il existe une multitude de méthodes adaptées pour estimer l'évaporation (*i.e* l'évapotranspiration) potentielle d'un écosystème terrestre (*ETP*), dont l'interprétation se rapproche soit du cas théorique idéal de l'équation de Penman, soit d'une définition plus générale exprimant le taux d'évaporation terrestre (évapotranspiration) que l'écosystème atteindrait s'il évaporait au taux maximal pour les conditions atmosphériques données. Maes *et al.* (2019) et Oudin (2004) donnent un large aperçu des méthodes disponibles, classées selon le type de données d'entrée employées pour les estimées. Ils distinguent ainsi les méthodes employant un jeu de données combinant le rayonnement, la température, la vitesse du vent et la pression de vapeur, de celles basées sur la combinaison rayonnement-température, ou celles ne nécessitant qu'un seul paramètre de forçage, soit le rayonnement ou soit la température.

Cependant, quelle que soit l'approche d'estimation de l'évapotranspiration potentielle retenue, l'évapotranspiration calculée selon ces méthodes ne reflète que rarement l'évapotranspiration de l'écosystème en situation réelle (*ETR*), mis à part quelques cas où la végétation ne subit aucun stress et où l'effet d'advection (transport horizontal de masses d'air) local est pratiquement inexistant. De plus, le taux d'évapotranspiration potentiel ne se stabilise guère du fait des rétroactions engendrées par le refroidissement de la surface d'échange sur l'apport d'énergie net et le forçage aérodynamique correspondant (Lhomme, 1997 ; Maes *et al.*, 2019). L'évapotranspiration réelle (ou actuelle E_a), c'est-à-dire l'évapotranspiration sous

conditions de stress, exerce ainsi un effet sur l'environnement météorologique à relativement court terme et même sur les caractéristiques climatiques à plus terme comme l'a démontré Bouchet (1963) avec sa relation de complémentarité (Maes *et al.*, 2019; Lhomme, 1997, Fisher *et al.*, 2011) (Figure 61).

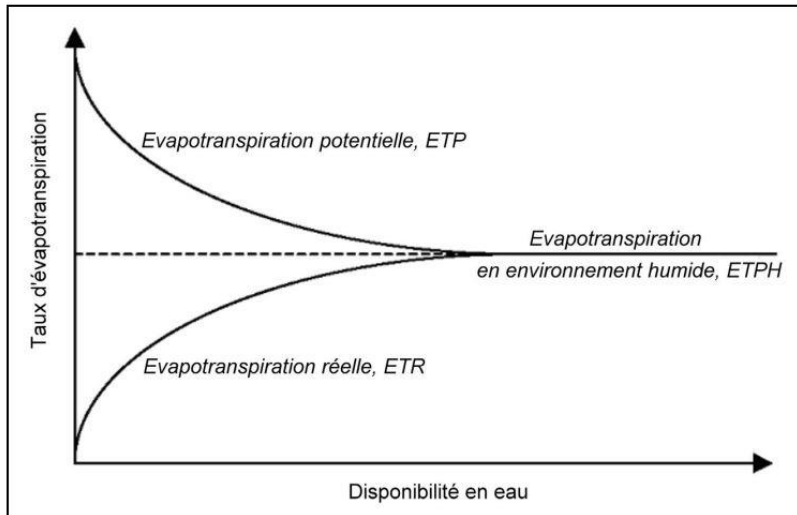


Fig.n° 61: Représentation schématique de la relation de Bouchet entre ETP et ETR (Oudin, 2004 adaptée de Bouchet, 1963)

Le stress influençant le flux d'évapotranspiration trouve sa source dans le renouvellement des conditions atmosphériques, l'état physiologique de la végétation et surtout par la disponibilité en eau dans le sol pour les plantes. L'importance de ce paramètre du stress hydrique nous amène naturellement à aborder l'autre composante du bilan de conservation affectant l'évapotranspiration, à savoir le bilan d'eau.

3. Bilan d'eau

Dans le contexte d'une surface continentale, le bilan d'eau est l'expression synthétique du cycle de l'eau entre les compartiments du système Sol-Végétation-Atmosphère. Ce bilan de masse hydrique, schématisé de façon générale dans la figure 55 et plus en détails, pour une surface portant un couvert forestier (Figure 62), peut se résumer selon les étapes décrites ci-après et tirées des thèses de Allies (2018) et Oudin (2004).

Les précipitations constituent le principal apport d'eau alimentant un système continental donné. Ceci est d'autant plus vrai pour un système forestier pour lequel les événements pluvieux fournissent la presque totalité de l'alimentation en eau, mis à part quelques brouillards d'advection pouvant se condenser à la surface du feuillage. Pour une surface agricole, une irrigation artificielle peut éventuellement fournir un apport supplémentaire aux précipitations.

Une partie de la pluie incidente est interceptée par la végétation et une proportion majeure de l'eau retenue est rapidement évaporée. L'autre partie, atteignant le sol, est répartie entre l'évaporation directe, le ruissellement de surface et l'infiltration. A noter cependant que l'eau parvenant au sol ne résulte pas uniquement du phénomène pluvieux instantané. L'eau peut atteindre la surface du sol après un certain délai par l'intermédiaire de l'égouttage à partir des feuilles ou de l'écoulement le long du tronc. L'eau qui a pénétré dans le sol sert à approvisionner la réserve hydrique ou utile (Ru) qui pourra fournir, grâce à l'absorption des racines, l'eau disponible pour la transpiration foliaire. Une fois à sa valeur maximale (capacité de rétention du sol dont les pores sont saturés en eau ou capacité au champ), qui dépend du substrat qui la contient (essentiellement la texture du sol) et de la végétation qui la surplombe, l'eau de la réserve utile percole en profondeur par des écoulements de subsurface (écoulement hypodermique) pour recharger la réserve hydrologique (Rh) ou nappe phréatique, source des débits des cours d'eau, en particulier en période d'étiage.

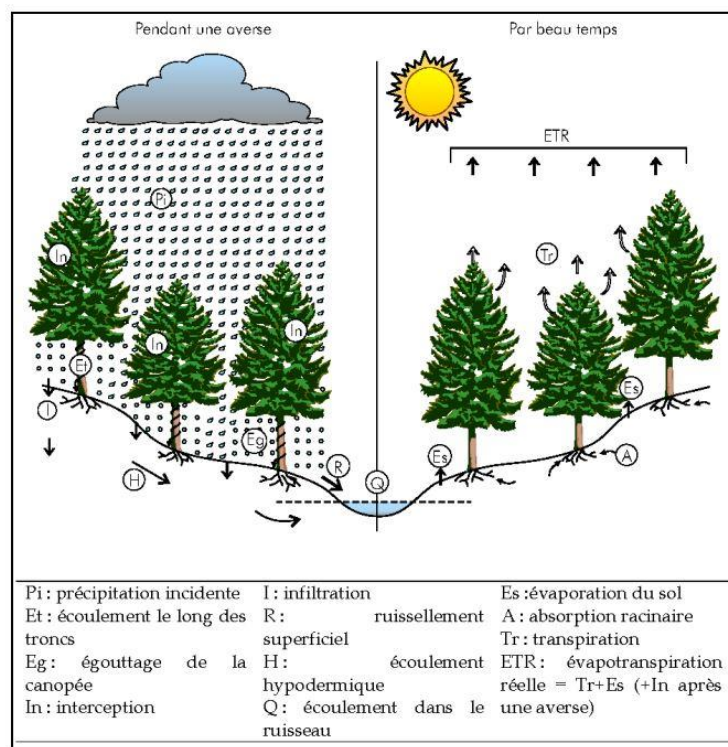


Fig.n° 62: Le bilan hydrique de la partie aérienne (d'après Humbert et Najjar, 1992 in Oudin, 2004)

En définitive, le bilan d'eau pour une colonne de sol d'une profondeur z donnée, pour laquelle les apports latéraux sont négligeables se formule ainsi (Velluet, 2014) :

$$P = E_s + T_r + D + \Delta Ru + Interp \quad (s)$$

Où P représente les précipitations, E_s l'évaporation du sol et des précipitations interceptées par la végétation (*Interp*), T_r la transpiration par le couvert végétal, D le drainage (infiltration) à la profondeur z et ΔRu la variation de stock d'eau dans la colonne de sol comprise entre la surface et la profondeur z . Ce type de bilan est dénommé bilan hydrique.

A l'échelle du bassin versant, ce bilan peut être simplifié mais modifié afin de prendre en compte les flux horizontaux de sorte que (Allies, 2018) :

$$P = ET + Q + \Delta R \quad (t)$$

Avec P pour les précipitations, ET pour l'évapotranspiration, Q pour l'écoulement (de surface et subsurface) et ΔR (également régulièrement symbolisé par ΔS) pour la variation du stock d'eau dans le sol et le sous-sol incluant à la fois la réserve hydrique et la réserve hydrologique. Ce type de bilan est dénommé bilan hydrologique. Il est fréquemment employé pour estimer l'évapotranspiration sur des bassins versant jaugés et pour une période de temps relativement longue, plusieurs années, assurant l'état d'équilibre dans la variation du stock d'eau ($\Delta S = 0$), par une simple soustraction (Sposito, 2017 a). Ce bilan est également à la base du modèle empirique de Budyko (1974) reliant l'évapotranspiration réelle, l'évapotranspiration potentielle et les précipitations à l'échelle du bassin versant. Connaissant précisément les cumuls pluviométriques (ou l'écoulement de surface à l'exutoire) et l'apport énergétique pouvant conduire à l'évapotranspiration potentielle, la relation de Budyko, et ses modèles dérivés, permettent ainsi d'évaluer la quantité d'eau réellement évapotranspirée par un bassin versant pendant un laps de temps incluant à la fois l'état d'équilibre (longue période) et les périodes plus courtes pour lesquelles les variations du stockage de subsurface jouent un rôle conséquent (Sposito, 2017 b ; Moussa & Lhomme 2016).

Les éléments présentés précédemment mettent en exergue l'importance de la disponibilité en eau du sol selon les conditions de demande évaporatoire pour assurer aux plantes la satisfaction de leurs besoins. La plante adapte ainsi constamment sa transpiration selon les exigences climatiques mais aussi et surtout selon l'eau disponible. Du point de vue physiologique, le potentiel hydrique Ψ peut être assimilé comme la traduction de la capacité à retenir ou faire circuler l'eau plus ou moins disponible. Dans le continuum Sol-Plante-Atmosphère, c'est la différence de potentiel hydrique entre les différents compartiments qui assurent le sens et l'intensité des flux d'eau transpirés. Par exemple, si de l'eau dans le sol est disponible, celui-ci aura un potentiel hydrique relativement élevé vis-à-vis d'un potentiel de référence définissant l'état d'équilibre. De l'autre côté, si la demande atmosphérique (fort

pouvoir desséchant de l'air) est forte au niveau des stomates de la plante, le potentiel hydrique au niveau stomatique sera considéré comme faible par rapport au potentiel de référence et encore plus vis-à-vis du potentiel hydrique du sol. Dans une plante qui transpire, le potentiel hydrique est de plus en plus négatif sur le trajet allant du sol aux racines, puis aux tiges et aux feuilles jusqu'à la couche limite atmosphérique en contact avec la plante.

Le moteur de la transpiration et par conséquent de la montée de sève brute vers les parties hautes de la plante est donc assurément la différence de potentiel hydrique entre ses différents organes. Sous conditions météorologiques contraignantes (faible humidité relative, hautes températures...), il est ainsi aisé de comprendre que plus le sol est sec plus le potentiel hydrique des feuilles devra être bas afin d'assurer une force d'aspiration suffisante pour maintenir le transfert d'eau. Ceci n'est pas sans conséquence physiologique en situation extrême de déficit hydrique et peut même provoquer le phénomène de cavitation, sorte d'embolie qui rompt la circulation de la sève brute déclenchant un affaiblissement irréversible de la plante. Pour pallier à ce dramatique problème, la plante ralentit sa transpiration en fermant partiellement ou totalement ses stomates ou en réduisant sa surface foliaire. Cependant cette stratégie ne peut perdurer longtemps car elle engendre une diminution de la photosynthèse et de la croissance, le gaz carbonique nécessaire devant entrer par les stomates. Les différentes espèces végétales ont ainsi, au cours de leur évolution sous des climats ou environnements distincts, élaborées différentes stratégies d'adaptation face à la sécheresse, toujours dans le but d'optimiser le compromis entre transpiration et photosynthèse. Néanmoins, cette capacité est mise à mal de nos jours, par l'effet rapide du changement climatique qui induit des climats de plus en plus éloignés de ceux sous lesquels les espèces ont forgé, au cours du temps, leur adaptation écophysologique.

En résumé, il apparaît des parties précédentes que l'évapotranspiration est une variable clé du fonctionnement écohydrologique des écosystèmes, que cela soit à l'échelle globale, du bassin versant ou d'une parcelle (Fisher, 2017 ; Fisher, 2011). Cette affirmation est d'autant plus vraie pour les écosystèmes forestiers dont le rôle prépondérant dans le cycle de l'eau est de plus en plus mis en avant. Ellison *et al.* (2017) soulignent ainsi l'importance majeure des forêts sur les services écosystémiques liés à la régulation du cycle de l'eau et du climat (Figure 63). Ils rappellent que, localement ou globalement, les forêts sont intimement liées à la régulation et la redistribution des flux d'humidité atmosphérique et que le recyclage de ces flux par l'alternance précipitations-évapotranspiration permet de transporter l'humidité loin de son lieu d'origine.

De plus, les forêts participent à rafraîchir le climat local et global de par l'effet d'ombre et à cause de la vaporisation de l'eau par le flux de chaleur latente associée à la réduction de la chaleur sensible. Un autre bénéfice est spécifiquement fourni par les forêts de montagne : elles interceptent le brouillard ou les gouttelettes de nuages formées par condensation lors de l'ascension adiabatique. Cette capture de brume procure un apport d'eau loin d'être négligeable, qui peut se substituer aux précipitations notamment dans les zones à climat aride-semi-aride. Enfin, il a été montré que la présence d'un sol forestier favorise l'infiltration et la recharge des nappes souterraines. En effet, les racines des arbres et l'augmentation du taux de matière organique des sols liée à la litière forestière, améliorent la structure du sol et la stabilité des agrégats, et favorise l'activité de la faune du sol, ce qui tend à augmenter la macroporosité facilitant l'infiltration préférentielle. Le taux de couverture forestière affecte néanmoins la capacité d'infiltration. Il semblerait ainsi qu'une forêt épaisse présente le meilleur compromis dans la fourniture des différentes composantes du bilan d'eau (Figure 64).

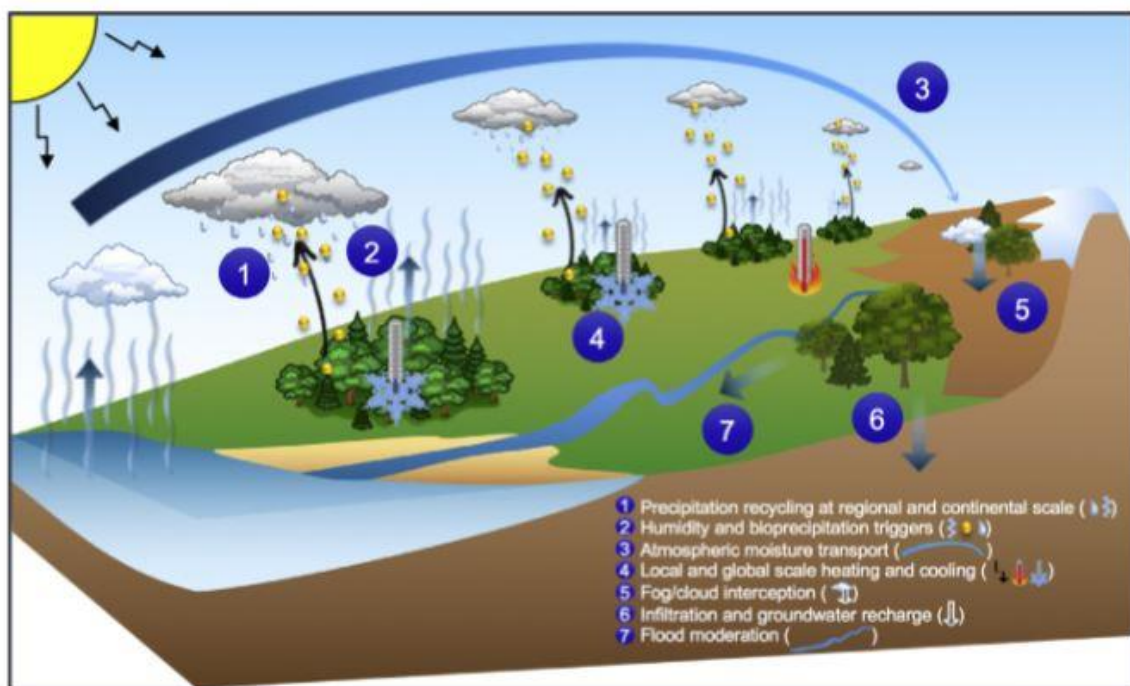


Fig.n° 63: Effets des forêts sur l'eau et le climat à l'échelle locale, régionale et continentale par le biais de la modification des cycles de l'eau et de l'énergie (Ellison *et al.*, 2017).

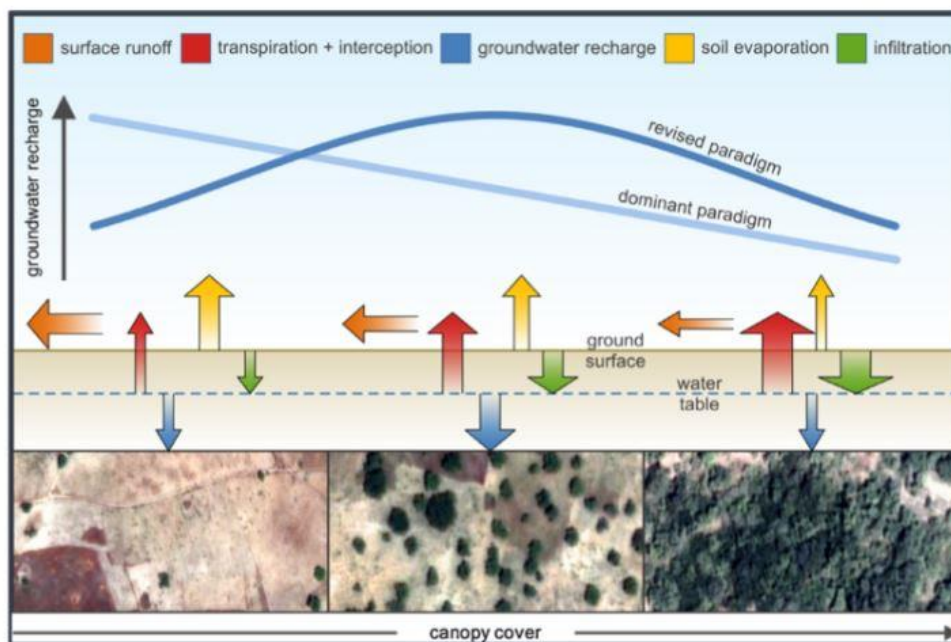


Fig.n° 64: Infiltration et recharge des eaux souterraines en fonction du couvert végétal (Ellison *et al.*, 2017 adaptée de Ilstedt *et al.*, 2016).

4. Matériels et méthodes pour la spatialisation de l'évapotranspiration

Il existe actuellement un ensemble d'outils pour mesurer assez précisément les échanges énergétiques surface-atmosphère régissant l'évapotranspiration à l'échelle locale. Ces systèmes de mesures comprennent les techniques pour mesurer les flux de sève de la plante, les lysimètres, bac d'évaporation, rapport de Bowen (rapport du flux de chaleur sensible sur le flux de chaleur latente), les tours à mesure des flux turbulents (Eddy Covariance) ou la scintillométrie.

Cependant, la plupart de ces instruments demandent un niveau d'expertise technique relativement élevé, sont coûteux financièrement, ne sont pas distribués exhaustivement sur la surface géographique du globe et surtout les mesures effectuées ne peuvent que rarement être étendues à l'échelle régionale (Montes, 2014).

Face à ces limites opérationnelles, la spatialisation de l'évapotranspiration à l'aide de données provenant de la télédétection, associées à des mesures météorologiques s'avère être l'approche la plus adaptée à l'échelle régionale. Elle utilise comme source de données principale l'imagerie par satellite dans divers domaines spectraux afin de modéliser l'essentiel des paramètres nécessaires à la résolution du bilan d'énergie de surface. La télédétection dans l'infrarouge thermique est sollicitée pour accéder à la température radiométrique de surface T_s , en tant que variable prioritairement requise, tandis que celle dans le spectre solaire est

pourvoyeuse des paramètres biophysiques complémentaires tels que l'albédo de surface, l'émissivité, la couverture végétale ou d'autres composantes du bilan d'énergie. Ces deux intervalles du spectre électromagnétique sont les plus majoritairement utilisés par les méthodes spatialisant l'évapotranspiration par télédétection bien qu'il faille relever que le domaine des micro-ondes (RADAR) est à même de fournir des informations sur l'humidité du sol et la structure ou rugosité de la couverture végétale.

D'une manière générale, la plupart des méthodes employant la télédétection pour spatialiser *ETR* peuvent être classées grossièrement en deux grandes catégories : les modèles de type combiné à base physique comme l'approche de Penman-Monteith (décrite dans l'équation (p)) et sa version plus simplifiée la méthode de Priestley-Taylor, ou les modèles reposant directement sur le bilan énergétique et dénommés par l'acronyme SEB (Surface Energy Balance).

Ces derniers déterminent l'*ETR* comme le terme résiduel de l'équation du bilan d'énergie de surface. Reprenant l'équation du bilan d'énergie (équation (f)), le flux de chaleur latente peut alors s'exprimer par : $LE = Rn - G - H$

L'objectif principal de cette approche consiste à modéliser, à l'aide des variables biophysiques télédéteectées et des paramètres météorologiques appropriés, les trois termes à droite de l'équation. Une fois les valeurs de ces grandeurs physiques reconstituées, l'évapotranspiration peut être déduite.

Parmi l'ensemble des modèles disponibles, des distinctions supplémentaires peuvent encore être envisagées selon la manière de représenter le type de résistance de surface, ou dans la prise en compte d'un seul ou de plusieurs pixels pour calculer l'évapotranspiration en un lieu donné. Concernant le premier point, on distingue ainsi les approches mono-source, composées par une seule source d'évaporation, des approches à double sources, séparant l'évaporation directe du sol et la transpiration. Pour le second point, on différencie les modèles « single-pixel », pour lesquels le calcul de l'évapotranspiration d'un pixel donné est indépendant des autres pixels, des modèles contextuels pour lesquels le calcul de chaque pixel d'une image dépend d'autres pixels représentatifs des valeurs extrêmes du territoire considéré. Ces valeurs extrêmes sont constituées par les pixels appelés « chaud » et « froid » dues à l'existence de zones sèches et humides sur une même image satellite (pixels secs et humides). L'hypothèse sous-jacente, est que pour une image de température de surface T_s donnée, la limite sèche/humide a souvent la température maximale/minimale, ce qui correspond à une *ETR* faible/élevée.

Notre objectif n'étant pas de faire l'état de l'art des différentes méthodes utilisées pour estimer l'évapotranspiration par télédétection, nous ne nous étendrons pas plus sur le sujet. Tout au plus, un schéma issu de la thèse d'Allies (2018) est présenté (Figure 65) afin de récapituler les différents types de modèles existants et resituer ceux qui ont été choisis pour notre travail. Le lecteur intéressé par des explications détaillées de ces modèles, pourra se référer, entres-autres, aux thèses de Montes (2014), Allies (2018) et Elfarkh (2021).

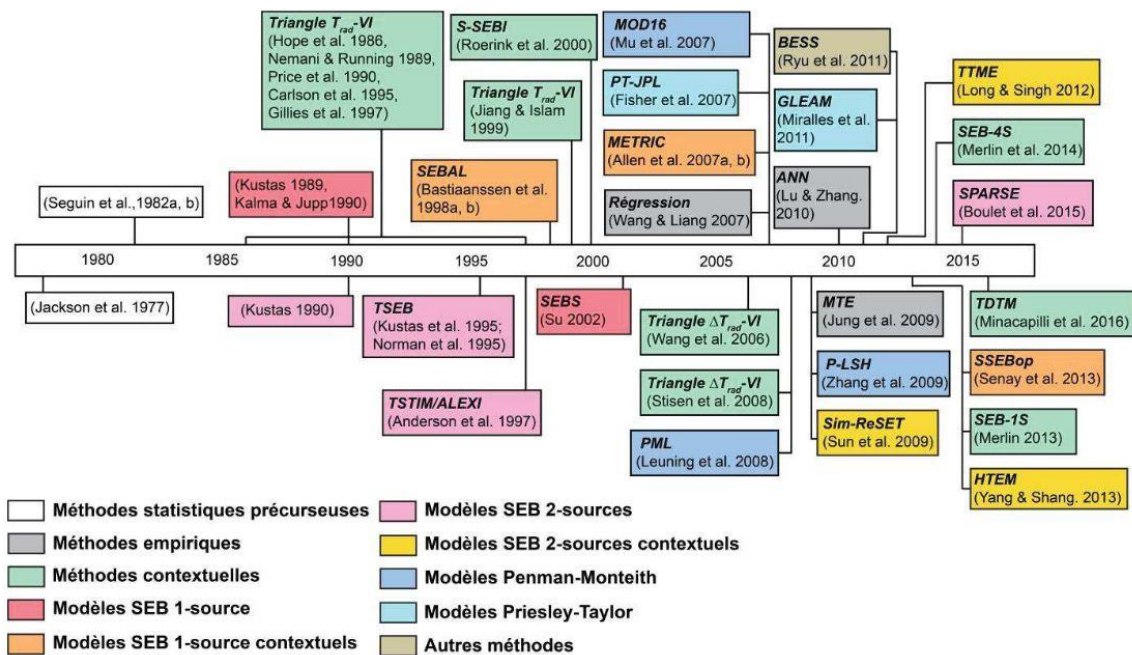


Fig.n°65: Historique des principaux modèles de spatialisation de l'évapotranspiration par télédétection (Allies, 2018 adaptée de K. Zhang *et al.*, 2016).

Au regard de ce schéma, les deux types de modèles retenus pour ce travail sont le modèle MODIS Global Terrestrial Evapotranspiration (ET) Product-MOD16 (Mu *et al.*, 2011) basé sur la logique de l'équation de Penman-Monteith et le modèle SEB une source contextuel METRIC (Mapping EvapoTranspiration at high Resolution with Internalized Calibration) (Allen *et al.*, 2007 a, b).

Le choix de ces modèles relève tout d'abord de l'accessibilité facilité des données issues de l'application de ces algorithmes, ce qui évite de réaliser toutes les étapes de traitement aboutissant à l'estimation de l'évapotranspiration. En second lieu, notre choix s'est porté sur le modèle METRIC car celui-ci a déjà été employé sur le territoire algérien. Hamimed *et al.* (2018) ont en effet appliqué cette méthode sur un agro-système semi-aride situé dans la plaine du Sersou (nord-ouest de l'Algérie).

L'algorithme MOD16 fournit des séries temporelles régulières de l'évapotranspiration réelle, en complément d'autres produits en lien avec l'évapotranspiration, à la résolution spatiale de 500 m de côté. Dans le cadre de cette étude, les produits, de la version 6.1, MOD16A2GF à la fréquence temporelle de 8 jours et MOD16A3GF à la fréquence annuelle, ont été acquis sur la période allant de début 2000 à fin 2019 et sur une étendue géographique centrée sur le nord-est de l'Algérie. La quantité d'évapotranspiration réelle de MOD16A2GF est la somme journalière de l'évapotranspiration sur la durée d'une semaine. Pour MOD16A3GF, il s'agit de la somme annuelle.

Les données METRIC proviennent de la plateforme EEFLUX (Earth Engine Evapotranspiration Flux). Cette plateforme est une version de METRIC qui opère sur des images LANDSAT depuis le système Google Earth Engine, un service de traitement d'images satellites procédant par serveurs informatiques distants (cloud). EEFLUX fournit des images d'évapotranspiration à la résolution spatiale du satellite LANDSAT (environ 30 m de côté). Les images disponibles dépendent de la répétabilité de passage du satellite LANDSAT et sont contraintes par le taux de contamination par les nuages. Compte tenu de ces contraintes, nous avons fait l'acquisition de 88 scènes exemptes de nuages sur le territoire de la forêt des Ouled Hannèche et couvrant une période allant de l'année 1990 à l'année 2013. Ces images constituent une série temporelle irrégulière du fait des restrictions en disponibilité d'images expliqué plus haut.

5. Résultats et discussions

Notre travail a pour but de mettre en évidence l'intérêt de l'évapotranspiration sur le territoire de la forêt des Ouled Hannèche en tant que service écosystémique lié à la régulation du climat. A partir des types de données précédemment décrits, nous définissons, par des méthodes simples à mettre en œuvre et définies ci-après, la différence de fourniture du paramètre évapotranspiration entre la forêt et les autres types d'occupation du sol. En complément, l'évapotranspiration réelle journalière estimée par le modèle METRIC est comparée selon le type de formation végétale pour plusieurs années jugées comme représentatives. Ce genre d'approche donne un premier aperçu de l'adaptation fonctionnelle à l'évapotranspiration selon l'espèce dominante caractérisant la formation végétale.

Les résultats de ces méthodes sont analysés en relation avec la variation de la sécheresse estimée par l'Indice Standardized Precipitation Evapotranspiration Index (SPEI) de Vicente-Serrano *et al.* (2010), en qualité de facteur explicatif (non unique) des quantités

éapotranspirées. Le SPEI repose sur le même principe que le SPI (Standardized Precipitation Index) décrit, en langue française, dans Djellouli *et al.* (2020). Le SPEI diffère du SPI par le fait qu'il utilise le bilan hydrique climatique simplifié (Précipitation – Evapotranspiration potentielle) en lieu et place des seules précipitations. La formulation originelle du SPEI détermine l'*ETP* nécessaire au bilan hydrique selon l'équation de Thornthwaite (1948) ne requérant que les températures moyennes mensuelles de l'air. Les valeurs de cet indice de sécheresse s'interprètent comme l'écart aux conditions normales prévalant sur une période climatologique de référence, ici établit sur 35 ans, de l'année 1979 à celle de 2013. Plus l'indice s'écarte positivement de la valeur nulle, plus la période prise en compte est humide vis-à-vis des conditions historiques. Plus la valeur de l'indice est négative, plus la sécheresse est prononcée sur la période considérée. Le SPEI a été conçu pour quantifier le déficit hydrique à de multiples échelles de temps, dont la durée dépend du type de sécheresse analysée et de l'application envisagée. Dans le cas présent, l'indice est calculé sur 12 mois à l'aide du package SPEI de R. La synthèse graphique du SPEI sur le territoire de la forêt des Ouled Hannèche est présenté Figure 66.

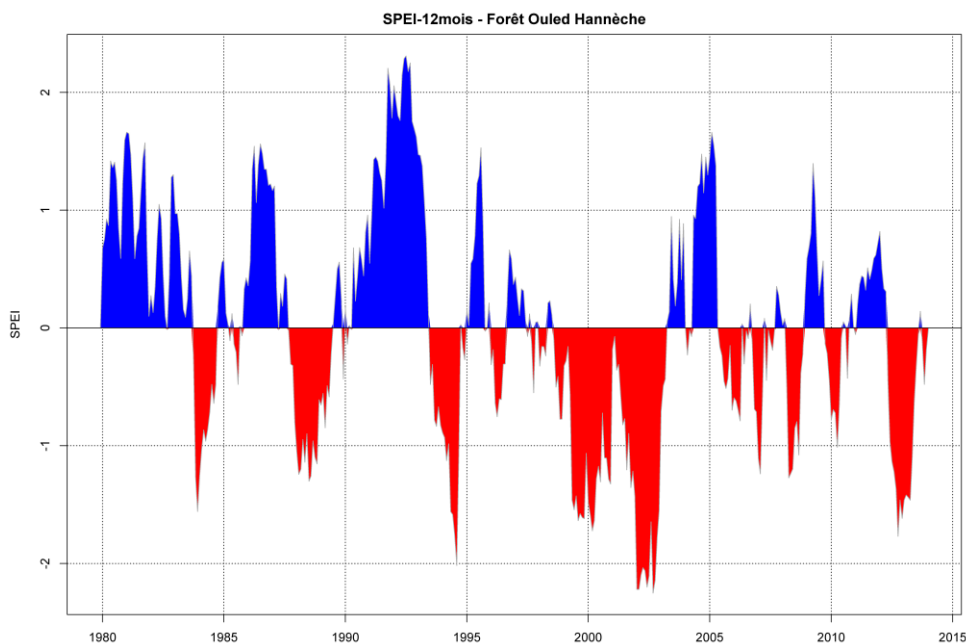


Fig.n° 66: Valeurs du SPEI-12 mois, de 1980 à 2013, à Ouled Hannèche.

La première méthode retenue pour mettre en avant la fourniture des services écosystémiques liés à l'évapotranspiration sur notre lieu d'étude consiste en un calcul de la moyenne annuelle de l'*ETR* et des précipitations (*P*), à la fois sur le territoire forestier proprement dit (limites de la forêt) et sur un secteur environnant, sensiblement de même

superficie que celle de la forêt, pour lequel l'occupation du sol diffère du couvert arboré. Plus précisément, la moyenne annuelle, pondérée par un taux de recouvrement du pixel à l'intérieur du polygone de l'entité (forêt ou non forêt), a été calculée sur les données MOD16A3GF et sur les précipitations CHELSA. La période d'analyse est restreinte à 2000-2013, seul intervalle de temps commun aux deux produits. La moyenne pondérée par le taux de recouvrement spatial a été calculé à l'aide du package exactextractr de R. Les résultats sont fournis pour la forêt dans la Figure 67 et pour le territoire non forestier, essentiellement agricole et steppique, dans la Figure 68.



Fig.n° 67: Moyenne de la somme annuelle de l'évapotranspiration réelle et des précipitations sur le territoire de la forêt.



Fig.n° 68: Moyenne de la somme annuelle de l'évapotranspiration réelle et des précipitations sur le territoire non-forestier.

Pour sensiblement les mêmes cumuls pluviométriques, l'analyse comparée des deux graphiques montre une différence dans la quantité d'eau évapotranspirée, malgré une tendance d'évolution inter-annuelle similaire. L'évapotranspiration annuelle de la forêt est toujours plus élevée que celle des autres types d'occupation du sol. Le différentiel d'évapotranspiration chaque année, s'élève en moyenne à environ 76 mm d'eau/an (38 mm/an au minimum et jusqu'à 100 mm/an d'écart au maximum) tandis que la différence de précipitations n'est que de 17 mm/an en moyenne (écart minimum de 6mm/an et maximum de 31 mm/an). Cet écart souligne implicitement une différence de disponibilité et/ou d'accès à l'eau entre le couvert forestier (arbres, arbustes, ...) et les autres types de recouvrement de surface. Les quantités révélées sont significatives, d'autant plus en proportion des pluies annuelles.

Un autre point remarquable, concerne le nombre d'années pour lesquelles l'eau renvoyée dans l'atmosphère est en surplus par rapport aux apports pluviométriques. La forêt d'Ouled Hannèche présente 7 années sur 14 dans ce cas tandis que son environnement n'en compte qu'une seule. Ces éléments semblent être en accord avec l'acceptation générale d'une plus grande fourniture en eau « verte » (transpiration+évaporation de l'interception) de la part des écosystèmes forestiers comparativement aux autres écosystèmes, qu'ils soient d'origine

naturelle ou significativement artificialisés (Ellison *et al.*, 2017). Cette particularité étant sans doute encore plus importante sous climat semi-aride en général et méditerranéen en particulier (Vicente *et al.*, 2018). La contrepartie est probablement une plus faible fourniture en eau « bleue » (ruissellement+recharge de l'aquifère), bien que l'aspect alimentation en eaux souterraines soit plus à nuancer compte tenu de la meilleure capacité d'infiltration des sols forestiers. Sur ce dernier point, la nature géologique de la roche mère constituant l'encaissant des aquifères joue sans aucun doute un rôle important.

Dans le cas d'Ouled Hannèche, les massifs calcaires et dolomitiques constituant l'essentiel de la chaîne montagneuse, sont connus pour constituer les réservoirs qui alimentent un certain nombre de sources (Cruys, 1955). Cet auteur indique que ces sources sont presque toujours en rapport avec des failles plus ou moins importantes et jaillissent à l'affleurement des couches marneuses constituant le substratum imperméable des nappes aquifères dans les calcaires et dolomies qu'elles supportent. L'action de la forêt, de par le système racinaire et l'apport en matière organique, sur la capacité à faciliter l'approvisionnement de ces réservoirs est vraisemblablement loin d'être négligeable. Dans le même ordre d'idée, le développement des racines et la profondeur à laquelle celles-ci vont puiser l'eau du sol, révèle une faculté augmentée d'accès à l'eau disponible qui se répercutera dans l'activité de la transpiration. Ce point prend une importance particulière au regard de la Figure 69, montrant la variation saisonnière, sur la période 2000-2013, de l'évapotranspiration réelle (moyenne mensuelle de MOD16A2GF) d'une forêt, où l'espèce dominante est le cèdre, et d'une culture céréalière. Les deux lieux représentant ces classes d'occupation du sol n'étant séparés que de 3 kilomètres afin de conserver une pluviosité similaire. La Figure 69 met immédiatement en évidence la disparité entre les quantités d'eau évapotranspirées sur la période estivale, définie par l'espace de temps entre le mois d'Avril et d'Octobre sur le graphique.

Chaque été, il est ainsi reflété une évapotranspiration bien plus importante pour la forêt que pour la culture dont le sol est faiblement recouvert. Bien qu'atténuée pendant les années sèches (indiquées par le SPEI), cette différence reste constante sur toute la période considérée et prend même une ampleur considérable au regard de l'aire entre les deux courbes pour les années normales et humides. L'humidité du sol conservée sur un temps plus long et surtout la prospection de l'eau plus en profondeur par les racines des arbres y étant sans doute pour beaucoup dans cet écart. Ceci est en adéquation avec les modélisations effectuées par Gentine *et al.* (2012) montrant une meilleure efficacité de transpiration associée à une plus grande profondeur racinaire pour les plantes ayant évoluées sous un climat présentant un décalage

saisonnier entre la période du pic d'énergie (évapotranspiration potentielle) et celle du maximum pluviométrique; configuration typique du climat méditerranéen.

La persistance de la transpiration estivale chez les arbres de la forêt est synonyme d'un apport continu en vapeur d'eau dans l'atmosphère ambiante, ce qui augmente l'humidité relative durant cette période sèche. Cette aptitude est à mettre en relation avec la complémentarité entre l'évapotranspiration réelle et l'évapotranspiration potentielle telle que l'a définie Bouchet (1963). Cette relation stipule que quand *ETR* diminue à mesure qu'un environnement humide s'assèche, *ETP* augmente car l'énergie qui aurait été utilisée pour entraîner l'évapotranspiration réelle est maintenant de l'énergie disponible dans le système. Dans le cas d'une forêt, c'est le cas inverse qui se produit, la surface atmosphérique devenue plus humide peut absorber plus d'énergie, laissant ainsi moins d'énergie disponible pour entraîner *ETP*, qui est une variable énergétique (Fisher *et al.*, 2011 ; Maes *et al.*, 2019). En d'autres mots, la vapeur d'eau fournie par la transpiration de la forêt durant l'été atténue le pouvoir desséchant de l'air et diminue ainsi la demande évaporatoire de la région environnante. Lhomme & Moussa (2016) ont mis au point une méthode basée sur la modification des équations de type Budyko pour estimer cette caractéristique à l'échelle d'un bassin versant.

Dans l'éventuelle poursuite des travaux engagés dans cette thèse, il pourrait être judicieux d'appliquer cette méthode à la forêt d'Ouled Hannèche. Ceci pourrait s'inscrire dans une meilleure compréhension de l'influence de la forêt sur le climat local et régional, dont l'effet est manifeste en Algérie, et connu depuis longtemps comme en témoigne Boudy (1952) qui la signalait déjà dans les années cinquante.

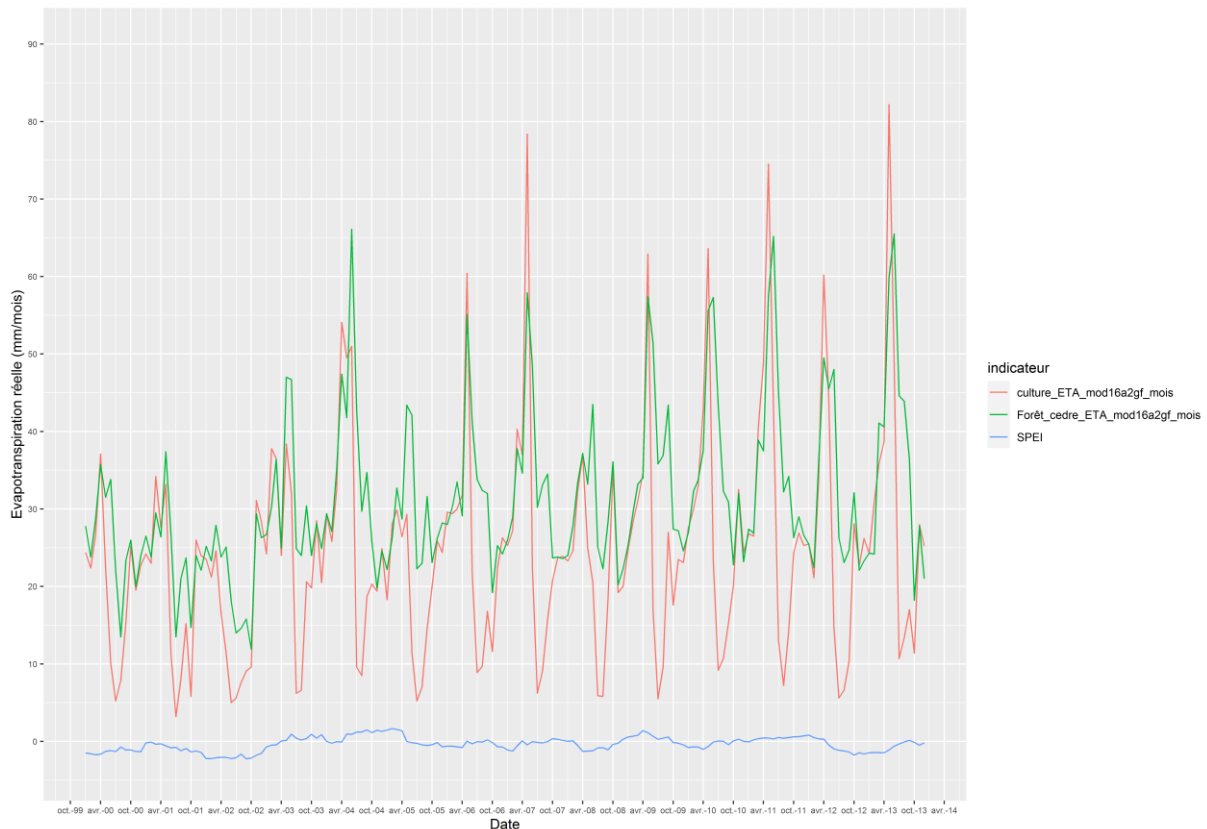


Fig.n° 69: Variation saisonnière, sur la période 2000-2013, de l'évapotranspiration réelle.

Pour compléter et développer la caractérisation de l'influence générale de l'évapotranspiration de l'écosystème forestier sur la régulation du climat régional et local, nous fournissons une estimation de l'évapotranspiration réelle selon le type de formations végétales. Les résultats présentés dans les figures suivantes indiquent l' *ETR* journalière de six formations végétales calculée par la méthode METRIC à différentes dates de l'année. Les années retenues sont choisies de manière à représenter soit une année humide, soit une année sèche, soit une année sous conditions climatiques « normales » en fonction des valeurs prises par le SPEI (Tableau 16, 17, 18). La valeur présentée correspond à la moyenne de l' *ETR* pour l'ensemble des relevés appartenant à une même formation caractérisée par son espèce dominante.

L'année 1990 (Figure 70) est une année considérée comme « normale », légèrement humide, avec un SPEI s'écartant peu de 0. Le classement de la quantité évapotranspirée selon la formation végétale reflète souvent l'ordre croissant suivant : matorral de Pistachier lentisque, steppe, matorral dense de Chêne vert, forêt de Pin d'Alep, forêt de Cèdre de l'Atlas et matorral d'Erable de Montpellier. Cet ordre peut être modifié aux dates correspondant à la saison estivale où l'on constate que le Chêne Vert transpire plus que le Pin d'Alep. L'hiver, le Pin d'Alep transpire autant que les deux espèces les plus efficaces dans cette fonction, l'Erable de

Montpellier et le Cèdre de l'Atlas. Ces constatations sont corroborées par les travaux portant sur les traits fonctionnels et les stratégies de résistance au déficit hydrique du Pin d'Alep et du Chêne Vert synthétisés par Vicente *et al.*, 2018. Ceux-ci signalent que le Pin d'Alep possède un système racinaire d'extension relativement peu profonde tandis qu'au contraire le Chêne Vert présente un système racinaire capable d'explorer le sol en profondeur. Au Pin d'Alep est associée une évapotranspiration plus performante quand l'humidité du sol est suffisante en surface alors que le Chêne Vert se montre toujours efficient quand l'eau disponible se trouve à plus grande distance de la surface. Cette observation prend encore plus de poids au regard des stratégies de résistance à la sécheresse pour ces deux espèces. Schématiquement, le Pin d'Alep adopte une stratégie d'évitement à la sécheresse, fermant ses stomates à un potentiel hydrique plus élevé (en valeur relative) que celui du Chêne Vert dont les caractéristiques physiologiques lui font adopter une stratégie de tolérance à la sécheresse (Vicente *et al.*, 2018). Au regard des Figures 71 (année 1992) et 72 (année 2000), un raisonnement dans le même ordre d'idée peut conduire à formuler quelques hypothèses sur les caractéristiques fonctionnelles face à la sécheresse pour l'Erable de Montpellier et le Cèdre de l'Atlas.

Tableau 16 : Indice de sécheresse SPEI mensuel pour l'année 1990.

Date	01-1990	02-1990	03-1990	04-1990	05-1990	06-1990	07-1990	08-1990	09-1990	10-1990	11-1990	12-1990
SPEI	0.18	-0.14	0.02	-0.01	0.68	0.23	0.43	0.68	0.58	0.44	0.81	0.96

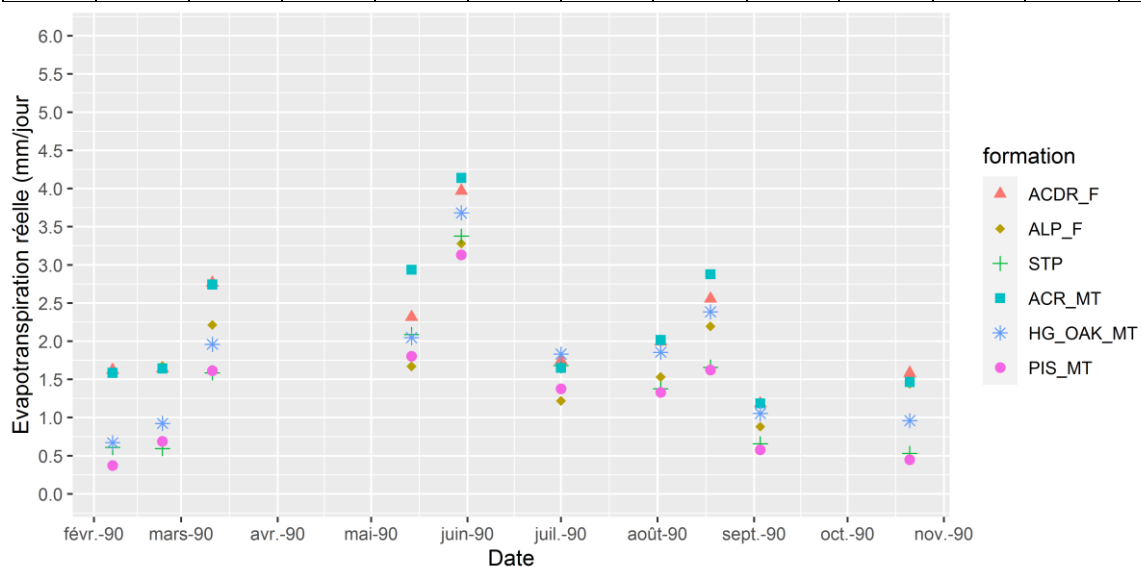


Fig.n° 70: Evapotranspiration réelle journalière par type de formation végétale à différentes dates de l'année 1990.

L'année 1992 est une année particulièrement humide avec un SPEI toujours supérieur à 1 et même supérieur à 2 pendant l'été. Pendant cette année, l'ETR de la formation à Erable de Montpellier est presque continuellement supérieur à celle de la formation à Cèdre de l'Atlas,

bien que les quantités présentées diffèrent d'un faible ordre de grandeur. A l'inverse, un ordre contraire s'observe pour l'année 2000, année sèche, avec une *ETR* du Cèdre de l'Atlas toujours légèrement supérieure à celle de l'Erable de Montpellier pour les mêmes périodes analysées. On peut supposer que l'Erable de Montpellier possède une plus grande faculté à évapotranspirer quand les conditions d'alimentation en eau sont globalement satisfaisantes, toutes proportions gardées compte tenu du déficit hydrique récurrent sous ce territoire, supplantée uniquement par celle du Cèdre quand l'accès à l'eau est rendu plus difficile où la probable plus grande capacité de déploiement du système racinaire de cette espèce lui permet de restituer plus de vapeur d'eau dans l'atmosphère. Bien entendu, ces deux dernières déclarations ne sont que des hypothèses et il conviendrait d'en vérifier la pertinence au regard d'une investigation plus aboutie.

Tableau 17 : Indice de sécheresse SPEI mensuel pour l'année 1992.

Date	01- 1992	02- 1992	03- 1992	04- 1992	05- 1992	06- 1992	07- 1992	08- 1992	09- 1992	10- 1992	11- 1992	12- 1992
SPEI	2.06	1.93	1.80	1.76	2.15	2.29	2.31	2.18	2.25	1.75	1.69	1.62

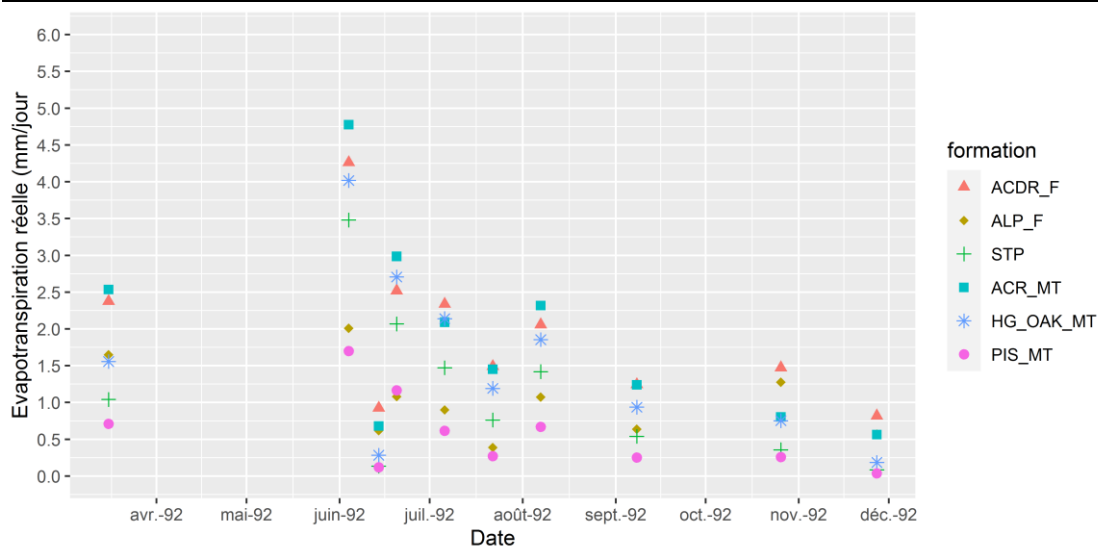


Fig. n°71: Evapotranspiration réelle journalière par type de formation végétale à différentes dates de l'année 1992.

Tableau 18 : Indice de sécheresse SPEI mensuel pour l'année 2000.

Dates	01- 2000	02- 2000	03- 2000	04- 2000	05- 2000	06- 2000	07- 2000	08- 2000	09- 2000	10- 2000	11- 2000	12- 2000
SPEI	-1.48	-1.59	-1.72	-1.64	-1.28	-1.17	-1.31	-0.72	-1.10	-1.11	-1.28	-1.32

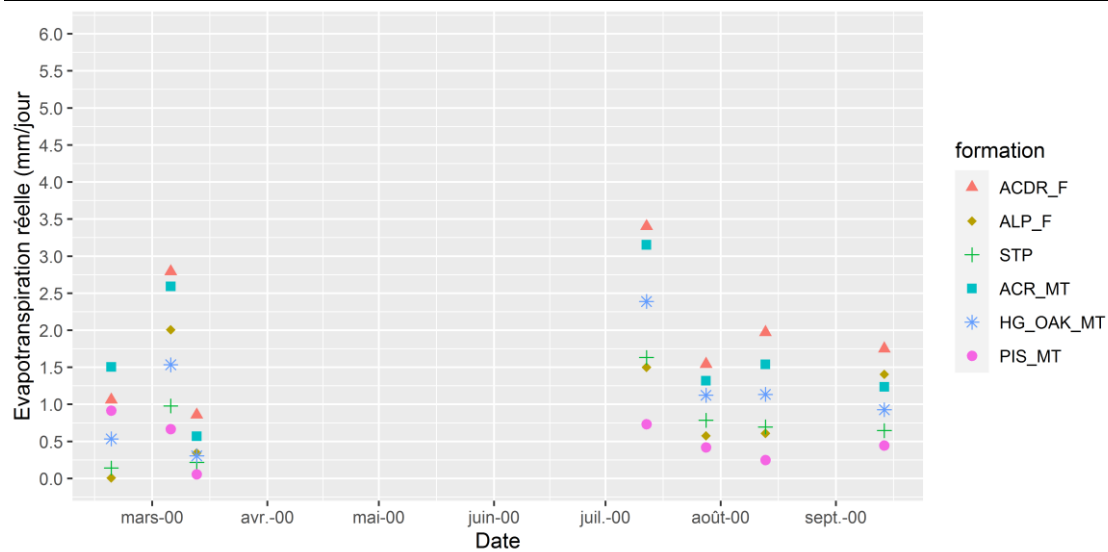


Fig. n°72: Evapotranspiration réelle journalière par type de formation végétale à différentes dates de l'année 2000.

Partie 3 : Evaluation de la demande en SE de la zone d'étude

Chapitre 8 : La demande en services écosystémiques : *Les usages et les usagers de la forêt des Ouled Hannèche*

Introduction

La dimension sociale est primordiale dans le concept de SE. Nous nous intéressons dans ce chapitre à la demande en SE de la forêt des Ouled Hannèche, par la société, à travers ses usages et ses usagers. Mais dans un premier temps, et pour but de mise en contexte, il nous semblait intéressant d'évoquer la notion de « propriété » en rappelant l'évolution de la propriété foncière, notamment celle des forêts en Algérie, et également de s'étendre sur l'évolution de leurs statuts juridique. Ces deux volets sont liés au concept de SE et pourraient présenter un enjeu surtout pour l'évaluation économique et la pérennité de la forêt.

Les SE peuvent être déduits des usages de l'écosystème en question. Dans ce chapitre, nous cherchons également à identifier les SE reconnus par les parties prenantes du secteur forestier, plus précisément à Ouled Hannèche. Pour répondre à notre objectif, nous avons eu recours aux méthodes de l'enquête.

Cette forêt du domaine public, qui est vouée surtout aujourd'hui à la protection des sols dans cette région semi-aride, pourrait-elle s'ouvrir à des usages sociaux multiples en tirant parti de l'intérêt que lui portent les habitants de Ras El Oued ?

Dans ce travail, nous analysons comment les usages ont évolué, évoluent et évolueront selon les contextes foncier, juridique et social passés et actuels. La diversité des différents usages sociaux reflète-t-elle des valorisations différentes des ressources forestières ?

1. Histoire de l'organisation de la propriété foncière en Algérie

La notion de services écosystémiques relève de celle de la « propriété ». Celle-ci est définie comme étant le : « *Droit d'user, de jouir et de disposer d'une chose d'une manière exclusive et absolue sous les seules restrictions établies par la loi* » (Dictionnaire LAROUSSE, en ligne).

L'un des enjeux de la commercialisation des biens et services écosystémiques résulte dans la détermination du propriétaire, c'est à dire distinguer qui pourrait avoir le droit d'en bénéficier ? De quels droits bénéficie-t-il ? Selon quels règlements? Notamment quand il s'agit d'un capital naturel, telles les forêts, dont les droits de propriété ne sont pas clairement définis et peuvent être en évolution continue.

L'analyse historique du statut foncier des terres en Algérie, en particulier celui des terres rurales et des forêts, permet de comprendre l'évolution du régime de la propriété et les multiples usages sociaux de ce secteur au cours du temps.

Une grande partie du Nord de l'Algérie et des hautes plaines était caractérisée par un mode de vie majoritairement pastoral et agro-pastoral de l'antiquité jusqu'à la fin du XIX^{ème} siècle. En effet, les tribus Numides étaient fondées essentiellement sur le régime de la propriété tribo-communautaire (Montagnon, 2012 ; Darmon, 2009). Les pâturages et les forêts étaient donc sous le régime d'exploitation collective. Ce système de propriété indivise, établi sur le droit du sang, s'est transmis de génération en génération. Il ne s'est effondré complètement qu'au XIX^{ème} siècle, plus précisément au début de l'occupation française via des textes de lois légiférant le processus de domanialisation (public ou privé) des terres (Bensaid *et al.*, 2006 ; Khalfoune, 2016).

Bien que les statuts juridiques du foncier avant 1830 fussent changeants, le foncier a tout de même conservé une nature collective de la propriété. Dans cette étude nous nous intéressons à l'évolution historique du statut foncier des terres forestières et de montagnes. L'examen de la littérature permet de distinguer : Les statuts *arch* et *melk* selon le droit coutumier, le statut *habous* ou *waqfs* selon le droit islamique, le statut *beylik* ou *azel* selon le droit ottoman et les statuts domaine public et domaine privé selon le droit français (Khalfoune, 2016).

Le statut *melk* des terres existait en Algérie à l'orée du XVI^{ème} siècle. Le bien *melk* (en arabe) fait référence à une propriété privée individuelle ou, le plus souvent, familiale caractérisée par la condition de l'indivision. L'ensemble des propriétés *melk* se trouvent

essentiellement dans la périphérie des centres urbains, dans certains massifs montagneux ou les oasis du Sud. La population (sédentaire ou partiellement sédentaire) possédant ces terres pratique l'élevage, l'arboriculture et quelques cultures vivrières (Montagnon, 2012 ; Khalfoune, 2016).

Les terres de statut *arch* (terre de tribu) sont des biens collectifs impersonnels dont l'existence remonterait à l'antiquité. Ces terres, possédées par des communautés, sont régies par les rites et coutumes locaux, c'est-à-dire que les tribus disposant d'un droit de jouissance sur les terres *arch* ne peuvent ni les aliéner ni les léguer. Les terres arables et de parcours des hautes plaines et de la steppe, de même que certaines zones basses de montagne ou de piémont sont souvent de statut collectif (*arch*) (Bourbouze *et al*, 2010 ; Khalfoune, 2016).

- *Régime de propriété foncière établi par le droit musulman*

Avec l'avènement de l'Islam, l'Algérie a également connu d'autres régimes de la propriété foncière (*habous* et *kharadj*). Le terme *habous* est usité, jusqu'à la dominance Ottomane, pour caractériser « un bien, immobilisé, rendu imprescriptible et inaliénable par la volonté du donateur au profit de fondations pieuses ou d'utilité publique » (Khalfoune, 2016).

Dans le droit musulman, la propriété dépendait de la vivification de la terre par le travail. De ce fait, les terres qui n'ont connues de la part d'aucun le fait d'appropriation, sont dites terres mortes. Elles n'appartiennent à personne et sont accréditées au premier occupant par leur vivification ou mise en valeur. Pour vivifier une terre, il faut au préalable obtenir l'autorisation du souverain.

En Afrique du nord, les forêts étaient considérées par la loi musulmane comme des « terres mortes ». Ces biens appartenaient à toute la communauté musulmane, représentée par l'autorité souveraine. Les forêts ne pouvaient prendre le caractère privatif que par la mise en culture. À cette époque, les seuls usages de la forêt étaient de satisfaire aux besoins des riverains (à moins d'une journée de marche) et aux pâturages de leurs troupeaux (Guignard, 2004).

- *Types de propriété foncière durant la domination Ottomane*

La domination Ottomane de l'Algérie avait, à son tour, sa propre empreinte sur l'organisation des statuts juridiques des terres et leurs modes de gestion. Une grande partie des terres non cultivées, appartenant autrefois aux tribus, devient propriété *beylik* (l'équivalent de la propriété domaniale appartenant à l'Etat aujourd'hui). Ces terres sont appelées *azel-el-beylik* (terres du bey). Le *beylik* avait, en outre, la disposition des terres mortes tant qu'elles n'étaient l'objet d'aucune vivification : les bois et forêts lui appartenaient à titre privé. Les terres du *beylik*

approvisionnaient tout ce qui est nécessaire pour l'armement des armateurs, la provision des camps et des garnisons et la table du gouvernement (Mahi, 2015).

- Statuts juridiques du foncier pendant l'occupation Française

Cette période est caractérisée principalement par l'effondrement des institutions tribales, et par conséquent la disparition de la propriété collective qui lui correspondait, et l'instauration de la propriété individuelle et privée. Ceci a été réalisé par des moyens militaires, d'une part, et administratifs et juridiques d'autre part (Guignard, 2010). Au début, non seulement la propriété domaniale, mais aussi toutes les terres non travaillées, y compris celles de chaque commune (pâturages, forêts et friches), devinrent la propriété du roi de France Louis-Philippe (Mahi, 2015). Les autochtones commencèrent donc à être dépossédés de leurs droits d'usage des terres, par la prescription de textes juridiques les empêchant de semer, de récolter, de pâturer et de jouir de leurs champs. En 1851, les forêts (2 millions d'ha) sont rattachées au domaine de l'Etat privant ainsi les agriculteurs comme les agro-pasteurs de ressources économiques vitales pour leur existence (Ben Mahmoud & Brun, 2009).

2. Mécanismes juridiques de l'organisation du foncier

L'application des dispositions du sénatus-consulte du 22 Avril 1863 par le service des forêts (créer en 1836) a permis la fixation des limites légales du domaine forestier et du statut juridique des forêts. Plusieurs lois ont permis, par la suite, d'agrandir les domaines gouvernementaux, telle la loi Warnier (1873) permettant de nouvelles confiscations de pâturages et de jachères. Ces mécanismes juridiques visaient, également, le morcellement de la propriété tribale et l'instauration de la propriété individuelle (Boudy, 1952 ; Fredj, 2013).

Après la délimitation des territoires forestiers, ceux-ci ont subit progressivement l'application d'un ensemble de règlements provenant du code forestier du 21 février 1903 dont le texte fut complété par la suite. Les lois du code forestier ont été caractérisées par leur sévérité, elles s'inscrivent dans une logique de conservation des territoires forestiers basée sur le contrôle des droits d'usage, *i.e* la limitation, jusqu'à la suppression des droits d'usages tribaux (Boudy, 1952). Le code forestier a de fait réduit les territoires et droits d'usage, notamment lorsqu'il s'agissait du pâturage³⁷. Ce dernier serait considéré comme un délit moyen ou majeur. La législation a interdit par la suite d'utiliser les produits forestiers pour des transactions commerciales. Les usagers de la forêt devaient payer une certaine somme contre leurs usages,

³⁷ Nouchi explique que l'examen détaillé des dossiers du sénatus-consulte et des statistiques dressées entre 1845 et 1855 a fait apparaître que les forêts ne semblaient pas être surchargées par le nombre de bestiaux qui viennent y chercher leur pâture (Nouchi, 1959).

cela a eu comme conséquence la baisse drastique du nombre d'usagers. De ce fait, les forêts sont devenues des espaces fermés, interdites aux populations autochtones mais dont une partie est surexploitée notamment pour fournir l'armée française en bois, ou bien elles ont été attribuées à des sociétés privées. En conséquence, les espaces forestiers ont repris naturellement, mais ceci a eu lieu aux dépens de l'économie de la population locale (Davis, 2007).

Aperçu sur le bilan des usagers et usages des forêts en Algérie

Le forestier P. Boudy dénombre, en 1942, 1 315 000 usagers forestiers, dont 870 000 dans le seul département de Constantine. Il en distingue 2 types: les usagers intégraux qui tirent toutes leurs ressources de la forêt, et les usagers partiels qui n'utilisent celle-ci que partiellement. A cette époque, il est considéré qu'un Algérien sur cinq, un paysan sur 4, tire ses moyens d'existence de la forêt (Boudy, 1952). Cette relation entre la forêt et ses usagers est décrite subséquentement par Nouschi (1959) « *Les fellahs ne peuvent pas imaginer vivre loin de leur bois. L'attachement est sentimental pour certains, mais il est conditionné par la place que tient la forêt dans la vie de ces paysans* ».

Le même auteur a listé dans ses travaux les usages, qui étaient connus, des territoires forestiers Algériens, soulignant ainsi la multifonctionnalité et l'importance de ces espaces naturels. Les usages répertoriés concernaient l'emploi du bois comme matériaux de construction, comme source d'énergie pour se chauffer, pour la cuisson des aliments ou pour l'obtention du charbon de bois. Le bois servait à la fabrication d'ustensiles, d'outils agricoles, d'armes, de meubles, de presses etc. Le bois et le liège représentaient une matière première à commercialiser. Certaines espèces d'arbres ont été exploitées pour en extraire du tan (pour le tannage des peaux) ou du goudron. La forêt représentait également une source d'alimentation avec les glands doux, et un lieu où l'on peut trouver du miel sauvage. Elle est aussi une source d'alimentation pour les animaux et procure des terrains de parcours pour les troupeaux. Enfin, les forêts permettent de maintenir l'humidité du sol par l'intermédiaire des racines profondes (Nouschi, 1959).

3. Le régime général des forêts à l'époque actuelle (postcoloniale)

Au lendemain de l'indépendance, les forêts, les terres à vocation forestière et les autres formations forestières feront partie du domaine économique de l'État Algérien. Ce domaine est inaliénable, imprescriptible et insaisissable. Ces biens sont soumis au Régime Général des Forêts, ce dernier n'a pas changé beaucoup depuis 1950 jusqu'à aujourd'hui (il est inspiré du code forestier Français). La loi N° 84-12 du 23 Juin 1984 portant Régime Général des Forêts

donne à la forêt la définition suivante : « *On entend par forêt, toute terre couverte d'essences forestières sous forme de peuplement à l'état normal... On entend par peuplement à l'état normal, tout peuplement comportant au minimum: cent (100) arbres à l'hectare en état de maturité en zone aride et semi-aride. Trois cents (300) arbres à l'hectare en état de maturité en zone humide et subhumide* » (article 8 et 9). C'est une définition normative sur des bases scientifique et techniques.

Les forêts en Algérie sont classées, selon la loi, en trois principales catégories qui sont :

- Les forêts d'exploitation dont la fonction principale est la production du bois et autres produits forestiers.
- Les forêts de protection dont la principale fonction est la protection des terres, des infrastructures et ouvrages publics contre les érosions.
- Les forêts et autres formations forestières destinées spécialement à la protection des raretés et des beautés naturelles, à la récréation et la détente en milieu naturel, la recherche scientifique et l'enseignement et à la défense nationale.

Aujourd'hui, la forêt n'est plus un espace fermé ni un espace ouvert complètement. Autrement dit, certains usages sont tolérés maintenant par le code forestier postcolonial, qui liste les usages autorisés et/ou interdits. Les autorités décident au cas par cas des usages et usagés admis dans telle ou telle forêt. A titre d'exemple, le pâturage dans le domaine forestier national est organisé par voie réglementaire. Le *wali* (préfet) précise par arrêté, la délimitation des territoires et la durée pour lesquels le pâturage est autorisé ou interdit. A présent, les personnes vivant à l'intérieur ou à proximité des forêts domaniales bénéficient, conformément à l'actuelle loi forestière, du droit d'usage de ces dernières pour leurs besoins domestiques et l'amélioration de leurs conditions de vie (<http://faolex.fao.org/docs/pdf/alg2005.pdf>).

Depuis, la société Algérienne a évolué et de nouveaux usages de la forêt sont apparus. Récemment, les pratiques de loisirs ont été prises en compte par la loi forestière pour répondre à cette nouvelle demande sociale. En application des dispositions de la loi n° 84-12 du 23 juin 1984, le décret exécutif n° 06-368 du 26 Ramadhan 1427 correspondant au 19 octobre 2006 fixe le régime juridique de l'autorisation d'usage pour les forêts récréatives ainsi que les conditions et les modalités de son octroi. La définition de la forêt récréative selon ce décret est la suivante : « *toute forêt, section de forêt, ou toute formation forestière, naturelle ou plantée, aménagée ou à aménager, relevant du domaine forestier national et destinée à la récréation, à la détente, aux loisirs et à l'écotourisme* ». L'autorisation d'usage pour les forêts récréatives est limitée à une durée de vingt ans et donne lieu au versement d'une redevance fixée selon la réglementation en vigueur (<http://faolex.fao.org/docs/pdf/alg67505.pdf>).

Les autorités forestières installent de fait par voie réglementaire une gouvernance (top-down) de la ressource forestière en établissant des règles d'accès à l'espace forestier et à ses ressources. Mais elles se trouvent confrontées à la pression et aux conséquences des pratiques réelles des usagers. Pour trouver un compromis il est nécessaire de comprendre les attentes des usagers (bottom-up).

En complément de l'aperçu historique de la propriété foncière et du statut des terres forestières en Algérie, il convient maintenant d'aborder brièvement l'histoire spécifique de la forêt des Ouled Hannèche sous l'angle de la relation qu'entretenait la population locale avec ce territoire. Dans un second temps, nous traitons des usages actuels de la forêt à travers une enquête sociale auprès de la population environnante.

4. Histoire du territoire des ouled hannèche

Les sépultures mégalithiques signalées sur les versants des montagnes des Ouled Hannèche et dans les Maâdid (Figures 73, 74) révèlent que dans cette région la présence humaine et leurs pratiques, entre autres le pâturage, est très ancienne. Elle remonte sans doute au Néolithique, époque à laquelle l'homme a commencé à délaisser son mode de vie de chasseur cueilleur pour un mode de vie basé sur la production et l'élevage, notamment de moutons et de chèvres (Camps, 2000).

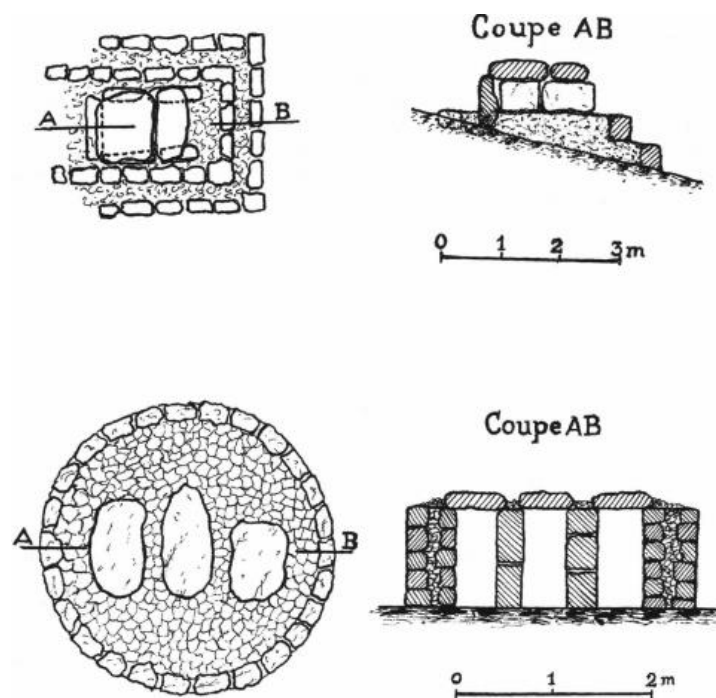


Fig. n° 73 : Schéma des monuments mégalithiques des Ouled Hannèche : En haut, dolmen sur socle carré ; en bas, chouchet à sépulture multiple (Camps, 2000).

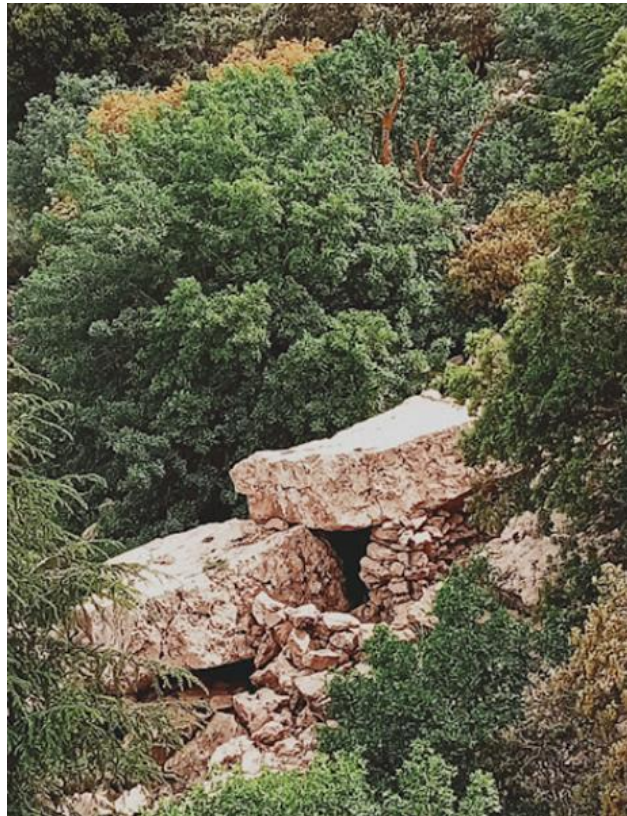


Fig. n°74 : Monument mégalithique des Ouled Hannèche (Source : Nabil Toufik).

La région des Maadid et des Ouled Hannèche a connu son essor pendant le 11^{ème} siècle. C'est une période pendant laquelle ce territoire a connu la présence d'un grand nombre d'habitants. En effet, selon Goyt (1884) c'est dans ce lieu que s'est installée la civilisation des Hammadites dont les vestiges existent jusqu'à présent : *« C'est, en effet, dans le Maadid, au cœur même de cette région tourmentée et sauvage, que les princes hammadites bâtirent la Kalaa qui porte encore leur nom, Kalaa qui, après avoir été leur première capitale, resta longtemps leur résidence préférée »*.

Les monts des Ouled Hannèche ont souvent connu des mouvements de flux et de reflux de la population. Plus tard à la fin du 19^{ème} siècle, la zone a été décrite comme étant une région pauvre, difficile à accéder et ne représentait qu'un refuge à des petits groupes d'individus, qui chassés des plaines par l'invasion, venaient rejoindre un noyau de population sédentaire. Mais la sévérité du climat a également été à l'origine de ces déplacements comme le décrit Goyt (1884) : *« La sécheresse persistante de la période que nous venons de traverser a eu un double effet : en même temps qu'elle stérilisait les plaines du Hodna, elle éclaircissait les forêts de la région montagneuse, forêts qui, d'impénétrables, sont devenues partout accessible, et des familles, qui ne trouvaient plus à vivre dans le sud, sont venues une à une s'installer dans les*

parties inoccupées de ces vallées. Vienne une période humide, et l'on verra se produire les effets inverses : les habitants les plus mal lotis s'empresseront de quitter le climat froid et brumeux des montagnes pour gagner les plaines du Hodna, ensoleillées et fertiles. »

5. Evaluation de la demande en SE de la zone d'étude : *Les usages de la forêt*

5.1 La population des communes couvertes par la forêt des Ouled Hannèche

La Wilaya de Bordj Bou Arreridj comptait, en 2020, environ 800 000 habitants au total (DUCH³⁸ BBA, 2021). Les informations concernant la population des communes impliquées dans cette étude sont indiquées dans le tableau 19.

Tableau 19: Profil sociologique de la population selon la commune de résidence en 2020 (DUCH BBA).

Commune	Masculin	Féminin	Ensemble
Ras El Oued	33 158	32 085	65 243
Ouled Brahem	5 099	4 879	9 978
Bordj Ghedir	16 523	16 480	33 003
Ghilassa	7 064	6 933	13 997
Taglaït	3 252	3 095	6 347
Somme	65 096	63 472	128 568

5.2 La méthode d'enquête par questionnaire pour évaluer la demande en SE de la zone d'étude

La méthode d'enquête par questionnaire a été utilisée pour identifier les usages et usagers de la forêt des Ouled Hannèche et pour évaluer la demande en SE de cet écosystème. Le questionnaire adopté était destiné aux habitants des cinq communes couvertes par la forêt pendant l'année 2018³⁹. Il a été rédigé en Français et traduit en Arabe. Le questionnaire se structure en quatre parties. Une première sur la perception et l'appréciation de la forêt par ces usagers sous forme de questions ouvertes, une deuxième sur les usages et les biens de la forêt sous forme de questions ouvertes et fermées, une troisième sur les scénarios du futur de la forêt sous forme de questions ouvertes et fermées et une dernière contenant des informations sur la personne enquêtée. En préambule, une toute première question (pré-question) sur la fréquentation de la forêt était posée, afin de décider de la poursuite ultérieure du questionnaire.

³⁸ DUCH, BBA : Direction de l'urbanisme, de la construction et de l'urbanisme de la wilaya de Bordj Bou Arreridj.

³⁹ Les seules données disponibles sur la population dataient soit de l'année 2013 soit de celle de 2020.

Au total, 1210 personnes ont été questionnées pour savoir si oui ou non, celles-ci fréquentaient la forêt des Ouled Hannèche.

Selon la modalité de leurs réponses à la question filtre, nous avons obtenu deux groupes : les usagers et les non-usagers de la forêt. L'objectif de notre enquête étant d'évaluer la demande en SE, la suite du questionnaire ne concernait que la catégorie des usagers de la forêt (groupe répondant par OUI à la première question).

5.3 Résultats

5.3.1 L'échantillon du départ

Selon le lieu de résidence, plus de deux tiers des enquêtés de l'échantillon du départ sont des habitants des communes de Ras El Oued et Bordj Ghedir (Figure 75). Ceci s'explique par le fait que ces communes sont des villes plus urbanisées avec une population plus importante (Tableau 19), contrairement aux trois autres communes qui ont un caractère beaucoup plus rural et une faible densité de population. De ce fait nous avons pu rencontrer un plus grand nombre de personnes dans les villes, avec lesquelles la prise de contact était beaucoup plus facile et rapide.

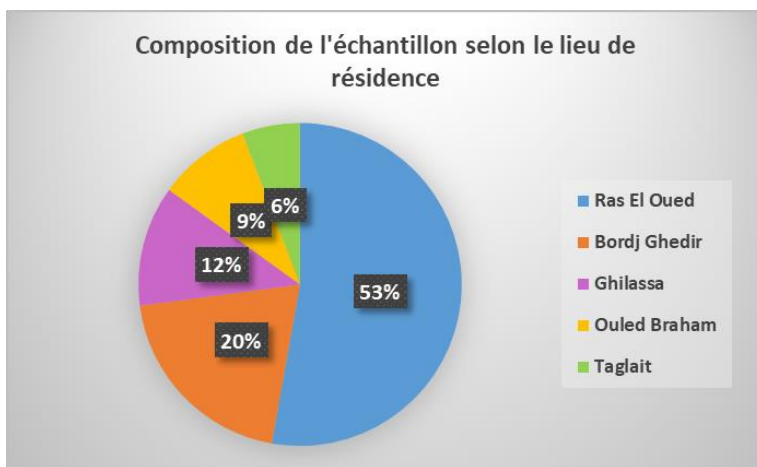


Fig. n° 75: Composition de l'échantillon des personnes enquêtées selon leurs communes de résidence.

Question 1. Allez-vous à la forêt des Ouled Hannèche ?

Le taux de réponse à la question de l'usage ou non-usage de la forêt indique que, pour l'ensemble des communes, le taux de fréquentation est modeste (Figure 76 A). Cependant, quand chaque commune est prise à part, nous constatons que les usagers originaires des communes rurales sont beaucoup plus importants que ceux provenant des communes urbaines et ce pour des raisons de proximité, d'accessibilité, de mode de vie et d'activité professionnelle. Plus la commune est rurale plus le taux d'usagers est élevé et plus celle-ci est urbaine plus le taux d'usagers est faible.

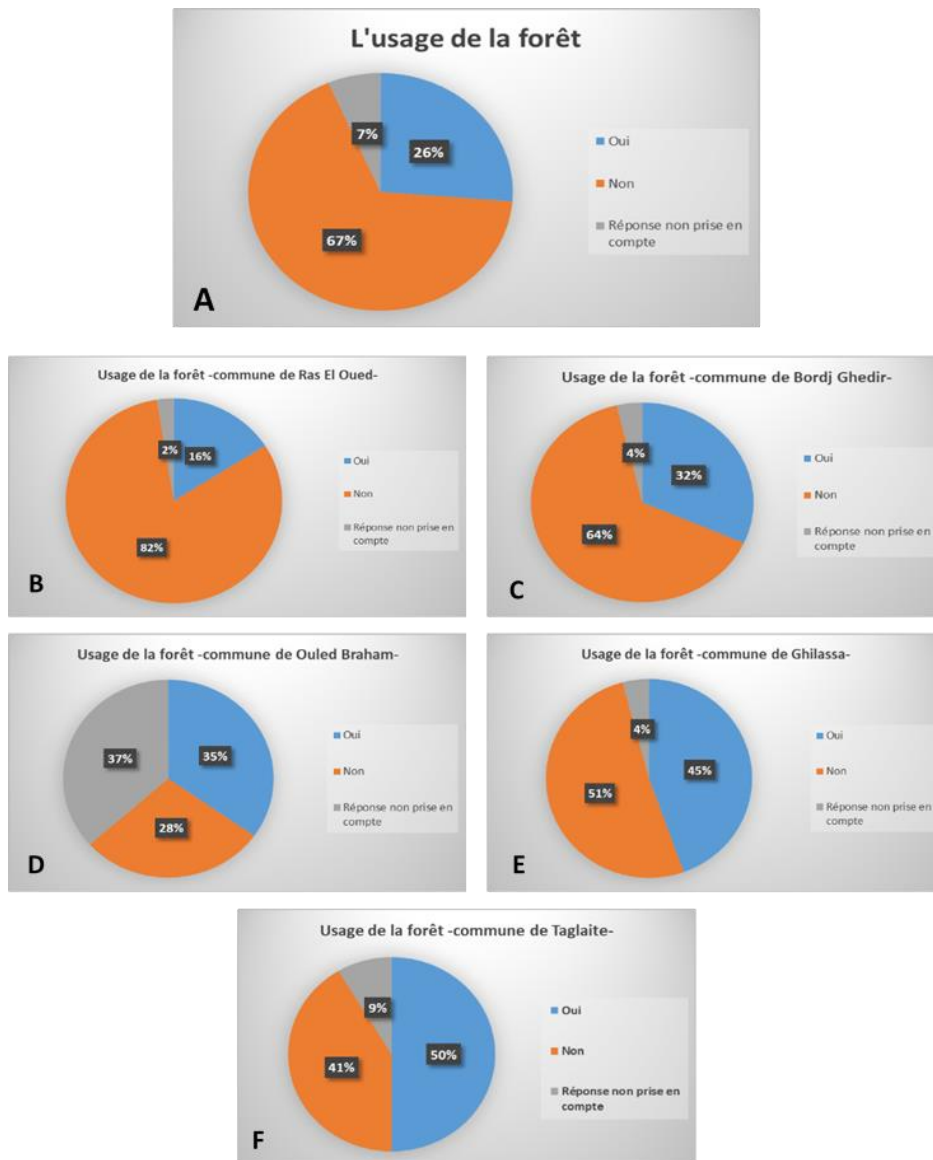


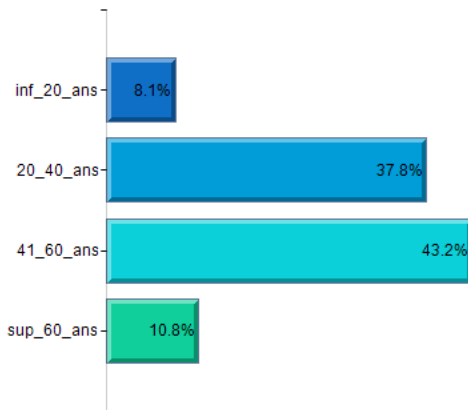
Fig. n° 76: Taux de réponse à la question de fréquentation de la forêt des Ouled Hannèche. **A** taux de réponse pour l'échantillon de départ (n=1210), **B** : n= 639, **C** : n=243, **D** : n=146, **E** : n=112, **F** : n=70 taux de réponse par commune.

5.3.2 Profil des usagers de la forêt

Des 1210 questionnées, 318 ont répondu par Oui à la première question et ont poursuivi le questionnaire. 78 n'ont pas souhaité répondre. De manière générale, les usagers de la forêt sont « jeunes et instruits », ils sont globalement âgés de 20 à 60 ans. Environ 20% d'entre eux sont membres d'une association. Il s'agit des associations de chasse qui leurs ouvrent le droit pour obtenir un permis. Car la loi n'autorise que ceux possédant un permis à pratiquer la chasse. Les usagers de la forêt se renouvèlent chaque année depuis plus de 40 ans. Globalement, ils s'y rendent des dizaines de fois par an. Le plus souvent (81,1%) avec des amis au cours de toute l'année, mais moins souvent en hiver.

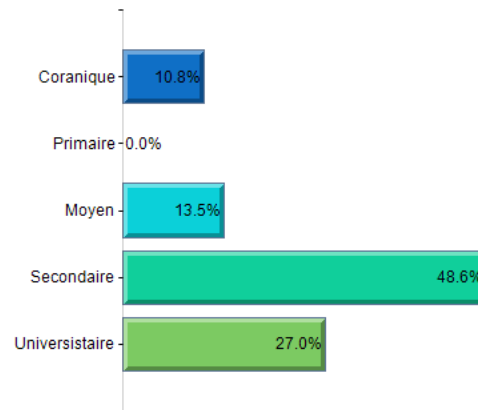
2. Age

Taux de réponse : 100,0%



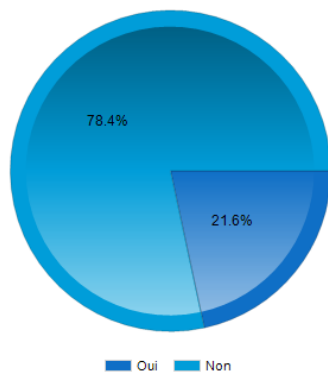
3. Niveau etudes

Taux de réponse : 100,0%



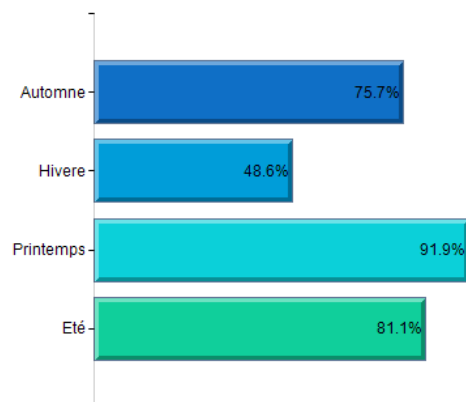
4. Appartenez vous a une association?

Taux de réponse : 100,0%



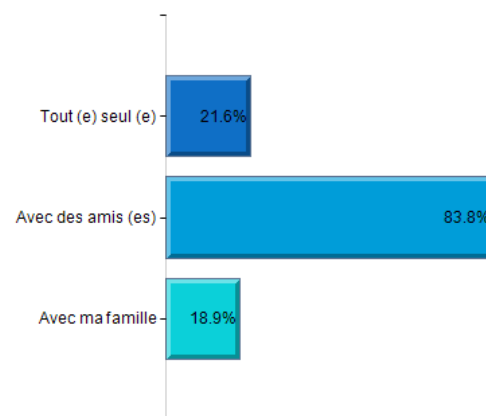
12. En générale, vous y allez pendant quelle saison?

Taux de réponse : 100,0%



11. En général, vous y allez avec qui?

Taux de réponse : 100,0%



5.3.3 La perception de la forêt des Ouled Hannèch : *Les nuages de mots*

Rep.5 : Que connaissez-vous sur la forêt des Ouled Hannèche ?



Rep.6 : Que représente pour vous la forêt des Ouled Hannèche ?



Il s'agit ici d'examiner la perception de la forêt des Ouled Hannèche par ses usagers, ce qui constitue un exercice basé sur des informations subjectives, différentes des scientifiques, issues principalement de l'imaginaire, des représentations mentales et du ressenti des usagers. Nous mesurons par cette analyse les attentes et l'appréciation des usagers face à cette forêt et de cette manière nous évaluons la demande sociale en SE. Les nuages de mots ont permis de faire ressortir les mots les plus récurrents dans le contenu des réponses données par les enquêtés.

Il apparaît de nos résultats une diversité dans la perception de cette forêt et face aux éléments qui la compose. Ceci rend compte de la multiplicité des aspirations des usagers.

Les usagers qui ont un profil beaucoup plus urbain et qui sont âgés de moins de 40 ans perçoivent la forêt comme un espace de nature et de détente. Elle constitue pour eux une échappatoire dont ils apprécient les qualités paysagères (les grands espaces, le relief, la végétation), la fraîcheur de l'air, la sensation de liberté, l'ambiance différente, et beaucoup plus calme que celle de la ville. Ils voient en elle un pôle du tourisme de montagne. Donc leur demande en services écosystémiques concerne la classe des services culturels et celle des services de régulation. Cette catégorie d'usagers considère que les problèmes de la forêt sont principalement d'origine humaine (incendies, déchets, coupe de bois).

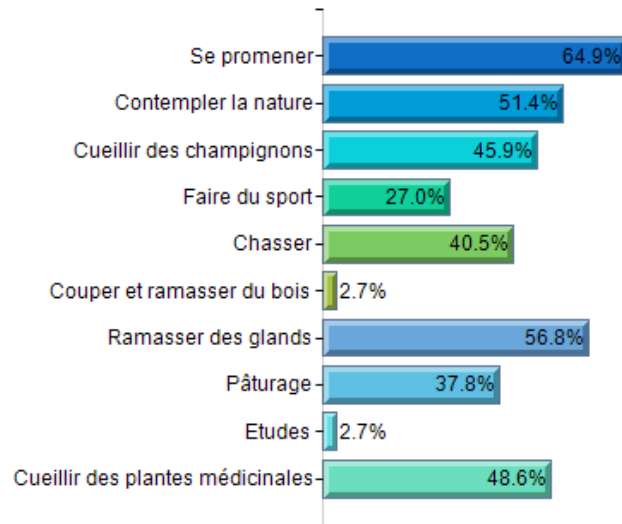
La deuxième catégorie d'usagers est celle des habitués de la forêt. Ils sont issus généralement de la population rurale riveraine de la forêt et la fréquentent depuis leurs jeunes âges. La forêt représente, pour ce groupe, un environnement de vie, un milieu d'usage, une source de biens, un patrimoine historique dont ils sont fiers et un port d'attache. Ils aspirent à la prospérité et la pérennité de la forêt et ils sont inquiets de ce qu'ils observent comme conséquences des sécheresses et baisse de la quantité de neige sur le couvert végétal et la faune de la forêt. Donc leur demande en services écosystémiques concerne les services de supports, ceux d'approvisionnement et ceux de régulation.

La prise en compte de la demande en SE des usagers et des autres parties prenantes par les politiques peut permettre de trouver un compromis pour l'utiliser.

5.3.4 Les usages et pratiques sociales dans la forêt des Ouled Hannèche

13. Pourquoi vous allez à la forêt des Ouled Hanneche?

Taux de réponse : 100,0%



Rep 14. Que ramenez-vous de cette forêt ?



- **Se promener et contempler la nature**

Les citadins, le plus souvent les habitants de Ras El Oued ou de Bordj Ghedir, vont au djebel Ouled Hannèche à la recherche du calme, de l'air pur et des attraits de la nature. L'afflux des promeneurs (seul, avec leurs amis ou avec leurs familles) se fait surtout au printemps. D'autres habitants y vont en hiver, avec leurs amis ou en famille, quand il neige pour voir la neige, jouer et prendre des photos.

Il y a une forte demande en matière d'espaces de loisirs et détente dans la région. Les visiteurs de la forêt empruntent les nouvelles pistes qui ont été aménagées pour faciliter le travail des forestiers. Autrement la forêt n'est pas aménagée pour l'accueil du public. Elle ne contient aucun moyen d'accueil (chemins de randonnées, balisage), ce qui rend l'accès libre à tout promeneur mais avec des risques.

- **La cueillette des plantes médicinales et autres produits non ligneux de la forêt**

Nous constatons qu'il existe une forte demande liée aux plantes médicinales. Presque la moitié des visiteurs de la forêt cueillent des plantes qui auraient des vertus médicinales selon eux. Ils connaissent le lieu où celles-ci poussent. Certains ont nommé la forêt comme étant la « pharmacie » de la région. Nous n'avons pas pu évaluer la quantité de plantes cueillies. Nous avons identifié deux catégories de cueilleurs : l'une a un objectif commercial et donc cueille de grandes quantités, et l'autre prélève pour l'usage personnel, généralement en petites quantités.

Cette forte pression crée de la concurrence entre les bénéficiaires et pourrait conduire à des formes de conflits dans le futur. Un exemple est le cas d'une femme (agée de 70 ans) originaire de la région et réputée pour être phytothérapeute, qui s'est accaparée toute une colline où poussent des plantes médicinales qu'elle utilise pour fabriquer ses recettes de médicaments qu'elle commercialise à prix onéreux. Pour s'assurer que personne d'autre ne puisse cueillir des plantes dans la colline, elle utilise des chiens pour menacer les autres usagers.

D'autres produits sont également fortement appréciés, il s'agit des glands de chêne vert, de champignons et de fruits sauvages.

- **La chasse et la capture d'animaux**

Selon les textes de loi, la chasse est un droit ouvert à tous les citoyens nationaux sur le territoire national, titulaire d'un permis de chasse en cours de validité (loi n° 04-07 du 14 Août 2004 relative à la chasse).

L'exercice de la chasse est interdit en temps de neige, en période de fermeture de chasse (sauf pour les espèces pullulantes), la nuit (sauf pour la chasse le soir ou à l'aube) et en période de reproduction des oiseaux et des animaux.

La chasse sans autorisation est interdite dans la forêt des Ouled Hannèche mais on remarque des cas de braconnage. Les chasseurs qui forment une association, peuvent avoir des autorisations (un permis) de chasse de la part de la conservation des forêts.

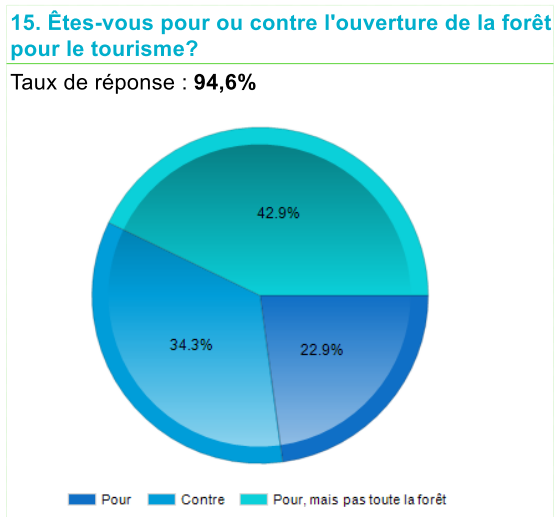
Nous rencontrons deux sortes de chasseurs à Ouled Hannèche : les amateurs et les commerçants. Les amateurs chassent des sangliers, des lièvres, des perdrix et d'autres oiseaux, pour le loisir ou comme sport.

Les commerçants chassent ou capturent beaucoup plus, y compris des espèces rares, pour les vendre. Le chardonneret élégant est sur-capturé et attire la convoitise des chasseurs commerçants (pour le vendre). La conservation de la forêt l'a déclaré espèce protégée et a interdit de le capturer. Mais jusqu'à maintenant, les chasseurs continuent de le vendre à des sommes élevées, sur des marchés à oiseaux sur le territoire national et même dans des pays voisins. D'autres animaux sauvages sont également braconnés comme le chat sauvage et l'hyène rayée.

- **Le pâturage**

La forêt des Ouled Hannèche continue toujours à servir de parcours aux troupeaux pour les familles des douars alentours. L'utilisation de la forêt comme terrain de parcours n'a pas cessé mais a baissé par rapport au passé. Cela s'explique par un changement dans le profil social, les habitants sont beaucoup plus instruits et travaillent dans d'autres domaines extérieurs à la forêt.

5.3.5 Avenir de la forêt



Rep. Selon vous quel sera le futur de cette forêt ?



Globalement, les usagers ne sont pas contre le scénario d'aménager la forêt complètement ou partiellement pour l'accueil du public. Mais ils sont pour une ouverture avec sensibilisation des promeneurs, car ils ne sont pas sûrs des pratiques du public qui ne connaît pas bien la forêt.

Quant à l'avenir de la forêt, la majorité des usagers imaginent qu'elle va disparaître. Soit à cause de la sécheresse soit à cause de l'homme. Certains usagers disent qu'ils ne peuvent pas savoir et que Dieu seul sait quel sera le futur de la forêt. Une minorité, généralement les plus jeunes, reste optimiste mais à condition que l'Etat et la société prennent soin de la forêt.

5.3.6 Les parties prenantes

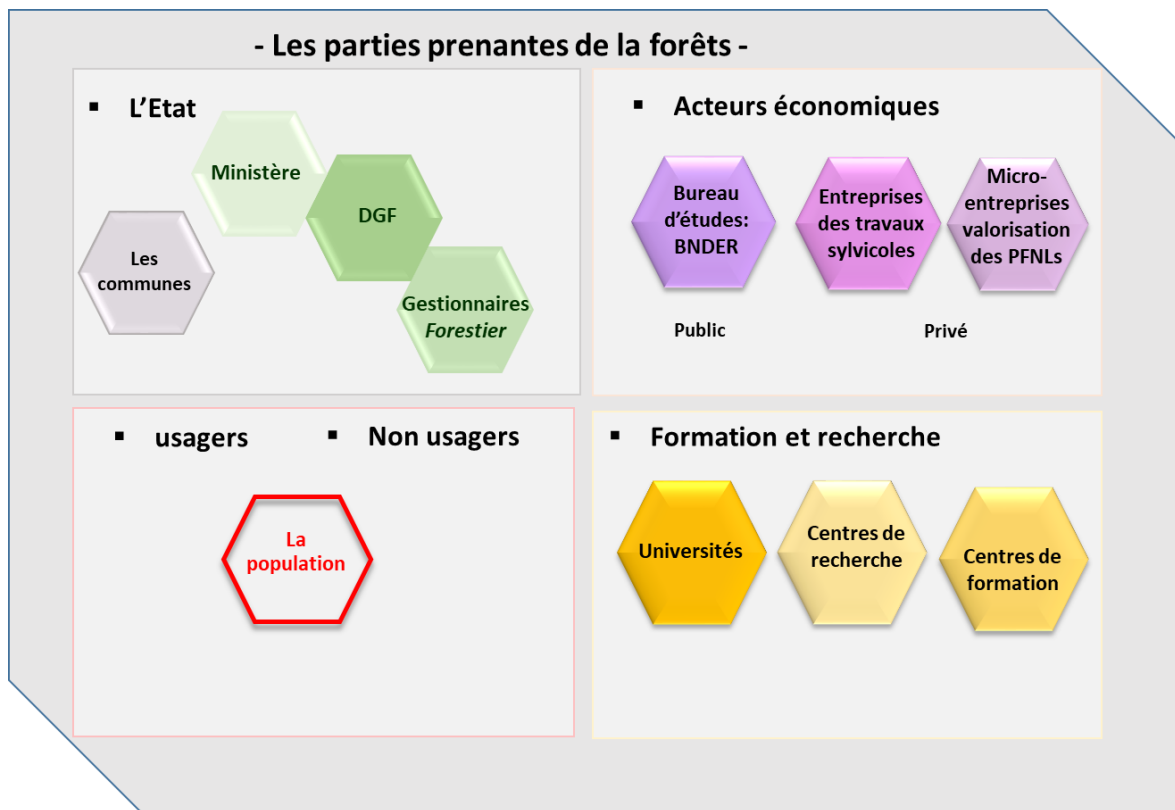


Fig. n°77: Schéma initial, avant enquête, identifiant les différents acteurs de la forêt en Algérie.

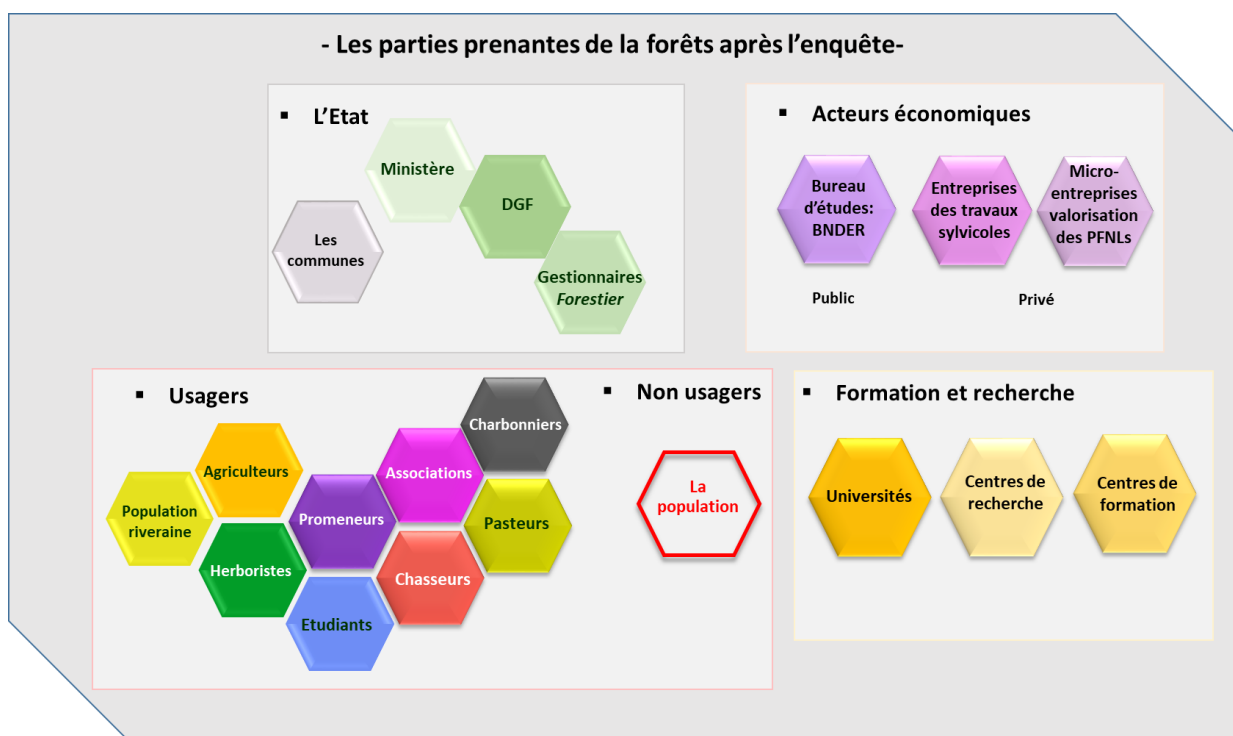


Fig. n°78 : Schéma des différents acteurs de la forêt en Algérie.

L'investigation initiale, basée sur la littérature et des discussions avec les forestiers, pour identifier les parties prenantes de la forêt a permis de mettre en évidence la représentation schématique illustrée figure 77. Suite aux résultats des enquêtes, ce schéma a pu être affiné et complété en distinguant différentes catégories d'usagers (Figure 78).

Conclusion

Comme toutes les forêts, celle des Ouled Hannèche est exposée aux besoins fondamentaux des populations environnantes, de leur mode de vie et aux conséquences de leurs prélèvements. C'est une forêt dont les usages, la méthode de gestion forestière et le statut foncier évoluent constamment.

En analysant l'histoire de ce site, dans le contexte algérien, nous constatons que la multifonctionnalité ancienne ne pourra pas être retrouvée car la structure tribale a disparu et qu'il se construit socialement de nouveaux usages de la forêt. Cette dernière fait actuellement partie du domaine public de l'Etat où les usages traditionnels ont diminué pendant que de nouveaux usages se manifestent progressivement.

La population riveraine, qui s'urbanise de plus en plus, n'a plus les mêmes besoins qu'autrefois. Elle pratique moins le pâturage, se fournit moins en bois depuis le raccordement au gaz, commence à chasser pour le loisir, et va se promener à la recherche des plaisirs de la nature et des paysages offerts par la forêt. Ainsi la perception et l'appréciation de la forêt ont évolué, par conséquent la demande en SE de loisirs et d'approvisionnement en plantes médicinales augmente dans un environnement menacé par les conséquences du changement climatique. Face aux enjeux de durabilité de ce site et de pérennité des SE qui lui sont liés, les politiques sont appelés à trouver un compromis pour ces usages.

Notre enquête a étudié la relation entre la forêt et une des multiples parties prenantes, pour comprendre la demande en services écosystémiques dans cette zone. Elle ne représente donc qu'une seule pièce, mais essentielle, dans le puzzle de l'évaluation des SE de la forêt. D'autres travaux, dans le futur, permettront de l'approfondir en interrogeant les autres acteurs.

Conclusion Générale et perspectives

Le terme services écosystémiques (SE) est aujourd'hui activement employé dans la sphère scientifique et décisionnelle traitant des questions relatives au maintien de l'intégrité de la biosphère en général, notamment la protection de la biodiversité et la santé des écosystèmes, essentielle à la pérennité du bien-être humain. Cependant, la définition de ce concept reste ambiguë du fait de la complexité des composantes, des dimensions et de la finalité qu'il implique, mais aussi de la pluridisciplinarité à l'origine de sa genèse et selon laquelle il est envisagé. Face à ce constat, ce travail de thèse a tenté en premier lieu de récapituler l'historique du processus d'élaboration du concept de SE, de préciser sa définition, de rappeler ses différents types de classification et la multiplicité des méthodes permettant son évaluation.

Cette étude revient également sur les principales controverses inhérentes à ce concept dont les principales sont les caractères anthropocentrique, utilitariste et réducteur de la complexité du fonctionnement des écosystèmes. L'exacerbation de ces travers conduisant à la marchandisation de la nature constitue d'autant plus une dérive aux valeurs de l'éthique environnementale fondamentale du concept de SE.

Devant cette contradiction, il nous apparaît judicieux de préciser dans quel sens nous entendons la notion de SE. Nous la resituons essentiellement dans le contexte disciplinaire des sciences écologiques et géographiques tout en soulignant que notre appréciation de ce concept s'éloigne des considérations économiques mais s'inscrit dans une démarche de prise en compte des différentes parties prenantes du territoire.

Dans le cadre de cette thèse, nous avons transposé le concept de SE, selon le sens explicité plus haut, dans le contexte des forêts de montagne du bassin méditerranéen en général, et dans celui des écosystèmes forestiers Algériens semi-arides en particulier. Pour ce faire, nous avons ciblé le cas de la forêt des Ouled Hannèche, située dans les monts du Hodna, une zone de transition biogéographique, climatique et paysagère.

Il est en effet avéré qu'une connaissance globale et approfondie des caractéristiques du milieu constitue une condition préalable à l'évaluation de la capacité d'un écosystème à fournir des SE. À l'aide de la télédétection et des données géospatiales associées, nous avons ainsi créé les descripteurs environnementaux essentiels assurant le support initial à toute évaluation de la potentialité du territoire. Cette première description est complétée par l'information issue de relevés phytoécologiques renseignant sur les formations végétales à l'origine d'un panel

diversifié de SE. Bien que la formation végétale soit révélatrice de l'expression prépondérante des fonctions écologiques de l'espèce dominante à l'échelle spatiale du relevé, une estimation approfondie de la fourniture en SE serait apportée par la prise en compte de l'ensemble de la diversité des espèces présentes au sein du relevé. En l'état actuel de nos travaux, en dehors de cette hypothétique amélioration méthodologique, la confrontation des différentes formations végétales avec les indicateurs géospatiaux décrivant les caractéristiques biotiques et abiotiques de la forêt nous a néanmoins permis de refléter la diversité de la signature intégrée des traits fonctionnels à l'échelle spatiale combinée du pixel et du relevé. Ceci constitue un premier niveau d'analyse spatiale de la fourniture à l'échelle d'une organisation écologique élémentaire, la communauté d'espèces, assimilable à une unité de fourniture de SE (SPU). Ce concept de SPU, abordé de manière qualitative ou quantitative, est décliné à plusieurs niveaux écologiques organisationnels au cours de cette thèse. L'échelle la plus large à laquelle il est appliqué dans notre travail, se retrouve dans la cartographie des bioclimats de la région. Dans le cadre général de la biogéographie, les unités bioclimatiques ainsi caractérisées ont esquissé la contextualisation géobotanique, décrivant les conditions abiotiques actuelles, mais aussi passées et futures à l'aide de modélisations, nécessaire à l'étude de la végétation et des SE qu'elle procure. Compte tenu de la forte réciprocity entre le climat et la distribution des plantes, les fonctions des écosystèmes peuvent ainsi être extrapolées à d'autres époques ou interrogées au regard de la rapidité et l'intensité du changement climatique. Les questions qui découlent de ces projections ne peuvent se réaliser que sous l'égide d'une compréhension de l'adaptation écophysologique des plantes aux conditions changeantes du milieu. Une des variables écosystémique clé pour connaître la capacité d'adaptation des forêts aux changements globaux est l'évapotranspiration, qui de par sa nature à la croisée des cycles de l'eau et de l'énergie, renseigne sur le fonctionnement écohydrologique des écosystèmes forestiers. Dans cette thèse, la spatialisation de l'évapotranspiration réelle a été employée, dans un premier temps, afin de mettre en évidence la disparité d'un SE particulier, le service de régulation du climat, entre le territoire forestier d'Ouled Hannèche et le secteur riverain à la forêt, recouvert essentiellement par des cultures et des steppes. Les résultats obtenus confirment la capacité augmentée de la forêt, comparativement au secteur non forestier, à procurer davantage de flux de vapeur d'eau et ainsi à réguler plus efficacement le climat, notamment pendant la période estivale. Dans un second temps, l'évapotranspiration réelle journalière estimée à plusieurs dates d'années jugées comme représentatives des conditions de sécheresse ou d'humidité, a été comparée selon le type de formations végétales. Il ressort de cette analyse, un premier aperçu de l'adaptation fonctionnelle à l'évapotranspiration selon l'espèce dominante caractérisant la formation

végétale. Des hypothèses reliant les traits fonctionnels aux stratégies de résistance face à la sécheresse ou à la plus ou moins grande disponibilité en eau, ont ainsi pu être émises à la vue de nos résultats confrontés à la littérature scientifique sur ce sujet.

Perspectives

En définitive, ce travail de thèse a initié l'évaluation et la cartographie de la fourniture et demande en SE d'une forêt de montagnes en Algérie, pays pour lequel ces genres de travaux sont rares et dont toute tentative pour procurer des données utiles à la préservation et l'aménagement du territoire forestier est précieuse. Malgré des apports et informations substantielles sur un territoire relativement peu étudié auparavant, notre travail de thèse nécessite des améliorations et compléments pouvant être résumés dans les propositions exprimées ci-dessous, déclinées selon l'aspect « offre » ou « demande » du concept de SE.

Le côté « offre » ouvre une multitude de possibilités en lien avec un perfectionnement de la compréhension du fonctionnement écologique de ce territoire. En premier lieu, la connaissance taxonomique doit être développée par la réalisation de relevés de végétation plus exhaustifs et représentatifs de l'ensemble des conditions mésologiques présentes sur le massif. Cette dimension taxonomique peut être complétée par la mesure explicite de traits fonctionnels sur le terrain dont la valeur indicatrice des fonctions des écosystèmes, et par extension des SE, est indéniablement reconnue. L'hétérogénéité environnementale, à la fois du point de vue climatique et topographique, de la forêt des Ouled Hannèche, mise en évidence dans cette thèse présente les conditions favorables pour examiner la réponse fonctionnelle des traits des plantes selon les gradients environnementaux (Violle *et al.*, 2014). Une telle approche pourrait être testée à l'échelle du territoire des Ouled Hannèche ou plus efficacement à l'échelle régionale, à l'instar des travaux de De la Riva *et al.*, (2018) montrant comment la structure fonctionnelle des communautés végétales boisées méditerranéennes varie le long d'un gradient régional d'aridité en Andalousie.

Ces efforts pourraient s'inscrire dans le cadre d'une meilleure connaissance globale de la biodiversité du Maghreb dans la continuité des projets développés par Vela (2017), et ses collègues, sur ce sujet. A la vue de l'inventaire floristique de nos relevés de végétation, bien qu'incomplets, et du contexte biogéographique et écologique de la forêt des Ouled Hannèche,

ce site présente potentiellement les qualités pour candidater en tant que Zone d'Importance pour les Plantes (ZIP). Cette éventuelle classification pourrait assurer la jonction, au sein des Monts du Hodna, entre le massif des Maadid, à l'ouest, classé comme ZIP par Guechi (2022) et celui de Boutaleb, à l'est, identifié comme ZIP dans la synthèse sur la conservation des plantes du sud et de l'est de la Méditerranée établie par l'IUCN (Benhouhou *et al.*, 2018).

L'inventaire botanique et fonctionnel devra être effectué conjointement avec des méthodes spatiales de télédétection employant les dernières avancées technologiques dans ce domaine, capables de déterminer plus globalement certains traits spectraux en relation avec les SE (Lausch *et al.*, 2016 a ; Lausch *et al.*, 2016 b). Dans ce sens, Ma *et al.* (2019) et Ma *et al.* (2020) abordent les principales contraintes et opportunités permettant la liaison entre la diversité fonctionnelle des plantes exprimée par les relevés de terrain et les données d'observation de la Terre. Ma *et al.* (2019) proposent également une méthode pour extrapoler la diversité fonctionnelle, déterminée en tant que mesure pondérée de multiples traits révélateurs de la biochimie foliaire ou de la morphologie des plantes, à l'aide d'images multispectrales gratuites SENTINEL-2 à haute résolution spatiale. Leurs résultats soulignent les possibilités offertes par ce type d'approche pour étudier les liens entre la diversité fonctionnelle et le fonctionnement des écosystèmes à la fois dans l'espace et dans le temps. Ils concluent en indiquant que la prochaine génération de missions spatiales hyperspectrales sera encore plus à même de fournir une meilleure compréhension de cet aspect de la biogéographie fonctionnelle. Les capteurs hyperspectraux, de par leur plus grand nombre de bandes spectrales associé à une résolution spectrale plus fine, sont en effet plus adaptés pour refléter la signature de certains constituants de la végétation. L'accès à cette capacité semble aujourd'hui possible à l'ensemble de la communauté des télédéTECTEURS par la mise en œuvre opérationnelle de missions satellitaires hyperspectrales comme PRISMA et ENMAP, ainsi que par la préparation des missions SBG, CHIME et Biodiversity. Ce type de capteur optique offre ainsi la possibilité de cartographier les traits de la végétation (indice foliaire, teneur en chlorophylle, en eau...) par l'inversion de modèle de transfert radiatifs (RTM) à paramétrage simple comme PROSAIL ou complexe, bien que plus réaliste, comme DART (Discrete Anisotropic Radiative Transfer), comme l'a démontré Miraglio (2021) pour un couvert boisé épars en Californie méditerranéenne.

Dans un contexte de changement climatique probablement inévitable sur la région méditerranéenne (Drobinski *et al.*, 2020), sans précédent avec les conditions prévalant au cours de l'Holocène (Guiot & Cramer, 2016), une des principales conséquences pouvant affecter les écosystèmes du bassin méditerranéen et notamment ceux d'Afrique du Nord est l'augmentation de la fréquence, de la durée et de l'intensité de la sécheresse (Tramblay *et al.*, 2020). Ces derniers auteurs recommandent de développer des indices génériques de sécheresse agro-écologiques capables d'évaluer les impacts du stress hydrique pour différents écosystèmes et même d'affiner cette évaluation à tout type de communauté végétale au niveau du paysage (Figure 79). Pour ce faire, ils préconisent de tenir compte de 3 critères essentiels : l'influence des processus d'équilibre hydrique dans le continuum sol-plante-atmosphère permettant de quantifier l'eau du sol disponible pour les plantes, la réponse fonctionnelle des plantes à la sécheresse par l'intermédiaire de traits phénologiques, morphologiques et physiologiques clés représentant la diversité des stratégies d'adaptation des espèces, et enfin l'ajustement, à l'échelle de l'écosystème, de la densité et composition des espèces pour connaître avec précision la répartition entre le ruissellement de surface, la transpiration et l'évaporation. Nous pensons, en continuité des travaux initiés dans cette thèse et en relation avec les principaux problèmes affectant les écosystèmes algériens, que cette démarche méthodologique peut constituer une vision intégratrice de l'orientation de la recherche en écologie et biogéographie pouvant s'appliquer en Algérie, s'inscrivant pleinement dans l'évaluation des impacts du changement global sur les services écosystémiques. Une telle approche pourrait en effet constituer une synergie entre la connaissance taxonomique et fonctionnelle de la biodiversité, l'emploi avancé de la télédétection comme outil de cartographie de la biogéographie fonctionnelle à l'image des exemples cités plus haut et le perfectionnement dans la connaissance (bio)-climatologique (Brun *et al.*, 2022 ; Karger *et al.*, 2021 ; Karger *et al.*, 2021) et écohydrologique de la région notamment via le processus d'évapotranspiration (Fisher *et al.*, 2017).

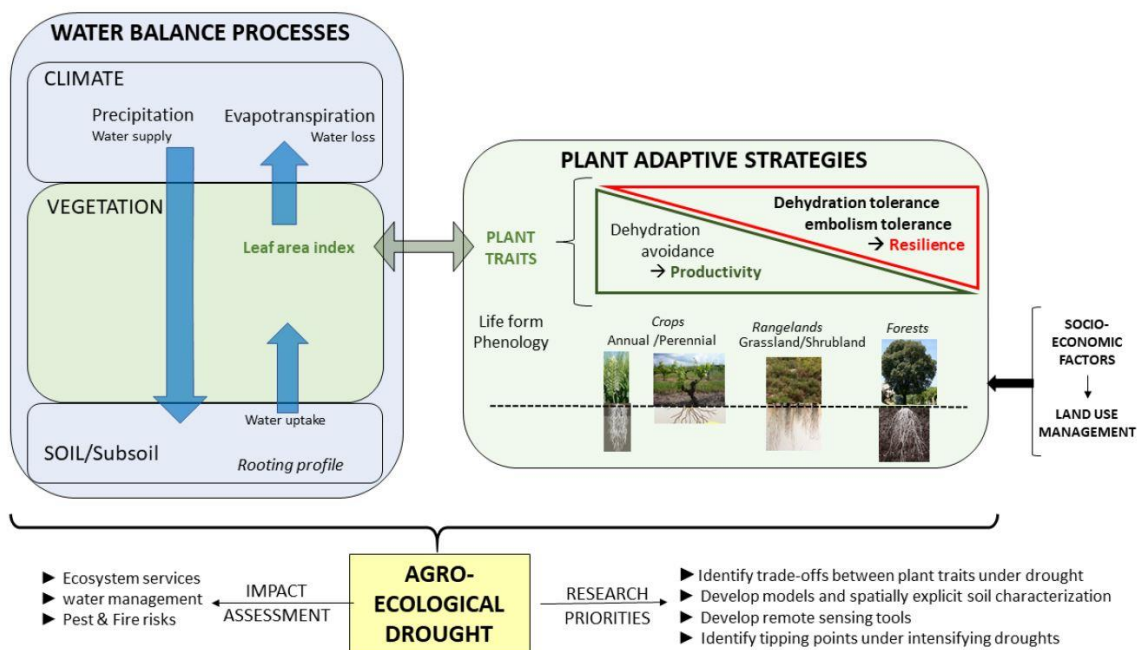


Fig.n°79 : Développement d'indice de sécheresse agro-écologiques combinant les modèles de bilan hydrique avec l'identification des traits impliqués dans les stratégies d'adaptation à la sécheresse.

Pour être pleinement complète, une évaluation de cette nature doit également prendre en compte l'aspect socio-économique et les pratiques de gouvernance mises en application sur le territoire concerné, révélateurs de la prise en considération de la demande en SE. Comme il a été montré, les usages de la forêt se modifient progressivement, faisant plus place aux loisirs qu'aux usages traditionnels d'exploitation, bien que ceux-ci subsistent pour la population riveraine. La forêt d'Ouled Hannèche est notamment perçue comme un havre de paix et de fraîcheur dans une société de plus en plus artificialisée. L'ouverture potentielle au public, avec l'aménagement qui en résulte, devra tenir compte de cet aspect, sous peine de dénaturer l'espace forestier, un fait dont les usagers actuels ont conscience et en ont exprimé leurs craintes à travers les réponses à l'enquête. Le compromis optimal du devenir de la forêt, sous la dépendance primordiale des aléas climatiques, devra prendre en compte l'ensemble des usagers et des parties prenantes afin de mieux se concerter sur les enjeux liés à la préservation de cet écosystème. Dans ce sens, il nous apparaît fondamental de poursuivre notre travail d'enquête, en interrogeant les parties prenantes autres que les usagers, pour révéler les points d'accord et de désaccord entre la majorité des participants au processus décisionnel. Parallèlement, il conviendrait d'examiner, à l'échelle du territoire ou de la région, la disposition spatiale entre le lieu source de production de service écosystémique et l'emplacement des différents secteurs qui en bénéficient. Syrbe & Walz (2012) distinguent ainsi les zones de fournitures de services

(SPA) où sont générés les SE, des zones de bénéficiaires de services (SBA) où se situent la demande. Selon le type de SE, les lieux prestataires de services ne sont en effet pas obligatoirement ceux qui en tirent le plus d'avantages, et le flux de SE peut être transporté sur de longues distances par l'intermédiaire de zones de connexion de services (SCA). Dans le cas de la forêt des Ouled Hannèche nous répertorions plusieurs exemples de SE où ce type de configuration spatiale au niveau du paysage se réalise et pour lesquels il serait nécessaire d'approfondir leur agencement géographique. L'infiltration de l'eau au niveau des hauts reliefs plus ou moins karstiques (Collignon, 1991) puis le transport par écoulement souterrain dans les roches aquifères alimentant les puits souterrains des régions périphériques comme l'a montré Amroune (2018) par la signature chimique des eaux du sous-sol du bassin du Hodna et comme l'avait déjà évoqué Despois (1953) dans son étude sur la région du même nom. Le transport des flux d'humidité produit par l'évapotranspiration de la forêt, dirigé vers les territoires environnant selon la direction préférentielle du vent et diminuant ainsi l'assèchement de l'air des terres agricoles y étant exploitées. Le rôle joué par le maintien de la végétation arboré et arbustive sur les versants des djebels dans la lutte contre l'érosion des sols provoquant l'envasement des oueds et des barrages. L'importance de l'habitat boisé comme site réservoir pour assurer la pollinisation de certaines cultures agricoles et lutter contre les ravageurs. L'évaluation de l'ensemble de ces inter-connexions de services écosystémiques prendrait encore plus d'intérêt si elle était réalisée à l'échelle régionale, englobant la totalité des monts du Hodna. Elle permettrait de prendre en compte l'influence générale du massif montagneux sur la ressource en eau et le climat local, et de considérer la fonction de corridor écologique assurée par ce territoire. Autrefois, la couverture boisée des monts du Hodna devait être plus étendue, avec notamment des cédraies plus développées, tel que l'atteste Boudy (1952), même si un défrichement intensif a probablement eu lieu dès l'antiquité et surtout à l'époque médiévale (Meouak, 2009). A la lumière de cette information, il est possible de se demander dans quelle mesure une étendue forestière plus conséquente sur l'intégralité du massif pourrait-elle avoir (ou aurait-elle pu avoir dans le cas d'une étude historique) sur la fourniture générale de SE de la région ? Les informations historiques et archéologiques sur la région (Meouak, 2009 ; Meouak, 2010) et celles sur des régions voisines semblent indiquer des pratiques agricoles relativement productives et diversifiées témoignant d'une disponibilité en eau suffisante, n'ayant pas recours aux mêmes techniques d'irrigation en profondeur qu'actuellement. Une synthèse géohistorique sur les relations entre le climat, l'environnement et la société dans la zone d'interface Tell-Sahara montre également la variété, et surtout l'adaptabilité, des pratiques agraires et pastorales pratiquées, dont la productivité dépendait

largement des conditions écologiques et climatiques, qui elles ont pu variés de l'antiquité au moyen-âge (Leveau, 2018). Les pratiques mises en évidence soulignaient l'importance de la conservation de l'équilibre écologique comme garantie de la durabilité de l'économie agricole et la stabilité des structures sociales. Dans la région des Aurès, l'étude géomorphologique de la vitesse de dépôts des terrasses des oueds effectuée par Ballais (2009), a permis de faire ressortir les phases d'accumulation consécutives de l'érosion en lien avec la dynamique pluviale et la dégradation du couvert végétal. Il se dégage de cette étude des périodes de relative stabilité érosive synonymes d'une utilisation modérée des terres et d'une végétation naturelle abondante ou au contraire des périodes à forte accumulation ou ravinement témoins de l'intensification agricole et d'une dégradation de la végétation en amont. Au regard de la combinaison de l'aléa climatique et des modes d'utilisation et de gestion des terres pratiquées par les sociétés anciennes, révélées par ces marqueurs géomorphologiques, espérons que les empreintes ultérieures laissées par notre société actuelle seront les témoins d'une adaptabilité réussie et d'une gestion équilibrée des écosystèmes, en particulier ceux arborant le caractère d'une végétation naturelle.

Bibliographie

- Aafi A., (2010). Cours de phytoécologie, en ligne, consulté le 12/03/2022 <https://www.youscribe.com/BookReader/Index/2876861/?documentId=3140545>
- Abelleira Martínez, O. J., Fremier, A. K., Günter, S., Ramos Bendaña, Z., Vierling, L., Galbraith, S. M., Bosque-Pérez, N. A., & Ordoñez, J. C. (2016). Scaling up functional traits for ecosystem services with remote sensing: Concepts and methods. *Ecology and Evolution*, 6(13), 4359–4371. <https://doi.org/10.1002/ece3.2201>
- Aitadjedjou D., 2015, Apport des méthodes du potentiel à l'étude structurale de la région du Hodna. Mémoire de magistère. Université des Sciences et de la Technologie Houari Boumediène
- Albert, C., Burkhard, B., Daube, S., Dietrich, K., Engels, B., Frommer, J., Götzl, M., Grêt-Regamey, A., Job-Hoben, B., Keller, R., Marzelli, S., Moning, C., Müller, F., Rabe, S.-E., Ring, I., Schwaiger, E., Schweppe-Kraft, B., & Wüstemann, H. (2015). *Development of national indicators for ecosystem services recommendations for Germany: Discussion paper*. Bundesamt für Naturschutz(BfN).
- Alexandre, F., Genin A., Godron, M., Lecompte, M. (1998). « Distribution des plantes et organisation de la végétation ». *L'espace géographique*, n°3. Persée, p. 228-238. .
- Alexandre, F. (2008). *Géographie et écologie végétale. Pour une nouvelle convergence*. [Habilitation à diriger des recherches, Université Paris 7 - Diderot]. <https://hal-univ-paris13.archives-ouvertes.fr/tel-01620835>
- Alexandre, F. & Genin A., (2011). *Géographie de la végétation terrestre : Modèles hérités, perspectives, concepts et méthodes*. Ed. Armand Colin.
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. *Fao, Rome*, 300(9), D05109.
- Allen, R. G., Tasumi, M., Morse, A., Trezza, R., Wright, J. L., Bastiaanssen, W., Kramber, W., Lorite, I., & Robison, C. W. (2007 a). Satellite-Based Energy Balance for Mapping Evapotranspiration with Internalized Calibration (METRIC)—Applications. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 133(4), 395–406. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2007\)133:4\(395\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2007)133:4(395))
- Allen, R. G., Tasumi, M., & Trezza, R. (2007 b). Satellite-based energy balance for mapping evapotranspiration with internalized calibration (METRIC)—Model. *Journal of irrigation and drainage engineering*, 133(4), 380-394.
- Allies, A. (2018). *Estimation de l'évapotranspiration par télédétection spatiale en Afrique de l'Ouest: vers une meilleure connaissance de cette variable clé pour la région* (Doctoral dissertation, Université Montpellier).
- Amat, J.-P., Coeur, C. L., Dorize, L., & Gautier, E. (2008). *Éléments de géographie physique*. Editions Bréal.
- Amatulli, G.; Domisch, S.; Tuanmu, M.-N.; Parmentier, B.; Ranipeta, A.; Malczyk, J.; Jetz, W. (2018). A Suite of Global, Cross-Scale Topographic Variables for Environmental and Biodiversity Modeling. *Sci Data*, 5 (1), 180040. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.40>.
- Amroune, A. (2018). *Etude de l'apport hydrochimique dans la connaissance du fonctionnement de la nappe alluviale de la région nord du Hodna (Sud-Est algérien)* (Doctoral dissertation, Université de Batna 2).
- Anaya-Romero, M., Muñoz-Rojas, M., Ibáñez, B., & Marañón, T. (2016). Evaluation of forest ecosystem services in Mediterranean areas. A regional case study in South Spain. *Ecosystem Services*, 20, 82–90. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.002>

- Andrew, M. E., Wulder, M. A., & Nelson, T. A. (2014). Potential contributions of remote sensing to ecosystem service assessments. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 38(3), 328–353. <https://doi.org/10.1177/0309133314528942>
- Andrew, M. E., Wulder, M. A., Nelson, T. A., & Coops, N. C. (2015). Spatial data, analysis approaches, and information needs for spatial ecosystem service assessments: A review. *GIScience & Remote Sensing*, 52(3), 344–373. <https://doi.org/10.1080/15481603.2015.1033809>
- Armsworth, P. R., Chan, K. M. A., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Kremen, C., Ricketts, T. H., & Sanjayan, M. A. (2007). Ecosystem-Service Science and the Way Forward for Conservation. *Conservation Biology*, 21(6), 1383–1384. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00821.x>
- Atbib, M. (1980). Etude phytoécologique de la réserve biologique de Mehdia (Littoral Atlantique du Maroc). 1ère partie- La végétation hygrophile de la merja Sidi Bou Ghaba. *Bulletin de l'Institut scientifique*, 4, 1980.
- Ayanu, Y. Z., Conrad, C., Nauss, T., Wegmann, M., & Koellner, T. (2012). Quantifying and Mapping Ecosystem Services Supplies and Demands: A Review of Remote Sensing Applications. *Environmental Science & Technology*, 46(16), 8529–8541. <https://doi.org/10.1021/es300157u>
- Badgley, C.; Smiley, T. M.; Terry, R.; Davis, E. B.; DeSantis, L. R. G.; Fox, D. L.; Hopkins, S. S. B.; Jezkova, T.; Matocq, M. D.; Matzke, N.; McGuire, J. L.; Mulch, A.; Riddle, B. R.; Roth, V. L.; Samuels, J. X.; Strömberg, C. A. E.; Yanites, B. J. Biodiversity and Topographic Complexity: Modern and Geohistorical Perspectives. *Trends in Ecology & Evolution* 2017, 32 (3), 211–226. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2016.12.010>.
- Bagnouls F. & Gaussen H., 1953. Saison sèche et indice xéothermique. *Bull. Soc. Hist. Nat. Toulouse*, 88, 193-239.
- Bagnouls, F., & Gaussen, H. (1957). Les climats biologiques et leur classification. In *Annales de géographie* (Vol. 66, No. 355, pp. 193-220). Armand Colin.
- Ballais, J. L. (2009). Les risques naturels dans les Aurès pendant la période antique. *Aouras. Société d'études et de recherches sur l'Aurès antique*, 5, 89-108.
- Baral, H., Keenan, R. J., Fox, J. C., Stork, N. E., & Kasel, S. (2013). Spatial assessment of ecosystem goods and services in complex production landscapes: A case study from south-eastern Australia. *Ecological Complexity*, 13, 35–45. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2012.11.001>
- Baret, F.; Guyot, G. Potentials and Limits of Vegetation Indices for LAI and APAR Assessment. *Remote Sensing of Environment* 1991, 35 (2), 161–173. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90009-U](https://doi.org/10.1016/0034-4257(91)90009-U).
- Baret, F.; Buis, S. Estimating Canopy Characteristics from Remote Sensing Observations: Review of Methods and Associated Problems. In *Advances in Land Remote Sensing: System, Modeling, Inversion and Application*; Liang, S., Ed.; Springer Netherlands: Dordrecht, 2008; pp 173–201. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6450-0_7.
- Barry J.P., & Celles J.C., 1973. Le problème des divisions bioclimatiques et floristiques au Sahara Algérien. *Nat. Monsp., sér. Bot.*, 23-24, 5-48.
- Baskent, E. Z.; Borges, J. G.; Kašpar, J.; Tahri, M. A Design for Addressing Multiple Ecosystem Services in Forest Management Planning. *Forests* 2020, 11 (10), 1108. <https://doi.org/10.3390/f11101108>
- Baskin Y. 1997. *The work of nature: how the diversity of lifesustains us*. New York (NY): Island Press.
- Beltrando, G. (2011). *Les climats: Processus, variabilité et risques*. Armand Colin.

- Benayas, J. M. R., Newton, A. C., Diaz, A., & Bullock, J. M. (2009). Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science*, 325(5944), 1121–1124. <https://doi.org/10.1126/science.1172460>
- Benhouhou, S., Yahi, N., & Véla, E. (2018). Algeria. *Conserving wild plants in the South and East Mediterranean region*, 8-10.
- Ben Mahmoud F. & Brun M. (2009). *l'Algérie au temps des Français*. Ed. Place des Victoires. 250p.
- Bensaid S., Gasmi A., Benhafied I., (2006), « Les forêts d'Algérie de Césarée la romaine à ce jour », *Forêt Méditerranéenne*, tome XXVII, n°3, septembre, 2006, pp: 267-274.
- Bergandi, D., & Blandin, P. (2012). De la protection de la nature au développement durable: Genèse d'un oxymore éthique et politique. *Revue d'histoire des sciences*, Tome 65(1), 103–142.
- Berger, K.; Atzberger, C.; Danner, M.; D'Urso, G.; Mauser, W.; Vuolo, F.; Hank, T. Evaluation of the PROSAIL Model Capabilities for Future Hyperspectral Model Environments: A Review Study. *Remote Sensing* 2018, 10 (1), 85. <https://doi.org/10.3390/rs10010085>.
- Biro, Y., Gracia, C., Matteucci, G., Mavsar, R., Muys, B., & Palahi, M. (2011). Water for Forests and People in the Mediterranean Region. *Forêt Méditerranéenne*. n°4. pp.363-366.
- Blondel, J., (2009). La production durable de biens et services en forêt méditerranéenne: Le point de vue de l'écologue. *Forêt Méditerranéenne*. n° 2. pp. 133-138. , from <http://www.foret-mediterraneenne.org/fr/catalogue/id-1178-la-production-durable-de-biens-et-services-en-foret-mediterraneenne-le-point-de-vue-de-l-ecologue>
- Blondel, J. (1995). *Biogéographie: Approche écologique et évolutive*. Masson.
- BNEDER (Bureau National d'Études pour le Développement Rural), 2010. Etude d'aménagement et de développement de la forêt domaniale de Ouled Hanneche dans la wilaya de Bordj Bou Arréridj.
- Bord, J. P. (1981). *Cartographie de l'utilisation du sol dans l'Est algérien: essai de zonage agricole* (Doctoral dissertation, Université Paul Valéry-Montpellier III).
- Botta-Dukát, Z. (2005) Rao's Quadratic Entropy as a Measure of Functional Diversity Based on Multiple Traits. *Journal of Vegetation Science*, 16 (5), 533–540. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x>.
- Boudy, P. (1952). *Guide du forestier en Afrique du Nord*, Ed. La Maison rustique. 505 p.
- Brink, P. ten. (2011). *The Economics of Ecosystems and Biodiversity in National and International Policy Making*. Routledge. 494 p.
- Brun, P., Zimmermann, N. E., Hari, C., Pellissier, L., & Karger, D. N. (2022). Global climate-related predictors at kilometre resolution for the past and future. *Earth System Science Data Discussions*, 1-44.
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., & Windhorst, W. (2009). Landscapes' capacities to provide ecosystem services—A concept for land-cover based assessments. *Landscape Online*, 15–15. <https://doi.org/10.3097/LO.200915>
- Burkhard, B., Kroll, F., Nedkov, S., & Müller, F. (2012). Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecological Indicators*, 21, 17–29. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.06.019>

- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., & Müller, F. (2014). Ecosystem service potentials, flows and demands- concepts for spatial localisation, indication and quantification. *Landscape Online*, 34–34. <https://doi.org/10.3097/LO.201434>
- Budyko, M. I. (1974). *Climate and life*. Academic press.
- Bürgi, M., Silbernagel, J., Wu, J., & Kienast, F. (2015). Linking ecosystem services with landscape history. *Landscape Ecology*, 30(1), 11–20. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-0102-3>
- Bouchet, R. J. (1963). Evapotranspiration réelle, evapotranspiration potentielle, et production agricole. In *Annales agronomiques* (Vol. 14, pp. 743-824).
- Bourbouze A., Ben Saad A., Chiche J., et Jaubert R. (2010) _ *Chapitre 7 - Sauvegarder les espaces collectifs et de parcours*. Presses de Sciences Po (P.F.N.S.P.), http://www.cairn.info/resume.php?ID_ARTICLE=SCPO_CIHEA_2009_01_0243.
- Boyd, D. S. & Foody, G. M. (2011). An Overview of Recent Remote Sensing and GIS Based Research in Ecological Informatics. *Ecological Informatics*, 6 (1), 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2010.07.007>.
- Boyd, J., & S. Banzhaf. 2007. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616–626.
- Braat, L. C., & De Groot, R. (2012). The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*, 1(1), 4–15. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.011>
- Camps, G. (2000). Hodna. *Encyclopédie berbère*, 23, 3479–3485. <https://doi.org/10.4000/encyclopedieberbere.1602>
- Carpenter, S.R., S.W. Chisholm, C.J. Krebs, D.W. Schindler, and R.F. Wright. (1995), « ecosystem experiments. » *Science* 269 : 324-327.
- Carvalho Ribeiro, S. M., Soares Filho, B., Leles Costa, W., Bachi, L., Ribeiro de Oliveira, A., Bilotta, P., Saadi, A., Lopes, E., O’Riordan, T., Lôbo Pennacchio, H., Queiroz, L., Hecht, S., Rajão, R., Oliveira, U., & Cioce Sampaio, C. (2018). Can multifunctional livelihoods including recreational ecosystem services (RES) and non timber forest products (NTFP) maintain biodiverse forests in the Brazilian Amazon? *Ecosystem Services*, 31, 517–526. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.03.016>
- Carpenter, S.R., DeFries, R., Dietz, T., Mooney, H.A., Polasky, S., Reidand, W.V., Scholes R.J., 2006. Millennium ecosystem assessment: research needs. *Science* vol 314, pp :257–258. 13 October.
- Chan, K. M. A., Shaw, M. R., Cameron, D. R., Underwood, E. C., & Daily, G. C. (2006). Conservation Planning for Ecosystem Services. *PLOS Biology*, 4(11), e379. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.0040379>
- Chaudhary, S., McGregor, A., Houston, D., & Chettri, N. (2015). The evolution of ecosystem services: A time series and discourse-centered analysis. *Environmental Science & Policy*, 54, 25–34. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2015.04.025>
- Chee, Y. E. (2004). An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*, 120(4), 549–565. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.03.028>
- Cho, H. T. F. (2018). *Analytic Hierarchy Process for Survey Data in R (Vignettes)*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.25278.13125>.

- Collignon, B. 1991. Les principaux karsts d'Algérie, Quelques éléments de synthèse, actes du 9ème Congrès National de la SSS., Akten des 9. Nationalen Kongresses der SHG.
- Cord, A. F., Brauman, K. A., Chaplin-Kramer, R., Huth, A., Ziv, G., & Seppelt, R. (2017). Priorities to Advance Monitoring of Ecosystem Services Using Earth Observation. *Trends in Ecology & Evolution*, 32(6), 416–428. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2017.03.003>
- Corlett, R. T. (2015). The Anthropocene concept in ecology and conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 30(1), 36–41. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.10.007>
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., ... & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387(6630), 253-260.
- Cruys, H., & Algérie. Service de la carte géologique. (1955). *Contribution à l'étude géologique des monts du Hodna, la région de Tocqueville et de Bordj R'dir, par H. Cruys*. Service de la carte géologique de l'Algérie.
- Cudlín, P., Seják, J., Pokorný, J., Albrechtová, J., Bastian, O., & Marek, M. (2013). Chapter 24—Forest Ecosystem Services Under Climate Change and Air Pollution. In R. Matyssek, N. Clarke, P. Cudlín, T. N. Mikkelsen, J.-P. Tuovinen, G. Wieser, & E. Paoletti (Eds.), *Developments in Environmental Science* (Vol. 13, pp. 521–546). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-098349-3.00024-4>
- Daget, P. (1977). Le bioclimat méditerranéen: Caractères généraux, modes de caractérisation. *Vegetatio*, 34(1), 1–20. <https://doi.org/10.1007/BF00119883>
- Daily, G. C. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*. Island Press. 392 p.
- Daily, G.C., S. Alexander, P.R. Ehrlich, L. Goulder, J. Lubchenco, P.A. Matson, H.A. Mooney, S. Postel, S.H. Schneider, D. Tilman, and G.M. Woodwell. 1997. Ecosystem services: Benefits supplied to human societies by natural ecosystems. *Issues in Ecology* 2:1–16.
- D'Amato, D., Li, N., Rekola, M., Toppinen, A., & Lu, F.-F. (2015). Linking forest ecosystem services to corporate sustainability disclosure: A conceptual analysis. *Ecosystem Services*, 14, 170–178. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.017>
- Darmon, P. (2009), *Un siècle de passions algériennes : une histoire de l'Algérie coloniale 1830-1940*. Ed. Arthème Fayard. 934p.
- Davis D.K. (2007), *Les mythes environnementaux de la colonisation française au Maghreb : L'environnement a une histoire*. Ed. Champ Vallon, 335p.
- Daw, T., BROWN, K., Rosendo, S., & POMEROY, R. (2011). Applying the ecosystem services concept to poverty alleviation: The need to disaggregate human well-being. *Environmental Conservation*, 38, 370–379. <https://doi.org/10.1017/S0376892911000506>
- De Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J. H. C., Bardgett, R. D., Berg, M. P., Cipriotti, P., Feld, C. K., Hering, D., Martins da Silva, P., Potts, S. G., Sandin, L., Sousa, J. P., Storkey, J., Wardle, D. A., & Harrison, P. A. (2010). Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation*, 19(10), 2873–2893. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9850-9>
- De Groot, R. S., Wilson, M. A., & Boumans, R. M. J. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41(3), 393–408. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)

- De Groot, R. (2010). *Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation*. In *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: The Ecological and Economic Foundations*.pp.11-39.
- De la Riva, E. G., Violle, C., Pérez-Ramos, I. M., Marañón, T., Navarro-Fernández, C. M., Olmo, M., & Villar, R. (2018). A multidimensional functional trait approach reveals the imprint of environmental stress in Mediterranean woody communities. *Ecosystems*, 21(2), 248-262.
- Delord J., (2005), « La « sauvagété » : un principe de réconciliation entre l'homme et la biosphère », *Natures Sciences Sociétés*, 2005/3 (Vol. 13), p. 316-320
- Demartini C. Bioret F. (2021) Geosynphytosociological Typology of French Atlantic Coastal Rocky-Cliff Vegetation. In : Pedrotti F. , Box E.O. (eds) *Tools for Landscape-Scale Geobotany and Conservation. Geobotany Studies (Basics, Methods and Case Studies)*. Springer, Cham
- Depraz, S. (2013), « Protéger, préserver ou conserver la nature ? », notion à la une de Géoconfluences, avril 2013. URL : <http://geoconfluences.ens-lyon.fr/informations-scientifiques/a-la-une/notion-a-la-une/notion-a-la-une-proteger-preserver-ou-conserver-la-nature>
- Despois, J. (1953). *Le Hodna* (Algérie).
- Deveze, M. (1966). Les forêts françaises à la veille de la Révolution. *Revue d'Histoire Moderne & Contemporaine*, 13(4), 241–272. <https://doi.org/10.3406/rhmc.1966.2921>
- Dictionnaire d'économie et de sciences sociales par ECHAUDEMAISON (C.D.): BE (1993) / Librairie Lire et Chiner*. (n.d.). Retrieved October 1, 2020, from <https://www.abebooks.fr/Dictionnaire-d%C3%A9conomie-sciences-sociales-ECHAUDEMAISON-C.D/979222043/bd>
- Ding, H., Chiabai, A., Silvestri, S., & Nunes, P. A. L. D. (2016). Valuing climate change impacts on European forest ecosystems. *Ecosystem Services*, 18, 141–153. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.02.039>
- Dixon, R. K., Solomon, A. M., Brown, S., Houghton, R. A., Trexler, M. C., & Wisniewski, J. (1994). Carbon Pools and Flux of Global Forest Ecosystems. *Science*, 263(5144), 185–190. <https://doi.org/10.1126/science.263.5144.185>
- Djellouli Y., Louail A., Messner F., Missaoui K. & Gharzouli R. (2020). Les écosystèmes naturels de l'Est algérien face au risque du changement climatique. The natural ecosystems of eastern Algeria facing the risk of climate change. *Revue Geo-Eco-Trop N° 44 Tome 4*, pp. 609-621
- Dominati, E., Patterson, M., Mackay A. (2010), A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils, *Ecological Economics* n°69 pp1858–1868.
- Douguédroit, A. (1980). Les topoclimats de la Haute-Vésubie (Alpes Maritimes, France). *Méditerranée*, 40(4), 3–11. <https://doi.org/10.3406/medit.1980.1950>
- Doxa, A. & Prastacos, P. (2020). Using Rao's Quadratic Entropy to Define Environmental Heterogeneity Priority Areas in the European Mediterranean Biome. *Biological Conservation*, 241, 108366. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108366>
- Drobinski, P., Da Silva, N., Bastin, S., Mailler, S., Muller, C., Ahrens, B., ... & Lionello, P. (2020). How warmer and drier will the Mediterranean region be at the end of the twenty-first century?. *Regional Environmental Change*, 20(3), 1-12.
- DUCH, BBA (Direction de l'urbanisme, de la construction et de l'urbanisme de la wilaya de Bordj Bou Arréridj) 2021.

- Dufour, S., Arnauld de Sartre, X., Castro, M., Oszwald, J. et Rollet, A.J. (2016), « Origine et usages de la notion de services écosystémiques : éclairages sur son apport à la gestion des hydrosystèmes », *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement* [En ligne], Hors-série 25 | août 2016, mis en ligne le 26 août 2016, consulté le. URL : <http://journals.openedition.org/vertigo/17435> ; DOI : <https://doi.org/10.4000/vertigo.17435>
- Dupras, J. (2014). *Évaluation économique des services écosystémiques dans la région de Montréal: Analyse spatiale et préférences exprimées*. Thèse de l'université de Montréal, 2014, 339 p. <https://papyrus.bib.umontreal.ca/xmlui/handle/1866/11333>
- Eckholm, E. P. (1978). *Disappearing species: The social challenge* (1st Edition.). Worldwatch Institute. Washington DC.
- Egoh, B., Reyers, B., Rouget, M., Bode, M., & Richardson, D. M. (2009). Spatial congruence between biodiversity and ecosystem services in South Africa. *Biological Conservation*, 142(3), 553–562. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.11.009>
- Ehrlich, P. & Ehrlich, A. (1981). *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*.
- Eldredge, N. (2001). The sixth extinction. *An ActionBioscience.org original article. American Institute of Biological Sciences*. <http://www.actionbioscience.org/newfrontiers/eldredge2.html>
- Elfarkh, J. (2021). *Évaluation de l'évapotranspiration des zones irriguées en piémont du Haut Atlas, Maroc: Modélisation, mesures micro-météorologiques et télédétection spatiale* [Phdthesis, Université Paul Sabatier - Toulouse III; Université Cadi Ayyad (Marrakech, Maroc)]. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-03208563>
- Ellison, D., Morris, C. E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarto, D., ... & Sullivan, C. A. (2017). Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global environmental change*, 43, 51-61.
- Estève, C. (2004). Le droit de chasse en France de 1789 à 1914: Conflits d'usage et impasses juridiques. *Histoire & Sociétés Rurales*, 21, 73-114. <https://doi.org/10.3917/hsr.021.0073>
- Evans JS. (2021). spatialEco. R package version 1.3-6. from <https://github.com/jeffreyevans/spatialEco>.
- Ezzine de Blas, D., Naredo, J. & Gómez-Baggethun, E. (2016). La part manquante de l'approche par services écosystémiques : analyse thermodynamique et trajectoire de durabilité. Dans : Philip Roche éd., *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques: Perspectives interdisciplinaires* (pp. 161-174). Versailles, France: Éditions Quæ. <https://doi.org/10.3917/quae.roche.2016.01.0161>
- FAO. (2020). *Évaluation des ressources forestières mondiales 2020: Principaux résultats*. FAO. <https://doi.org/10.4060/ca8753fr>
- FAO. (2016). Maximize the production of goods and services of Mediterranean forest ecosystems in the context of global changes—Regional synthesis, June 2016.
- FAO. 2018, *État des forêts méditerranéennes 2018*. 363 p.
- Faurie C., (2011), *Écologie Approche scientifique et pratique* (6e ed.). Ed. Lavoisier.
- Fisher, B., & Kerry Turner, R. (2008). Ecosystem services: Classification for valuation. *Biological Conservation*, 141(5), 1167–1169. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.02.019>
- Fisher, B., Turner, R.K., Morling, P., 2009. Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68, 643–653.

- Fisher, J. B., Whittaker, R. J., & Malhi, Y. (2011). ET come home: potential evapotranspiration in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 1-18.
- Fisher, J. B., Melton, F., Middleton, E., Hain, C., Anderson, M., Allen, R., McCabe, M. F., Hook, S., Baldocchi, D., Townsend, P. A., Kilic, A., Tu, K., Miralles, D. D., Perret, J., Lagouarde, J.-P., Waliser, D., Purdy, A. J., French, A., Schimel, D., ... Wood, E. F. (2017). The future of evapotranspiration: Global requirements for ecosystem functioning, carbon and climate feedbacks, agricultural management, and water resources. *Water Resources Research*, 53(4), 2618–2626. <https://doi.org/10.1002/2016WR020175>
- Fisher, J. B., Whittaker, R. J., & Malhi, Y. (2011). ET come home: potential evapotranspiration in geographical ecology. *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), 1-18.
- Fredj C. (2013) _ « La forêt et le Maghreb colonial ». Consulté le 07 juillet 2018. <http://www.laviedesidees.fr/La-forêt-et-le-Maghreb-colonial.html>.
- Fu, B., C. Su, Y. Wei, I. Willet, Y. Lu, and G. Liu. 2011. Double counting in ecosystem services valuation: Causes and countermeasures. *Ecological Research* 26:1–14.
- García-Nieto, A. P., García-Llorente, M., Iniesta-Arandia, I., & Martín-López, B. (2013). Mapping forest ecosystem services: From providing units to beneficiaries. *Ecosystem Services*, 4, 126–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.03.003>
- Géhu, J.-M. (1979). Pour une approche nouvelle des paysages végétaux: La symphytosociologie. *Bulletin de La Société Botanique de France. Lettres Botaniques*, 126(2), 213–223. <https://doi.org/10.1080/01811797.1979.10824391>
- Gentine, P., D'Odorico, P., Lintner, B. R., Sivandran, G., & Salvucci, G. (2012). Interdependence of climate, soil, and vegetation as constrained by the Budyko curve. *Geophysical Research Letters*, 39(19).
- Georgescu-Roegen, N., 1971. The Entropy Law and the Economic Process. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Gharzouli R. (2007). Flore et végétation de la Kabylie des Babors : Etude floristique et phytosociologique des groupements forestiers et post-forestiers des djebels Takoucht, Adrar Ou-Mellal, Tababort et Babor. Thèse de doctorat P 373.
- Giblin B., 2005 « Élisée Reclus : un géographe d'exception », *Hérodote/2* (no 117), p. 11-28. DOI : 10.3917/her.117.0011. URL : <https://www.cairn-int.info/revue-herodote-2005-2-page-11.htm>
- GIEC. 2001. Changements climatiques 2001 : Les éléments scientifiques. Contribution du groupe de travail I au troisième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. Cambridge, Royaume-Uni, Cambridge University Press. 881 pp.
- GIEC, 2014: Changements climatiques 2014: Rapport de synthèse. Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Sous la direction de l'équipe de rédaction principale, R.K. Pachauri et L.A. Meyer]. GIEC, Genève, Suisse, 161 p.
- Gillespie, T. W.; Foody, G. M.; Rocchini, D.; Giorgi, A. P.; Saatchi, S. (2008). Measuring and Modelling Biodiversity from Space. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 32 (2), 203–221. <https://doi.org/10.1177/0309133308093606>.
- Godart, A. (2009). *Les précipitations orographiques organisées en bandes dans la région Cévennes-Vivarais. Caractérisation et contribution au régime pluviométrique*. 337 p.

- Godron, M. (1967). Les groupes écologiques imbriqués en écailles. *Æcol. plant*, 2(3), 217-226.
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, 69(6), 1209–1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>
- Gomez-Baggethun, E. & De Groot, R. 2010. « Natural Capital and Ecosystem Services : The Ecological Foundation of Human Society. » In *Ecosystem Services*, pp. 105-121.
- Gómez-Baggethun, E., & Ruiz-Pérez, M. (2011). Economic valuation and the commodification of ecosystem services. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 35(5), 613–628. <https://doi.org/10.1177/0309133311421708>
- Goyt, A. (1884). *Dolmens et sépultures mégalithiques des Ouled-Hannech*. <https://doi.org/10.11588/diglit.15015#0005>
- GRASS Development Team, 2017). <https://grass.osgeo.org/grass80/manuals/r.geomorphon.html>
- Grêt-Regamey, A., Brunner, S. H., & Kienast, F. (2012). Mountain Ecosystem Services: Who Cares? *Mountain Research and Development*, 32(S1). <https://doi.org/10.1659/MRD-JOURNAL-D-10-00115.S1>
- Grêt-Regamey, A., & Weibel, B. (2020). Global assessment of mountain ecosystem services using earth observation data. *Ecosystem Services*, 46, 101213. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101213>
- Guechi, N. O. (2022). *Etudes floristique et ethnobotanique du massif de Maadid (M'sila, Algérie)* (Doctoral dissertation, Université de M'Sila (Algérie)).
- Guignard D. (2004), « L'affaire Beni Utjin : un cas de résistance à la main-mise foncière en Algérie coloniale ». *Insaniyat. Revue algérienne d'anthropologie et de sciences sociales*, no 25 26 (30 décembre 2004): 101 22. doi:10.4000/insaniyat.6274.
- Guignard D. (2010) _ « Conservatoire ou révolutionnaire ? Le sénatus-consulte de 1863 appliqué au régime foncier d'Algérie ». *Revue d'histoire du XIXe siècle. Société d'histoire de la révolution de 1848 et des révolutions du XIXe siècle*, no 41 (15 décembre 2010): 81-95. doi:10.4000/rh19.4047.
- Guiot, J., & Cramer, W. (2016). Climate change: The 2015 Paris Agreement thresholds and Mediterranean basin ecosystems. *Science*, 354(6311), 465-468.
- Guyot, G. (2013). *Climatologie de l'environnement: Cours et exercices corrigés*. Dunod.
- Haines-Young, R.H. & Potschin, M.B. (2009): Methodologies for defining and assessing ecosystem services. Final Report, JNCC, Project Code C08-0170-0062, 69 pp.
- Haines-Young, R., & M. Potschin. (2010). *Proposal for a Common International Classification of Ecosystem Goods and Services (CICES) for Integrated Environmental and Economic Accounting*. <http://www.nottingham.ac.uk/cem/pdf/UNCEEA-5-7-Bk1.pdf>
- Haines-Young, R., & M. Potschin. 2013. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES): Consultation on Version 4, August-December 2012*. Report to the European Environment Agency. EEA Framework Contract No EEA/IEA/09/003.
- Hamimed, A., Nehal, L., Khaldi, A., & Azzaz, H. (2014). Contribution à la spatialisaton de l'évapotranspiration d'un agro-système semi-aride en Algérie par utilisation de la télédétection et du modèle METRIC. *Physio-Géo. Géographie physique et environnement*, (Volume 8), 197-213.

- Hipel, K. W., & McLeod, A. I. (1994). *Time series modelling of water resources and environmental systems*. Elsevier.
- Hooper, D. U., Chapin III, F. S., Ewel, J. J., Hector, A., Inchausti, P., Lavorel, S., Lawton, J. H., Lodge, D. M., Loreau, M., Naeem, S., Schmid, B., Setälä, H., Symstad, A. J., Vandermeer, J., & Wardle, D. A. (2005). Effects of Biodiversity on Ecosystem Functioning: A Consensus of Current Knowledge. *Ecological Monographs*, 75(1), 3–35. <https://doi.org/10.1890/04-0922>
- Houzé S., (2020). Valoriser la nature par les services écosystémiques – La protection de l’environnement mise à prix, Bruxelles : CPCP, Analyse n° 408, 2020, [en ligne :] <http://www.cpcp.be/publications/services-ecosystemiques>
- Hufty, A. (2001). *Introduction à la climatologie: Le rayonnement et la température, l’atmosphère, l’eau, le climat et l’activité humaine*. Presses Université Laval.
- Hutchinson, G. E. (1957). Cold spring harbor symposium on quantitative biology. *Concluding remarks*, 22, 415-427.
- Isric web mapping 2021 <https://www.isric.org/>
- Jacquemoud, S.; Verhoef, W.; Baret, F.; Bacour, C.; Zarco-Tejada, P. J.; Asner, G. P.; François, C.; Ustin, S. L. PROSPECT+SAIL Models: A Review of Use for Vegetation Characterization. *Remote Sensing of Environment* 2009, 113, S56–S66. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.01.026>.
- Jasiewicz, J., & Stepinski, T. F. (2013). Geomorphons—A pattern recognition approach to classification and mapping of landforms. *Geomorphology*, 182, 147–156. <https://doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.11.005>
- Jaung, W., Putzel, L., Bull, G. Q., Guariguata, M. R., & Sumaila, U. R. (2016). Estimating demand for certification of forest ecosystem services: A choice experiment with Forest Stewardship Council certificate holders. *Ecosystem Services*, 22, 193–201. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.016>
- JORA (2006). Journal Officiel de la République Algérienne N° 67. Le décret exécutif n° 06-368 fixant le régime juridique de l’autorisation d’usage pour les forêts récréatives ainsi que les conditions et les modalités de son octroi. P.3. <http://faolex.fao.org/docs/pdf/alg67505.pdf> . Consulté le : 02.08.2020.
- JORA. 2012. Journal Officiel de la République Algérienne. N°03. 18-01-2012. Décret exécutif N° 12-03 du 10 Safar 1433 correspondant au 4 janvier 2012 fixant la liste des espèces non cultivées protégées. p.44.
- Jackson, S., & Palmer, L. R. (2015). Reconceptualizing ecosystem services: Possibilities for cultivating and valuing the ethics and practices of care. *Progress in Human Geography*, 39(2), 122–145. <https://doi.org/10.1177/0309132514540016>
- Jax, K., Barton, D. N., Chan, K. M. A., de Groot, R., Doyle, U., Eser, U., Görg, C., Gómez-Baggethun, E., Griewald, Y., Haber, W., Haines-Young, R., Heink, U., Jahn, T., Joosten, H., Kerschbaumer, L., Korn, H., Luck, G. W., Matzdorf, B., Muraca, B., ... Wichmann, S. (2013). Ecosystem services and ethics. *Ecological Economics*, 93, 260–268. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.06.008>
- Jullian, C.; Nahuelhual, L.; Laterra, P. (2021). The Ecosystem Service Provision Index as a Generic Indicator of Ecosystem Service Supply for Monitoring Conservation Targets. *Ecological Indicators*, 129, 107855. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107855>.
- Kalaba, F. K., Quinn, C. H., & Dougill, A. J. (2013). The role of forest provisioning ecosystem services in coping with household stresses and shocks in Miombo woodlands, Zambia. *Ecosystem Services*, 5, 143–148. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.07.008>

- Karger, D. N., Conrad, O., Böhner, J., Kawohl, T., Kreft, H., Soria-Auza, R. W., Zimmermann, N. E., Linder, H. P., & Kessler, M. (2017). Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Scientific Data*, 4(1), 170122. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.122>
- Karger, D. N., Nobis, M. P., Normand, S., Graham, C. H., & Zimmermann, N. E. (2021). CHELSA-TraCE21k v1. 0. Downscaled transient temperature and precipitation data since the last glacial maximum. *Climate of the Past Discussions*, 1-27.
- Karger, D. N., Wilson, A. M., Mahony, C., Zimmermann, N. E., & Jetz, W. (2021). Global daily 1 km land surface precipitation based on cloud cover-informed downscaling. *Scientific Data*, 8(1), 1-18.
- Kari, S., & Korhonen-Kurki, K. (2013). Framing local outcomes of biodiversity conservation through ecosystem services: A case study from Ranomafana, Madagascar. *Ecosystem Services*, 3, e32–e39. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.12.003>
- Kc, A., Wagle, N., & Acharya, T. D. (2021). Spatiotemporal Analysis of Land Cover and the Effects on Ecosystem Service Values in Rupandehi, Nepal from 2005 to 2020. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 10(10), 635. <https://doi.org/10.3390/ijgi10100635>
- Khalfoune T. (2016). La « domanialisation » de la propriété foncière en Algérie : la spoliation couverte de l'habit de la légalité. In: Revue internationale de droit comparé. Vol. 68 N°3,2016. pp. 745-774; doi : <https://doi.org/10.3406/ridc.2016.20692>
- Khare, S.; Latifi, H.; Rossi, S. Forest Beta-Diversity Analysis by Remote Sensing: How Scale and Sensors Affect the Rao's Q Index. *Ecological Indicators* 2019, 106, 105520. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105520>.
- Khaznadar M. (2016) _ *Etude et cartographie des services écosystémiques du par national d'El Kala (Algérie)*. Thèse de doctorat sciences. Université de Sétif 1.
- Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology?. *Ecology letters*, 8(5), 468-479.
- Krishnaswamy, J.; Bawa, K. S.; Ganeshiah, K. N.; Kiran, M. C. (2009). Quantifying and Mapping Biodiversity and Ecosystem Services: Utility of a Multi-Season NDVI Based Mahalanobis Distance Surrogate. *Remote Sensing of Environment*, 113 (4), 857–867. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2008.12.011>.
- Kronenberg, J. (2014). What can the current debate on ecosystem services learn from the past? Lessons from economic ornithology. <https://doi.org/10.1016/J.GEOFORUM.2014.06.011>
- Lacoste, A., & Salanon, R. (1969). *Eléments de biogéographie et d'écologie*, Nathan Université edn.
- Lakerveld R. P. (2012). Applying political ecology to ecosystem services. Operationalizing an alternative approach to ecosystem services research, using an empirical case study in Odisha, India. M.Sc. thesis, Environmental Systems Analysis Group, Wageningen University, Netherlands.
- Landell-Mills, N. and Porras, I.T., 2002, *Silver bullet or fools' gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor*. International Institute for Environment and Development (IIED), London.
- Landers DH & Nahlik AM. 2013. Final Ecosystem Goods and Services Classification System(FEGS-CS). EPA/600/R-13/ORD-004914. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Washington, D.C.
- Landuyt, D.; Broekx, S.; D'hondt, R.; Engelen, G.; Aertsens, J.; Goethals, P. L. M. A Review of Bayesian Belief Networks in Ecosystem Service Modelling. *Environmental Modelling & Software* 2013, 46, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.03.011>

- Langner, A., Irauschek, F., Perez, S., Pardos, M., Zlatanov, T., Öhman, K., Nordström, E.-M., & Lexer, M. J. (2017). Value-based ecosystem service trade-offs in multi-objective management in European mountain forests. *Ecosystem Services*, 26, 245–257. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.001>
- La Notte, A., D'Amato, D., Mäkinen, H., Paracchini, M. L., Liqueste, C., Egoh, B., Geneletti, D., & Crossman, N. D. (2017). Ecosystem services classification: A systems ecology perspective of the cascade framework. *Ecological Indicators*, 74, 392–402. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.030>
- La Notte, A., & Rhodes, C. (2020). The theoretical frameworks behind integrated environmental, ecosystem, and economic accounting systems and their classifications. *Environmental Impact Assessment Review*, 80, 106317. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2019.106317>
- Lapie, G. (1909). Les divisions phytogéographiques de l'Algérie. *Acad. Sc. Paris*.
- Larrère C., 2010, « Les éthiques environnementales », *Natures Sciences Sociétés*, 2010/4 (Vol. 18), p. 405-413. URL : <https://www.cairn-int.info/revue-natures-sciences-societes-2010-4-page-405.htm>
- Lasserre, G. (1954). Le Hodna vu par M. Despois. *Les Cahiers d'Outre-Mer*, 7(28), 398–405. <https://doi.org/10.3406/caoum.1954.1933>
- Lausch, A.; Bannehr, L.; Beckmann, M.; Boehm, C.; Feilhauer, H.; Hacker, J. M.; Heurich, M.; Jung, A.; Klenke, R.; Neumann, C.; Pause, M.; Rocchini, D.; Schaepman, M. E.; Schmidlein, S.; Schulz, K.; Selsam, P.; Settele, J.; Skidmore, A. K.; Cord, A. F. Linking Earth Observation and Taxonomic, Structural and Functional Biodiversity: Local to Ecosystem Perspectives. *Ecological Indicators* 2016 a , 70, 317–339. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.022>.
- Lausch, A.; Erasmi, S.; King, D. J.; Magdon, P.; Heurich, M. Understanding Forest Health with Remote Sensing -Part I—A Review of Spectral Traits, Processes and Remote-Sensing Characteristics. *Remote Sensing* 2016, 8 (12), 1029. <https://doi.org/10.3390/rs8121029>. (b)
- Lausch, A., Schaepman, M. E., Skidmore, A. K., Catana, E., Bannehr, L., Bastian, O., Borg, E., Bumberger, J., Dietrich, P., Glässer, C., Hacker, J. M., Höfer, R., Jagdhuber, T., Jany, S., Jung, A., Karnieli, A., Klenke, R., Kirsten, T., Ködel, U., ... Baatz, R. (2022). Remote Sensing of Geomorphodiversity Linked to Biodiversity—Part III: Traits, Processes and Remote Sensing Characteristics. *Remote Sensing*, 14(9), 2279. <https://doi.org/10.3390/rs14092279>
- Lebourgeois, F. (2010). Cours de bioclimatologie à l'usage des forestiers. *Département SIAFEE–UFR FAM–AgroParisTech-ENGREF–Nancy–Mai*, 51.
- Lecompte, M., & Alexandre, F. (1996). Discontinu et continu de la végétation et du milieu. De la théorie des étagements en altitude à la phytoclimatologie dynamique. *L'Espace géographique*, 25(3), 261–272. <https://doi.org/10.3406/spgeo.1996.995>
- Lecompte, M. (1986). *Biogéographie de la montagne marocaine: le Moyen-Atlas central*. Centre National de la Recherche Scientifique.
- Lefebvre, G. (1929). La place de la Révolution dans l'histoire agraire de la France. *Annales*, 1(4), 506–523. <https://doi.org/10.3406/ahess.1929.1122>
- Le Houérou, H. N. (1992). Relations entre la variabilité des précipitations et celle des productions primaire et secondaire en zone aride. *L'aridité, une contrainte au développement*, 197-220.
- Leopold, A. (1949), « *A Sand County Almanac, and Sketches Here and There* ». Oxford University Press. 226

- « Le régime de la propriété foncière en Algérie, documents algériens». En ligne, consulté le 18.07.2020. http://algerroi.fr/Alger/documents_algeriens/economique/pages/119_propriete_fonciere.htm.
- Lévêque, C., Tabacchi, É., & Menozzi, M.-J. (2012). Les espèces exotiques envahissantes, pour une remise en cause des paradigmes écologiques. *Sciences Eaux Territoires, Numéro 6(1)*, 2–9. DOI : 10.3917/set.006.0002. URL : <https://www.cairn-int.info/revue-sciences-eaux-et-territoires-2012-1-page-2.htm>
- Levrel, H., & Missemmer, A. (2019). La mise en économie de la nature, contrepoints historiques et contemporains. *Revue économique, Vol. 70(1)*, 97–122. URL : <https://www.cairn-int.info/revue-economique-2019-1-page-97.htm>
- Levrel H., Roche P., Geijzendorffer I., Mongruel R., (2016), in Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques, , Approches écologiques et économiques de l'offre et la demande de services écosystémiques, pages 103 à 112.
- Levrel H., Hassan F., Scemama P., Vaissière A-C, (2015) « Des innovations institutionnelles et organisationnelles pour accroître l'investissement dans le capital naturel » dans B. Perrissin Fabert (dir.), *Nature et richesse des nations*, Paris, Commissariat général au développement durable, p.149- 162.
- Leveau, P. (2018). Climat, sociétés et environnement aux marges sahariennes du Maghreb: une approche historiographique. In *La frontière méridionale du Maghreb et ses formes: approches croisées, Antiquité-Moyen Âge. 1:[Colloque international La frontière méridionale du Maghreb et ses formes, essai de définitions, Antiquité-Moyen Âge à Pessac les 15-16 décembre 2016]* (No. 13, pp. 19-106). Ausonius.
- Lhomme, J. P. (1997). Towards a rational definition of potential evaporation. *Hydrology and Earth System Sciences, 1(2)*, 257-264.
- Lhomme, J. P., & Moussa, R. (2016). Matching the Budyko functions with the complementary evaporation relationship: consequences for the drying power of the air and the Priestley–Taylor coefficient. *Hydrology and Earth System Sciences, 20(12)*, 4857-4865.
- Locquet, A., & Héritier, S. (2020). Interrogation autour de la nature et du sauvage à propos de l'établissement de wilderness areas en Europe. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.34986>
- Loidi, J. (2021a). Mapping of Biogeographical Territories: Flora, Vegetation and Landscape Criteria. In F. Pedrotti & E. O. Box (Eds.), *Tools for Landscape-Scale Geobotany and Conservation* (pp. 21–36). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-74950-7_3
- Loidi, J. (2021b). Dynamic-Catenal Vegetation Mapping as a Tool for Ecological Restoration and Conservation Policy. In F. Pedrotti & E. O. Box (Eds.), *Tools for Landscape-Scale Geobotany and Conservation* (pp. 37–64). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-74950-7_4
- Loi N° 84-12 du 23 Juin 1984 portant Régime Général des Forêts. En ligne, consulté le 03.08.2020. <http://faolex.fao.org/docs/pdf/alg2005.pdf>
- Loi n°90-30 du 1er décembre 1990 portant loi domaniale. En ligne, consulté le 04.08.2020. <http://faolex.fao.org/docs/pdf/alg4602.pdf>
- Loreau, M. (2016). Par-delà l'éthique et l'économie : l'homme au cœur de la biodiversité. Dans : Philip Roche éd., *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques: Perspectives interdisciplinaires* (pp. 79-88). Versailles, France: Éditions Quæ. <https://doi.org/10.3917/quae.roche.2016.01.0079>

- Louail, A.; Messner, F.; Missaoui, K.; Djellouli, Y.; Gharzouli, R. (2019). Evolution of Local Bioclimates Facing Climate Change in Algeria: Mapping by Global Bioclimatic Classification and Clustering Method. *International Society for Ecological Modelling Global Conference*, Salzburg, Austria, 30 Sep to 04 Oct.
- Louail, A., Messner, F., Djellouli, Y., & Gharzouli, R. (2022). Remote Sensing and Phytoecological Methods for Mapping and Assessing Potential Ecosystem Services of the Ouled Hannèche Forest in the Hodna Mountains, Algeria. *Forests*, 13(8), Article 8. <https://doi.org/10.3390/f13081159>
- Lovrić, M., Da Re, R., Vidale, E., Prokofieva, I., Wong, J., Pettenella, D., Verkerk, P. J., & Mavsar, R. (2021). Collection and consumption of non-wood forest products in Europe. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 94(5), 757–770. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpab018>
- Luck, G. W., Harrington, R., Harrison, P. A., Kremen, C., Berry, P. M., Bugter, R., Dawson, T. P., de Bello, F., Díaz, S., Feld, C. K., Haslett, J. R., Hering, D., Kontogianni, A., Lavorel, S., Rounsevell, M., Samways, M. J., Sandin, L., Settele, J., Sykes, M. T., ... Zobel, M. (2009). Quantifying the Contribution of Organisms to the Provision of Ecosystem Services. *BioScience*, 59(3), 223–235. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.3.7>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Liqueste, C., Braat, L., Berry, P., Egoh, B., Puydarrieux, P., Fiorina, C., Santos-Martin, F., Paracchini, M.-L., Keune, H., Wittmer, H., Hauck, J., Fiala, I., Verburg, P., Condé, S., Schägner, J. P., San-Miguel-Ayanz, J., & Bidoglio, G. (2013). *Mapping and assessment of ecosystems and their services: An analytical framework for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020*. <https://doi.org/10.2779/12398>
- Maes, W. H., Gentine, P., Verhoest, N. E., & Miralles, D. G. (2019). Potential evaporation at eddy-covariance sites across the globe. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(2), 925-948.
- Mahi, A. (2015) _ « Les tribus face à la propriété individuelle en Algérie. Sénatus-Consulte de 1863 et loi Warnier de 1873 ». <http://algeriedebat.over-blog.com/>. En ligne, Consulté le 11 juillet 2016. <http://algeriedebat.over-blog.com/2015/10/les-tribus-face-a-la-propriete-individuelle-en-algerie-senatus-consulte-de-1863-et-loi-warnier-de-1873.html>.
- Maire, R. (1926). Carte phytogéographique de l'Algérie et de la Tunisie. Notice. Gouvernement Général de l'Algérie, Services cartographique, Alger, 78 p. + carte couleurs au 1/1500 000^e h.t.
- Makarieva, A. M., & Gorshkov, V. G. (2007). Biotic pump of atmospheric moisture as driver of the hydrological cycle on land. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(2), 1013–1033. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1013-2007>
- Malczewski, J. (2018). Multicriteria Analysis. In *Comprehensive Geographic Information Systems*; Elsevier; pp 197–217. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-409548-9.09698-6>.
- Malczewski, J. (2000). On the Use of Weighted Linear Combination Method in GIS: Common and Best Practice Approaches. *Transactions in GIS*, 4 (1), 5–22. <https://doi.org/10.1111/1467-9671.00035>.
- Malczewski, J.; Jankowski, P. Emerging Trends and Research Frontiers in Spatial Multicriteria Analysis. *International Journal of Geographical Information Science* 2020, 34 (7), 1257–1282. <https://doi.org/10.1080/13658816.2020.1712403>.
- Mancini, M. S., Galli, A., Coscieme, L., Niccolucci, V., Lin, D., Pulselli, F. M., Bastianoni, S., & Marchettini, N. (2018). Exploring ecosystem services assessment through Ecological Footprint accounting. *Ecosystem Services*, 30, 228–235. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.010>
- Maris, V. (2010). *Philosophie de la biodiversité—Petite éthique pour une nature en péril*. 26-32

- Maris, V. (2011.). « De la nature aux services écosystémiques Une commodification de la biodiversité.
- Maris V. (2014), *Nature à vendre - Les limites des services écosystémiques*. 94 p.
- Maris V., Devictor V., Doussan I., Béchet A., (2016), *Les valeurs en question* in P. Roche, I. Geijzendorffer, H. Levrel, V. Maris *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques, Perspectives interdisciplinaires*, Quae, pp.21-38, Update Sciences et technologies, 9782759224425.
- Marsh, G. P. (1864). *Man and Nature, Or Physical Geography as Modified by Human Action* by George P. Marsh. Sampson Low, Son and Marston.
- Martínez-Alier, J., Munda, G., O'Neill, J., (1998). Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics* 26, 277–286
- Masiero, M., Pettenella, D., Boscolo, M., Barua, S.K, Animon, I. & Matta, J.R. (2019). Valuing forest ecosystem services: a training manual for planners and project developers. *Forestry Working Paper* No. 11. Rome, FAO. 216 pp. Licence: CC BY-NC-SA 3.0 IGO
- Matulis, B. S. (2014). The economic valuation of nature: A question of justice? *Ecological Economics*, vol.104, pp : 155–157. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.04.010>
- Maurel, C. (2013). L'Unesco, un pionnier de l'écologie ? *Monde(s)*, N° 3(1), 171–192.
- Maes, W. H., Gentine, P., Verhoest, N. E., & Miralles, D. G. (2019). Potential evaporation at eddy-covariance sites across the globe. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(2), 925-948.
- Ma, X., Mahecha, M. D., Migliavacca, M., van der Plas, F., Benavides, R., Ratcliffe, S., ... & Wirth, C. (2019). Inferring plant functional diversity from space: the potential of Sentinel-2. *Remote Sensing of Environment*, 233, 111368.
- Ma, X., Migliavacca, M., Wirth, C., Bohn, F. J., Huth, A., Richter, R., & Mahecha, M. D. (2020). Monitoring plant functional diversity using the reflectance and echo from space. *Remote Sensing*, 12(8), 1248.
- Mccauley, D. (2006). Selling out on nature. *Nature*, 443, 27–28. <https://doi.org/10.1038/443027a>
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment). 2005. *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC. 155 p.
- Meadows, D.H., Meadows, D.L., Randers, J., Berhens, W.W., 1972. *The Limits to Growth: A Report for the Club of Rome's project on the Predicament of Mankind*. Earth Island, Universe Books, New York.
- 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>
- Meddour R. (2010)_ *Bioclimatologie, phytogéographie et phytosociologie en Algérie : exemple des groupements forestiers et préforestiers de la Kabylie Djurdjurénne*, thèse de doctorat
- Meddour R., Sahar O., Vela E., (2019), Colloque International «La cartographie de la flore, un outil au service des politiques publiques de la biodiversité», 7-8 juin 2019, Université de Nantes En hommage au Professeur Pierre Dupont. *Les territoires phytogéographiques de l'Algérie du Nord: essai de synthèse et révision partielle*
- Menzel, S., & Teng, J. (2010). Ecosystem Services as a Stakeholder-Driven Concept for Conservation Science. *Conservation Biology*, 24(3), 907–909. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01347.x>

- Meouak, M. (2009). Le Hodna occidental entre régions méditerranéennes et plaines désertiques: organisation des terroirs, communautés rurales et productions agricoles au Moyen Âge. *Revue des mondes musulmans et de la Méditerranée*, (126).
- Meouak, M. (2010). Géographie historique, peuplement et terroirs dans la région du Hodna occidental au Moyen Âge. *Acta Orientalia*, 71, 35-35.
- Méral, P. (2012). Le concept de service écosystémique en économie: Origine et tendances récentes. *Natures Sciences Sociétés*, 20(1), 3–15. <https://doi.org/10.1051/nss/2012002>
- Méral, P., & Pesche, D. (2016). *Les services écosystémiques: Repenser les relations nature et société*. Editions Quae.
- Merikhi, R., & Alatou, D. (1994). *Contribution à l'étude de la végétation des monts du Hodna: Étude phytosociologique du massif du boutaleb*. Université Ferhat Abbas faculté des sciences département de Biologie.
- Michalet R., 1991. Nouvelle synthèse bioclimatique des milieux méditerranéens. Application au Maroc septentrional. *Rev. Ecol. Alp.*, Grenoble, 1, 60-80
- Michalet, R., Choler, P., Callaway, R. M., & Whitham, T. G. (2021). Rainfall continentality, via the winter Gams angle, provides a new dimension to biogeographical distributions in the western United States. *Global Ecology and Biogeography*, 30(2), 384–397. <https://doi.org/10.1111/geb.13223>
- Michalet, R. (2018). L'importance de la continentalité hydrique dans les montagnes méditerranéennes: L'exemple du Maroc et de la Californie / The importance of rainfall continentality in the Mediterranean mountains: the example of Morocco and California. *Ecologia Mediterranea*, 44(2), 31–44. <https://doi.org/10.3406/ecmed.2018.2041>
- Miraglio, T. (2021). Estimation de traits de végétation de canopées ouvertes méditerranéennes par télédétection hyperspectrale (Doctoral dissertation, Toulouse, ISAE).
- Montagnon, P. (2012) , *Histoire de l'Algérie: Des origines à nos jours*. Ed. Pygmalion, 424p.
- Monteith, J. L. 1965. Evaporation and the environment, in: *The State and Movement of Water in Living Organisms* (Ed. Fogg, G.E.). 19th Symposium of the Society for Experimental Biology, University Press, Cambridge, 205–234.
- Monteny, B. A., Humbert, J., Lhomme, J. P., & Kalms, J. M. (1981). Le rayonnement net et l'estimation de l'évapotranspiration en côte d'ivoire. *Agricultural Meteorology*, 23, 45-59.
- Montes, C. (2014). *Modélisation spatialisée des échanges surface-atmosphère à l'échelle d'une région agricole méditerranéenne* [Phdthesis, Université Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc]. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01410696>
- Morán-Ordóñez, A., Ameztegui, A., De Cáceres, M., de-Miguel, S., Lefèvre, F., Brotons, L., & Coll, L. (2020). Future trade-offs and synergies among ecosystem services in Mediterranean forests under global change scenarios. *Ecosystem Services*, 45, 101174. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101174>
- Mountrakis, G.; Im, J.; Ogole, C. Support Vector Machines in Remote Sensing: A Review. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing* 2011, 66 (3), 247–259. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2010.11.001>.
- Moussa, R., & Lhomme, J. P. (2016). The Budyko functions under non-steady-state conditions. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20(12), 4867-4879.

- Mu, Q., Zhao, M., & Running, S. W. (2011). Improvements to a MODIS global terrestrial evapotranspiration algorithm. *Remote sensing of environment*, 115(8), 1781-1800.
- Mucina, L. (2019). Biome: Evolution of a crucial ecological and biogeographical concept. *New Phytologist*, 222(1), 97–114. <https://doi.org/10.1111/nph.15609>
- Mukherjee, N., Sutherland, W. J., Dicks, L., Hugé, J., Koedam, N., & Dahdouh-Guebas, F. (2014). Ecosystem Service Valuations of Mangrove Ecosystems to Inform Decision Making and Future Valuation Exercises. *PLOS ONE*, 9(9), e107706. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0107706>
- Myers, N. (1997). The world's forests and their ecosystem services. Dans Daily, G. C. (1997). *Nature's Services: Societal Dependence On Natural Ecosystems*. Island Press. P.392.
- Nocentini, S., Travaglini, D., & Muys, B. (2022). Managing Mediterranean Forests for Multiple Ecosystem Services: Research Progress and Knowledge Gaps. *Current Forestry Reports*. <https://doi.org/10.1007/s40725-022-00167-w>
- Norgaard, R. B. (2010). « Ecosystem services: From eye-opening metaphor to complexity blinder ». *Ecological Economics*, n°69 PP.1219–1227. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.009>
- Nouschi A. (1959) _ « Notes sur la vie traditionnelle des populations forestières algériennes ». *Annales de Géographie* 68, no 370 (1959): 525-35. doi:10.3406/geo.1959.15603.
- Odum, E. P. (1971). *Fundamentals of Ecology: 3d Ed.* Saunders.
- Oudin, L. (2004). *Recherche d'un modèle d'évapotranspiration potentielle pertinent comme entrée d'un modèle pluie-débit global* [Phdthesis, ENGREF (AgroParisTech)]. <https://pastel.archives-ouvertes.fr/pastel-00000931>
- Ozenda, P. (2002). *Perspectives pour une géobiologie des montagnes*. PPUR presses polytechniques.
- Pagiola, S., Agostini, P., Gobbi, J., Haan, C. de, Ibrahim, M., Murgueitio, E., Ramírez, E., Rosales, M., & Ruíz, J. P. (2005). Paying for Biodiversity Conservation Services. *Mountain Research and Development*, 25(3), 206–211. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2005\)025\[0206:PFBCS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2005)025[0206:PFBCS]2.0.CO;2)
- Palahí M, Birot Y, Borges JG, Bravo F, Pettenella D, Sabir M, Hassen HD, Shater Z, Başkent EZ, Kazana V, Mendes A, Moreira F, Scarascia-Mugnozza G, von Lengefeld AK. (2009). A Mediterranean Forest Research Agenda - MFRA 2010–2020. European Forest Institute. Mediterranean Regional Forest Office – EFIMED.
- Palmer, M.A., Filoso, S., (2009). Restoration of ecosystem services for environmental markets. *Science* , vol. 325, pp : 575–576.
- Palmer, M. W.; Earls, P. G.; Hoagland, B. W.; White, P. S.; Wohlgemuth, T. (2002). Quantitative Tools for Perfecting Species Lists. *Environmetrics*, 13 (2), 121–137. <https://doi.org/10.1002/env.516>.
- Paruelo, J. M.; Texeira, M.; Staiano, L.; Mastrángelo, M.; Amdan, L.; Gallego, F. (2016). An Integrative Index of Ecosystem Services Provision Based on Remotely Sensed Data. *Ecological Indicators*, 71, 145–154. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.06.054>.
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R. T., Başak Dessane, Peterson, M. J., Hall, D. M., Feldpausch-Parker, A. M., & Peterson, T. R. (2010). Obscuring ecosystem function with application of the ecosystem services concept. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 24(1), 113–119. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01305.x>

- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R. T., Başak Dessane, E., Islar, M., Kelemen, E., Maris, V., Quaas, M., Subramanian, S. M., Wittmer, H., Adlan, A., Ahn, S., Al-Hafedh, Y. S., Amankwah, E., Asah, S. T., ... Yagi, N. (2017). Valuing nature's contributions to people: The IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26–27, 7–16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>
- Passet, R. (1979). *L'économie et le vivant*. Payot.
- Payne, D., Spehn, E. M., Snethlage, M., & Fischer, M. (2017). Opportunities for research on mountain biodiversity under global change. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 29, 40–47. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2017.11.001>
- Penman, H. L. (1948). *Natural evaporation from open water, bare soil and grass* | *Proceedings of the Royal Society of London. Series A. Mathematical and Physical Sciences*. Retrieved September 12, 2022, from <https://royalsocietypublishing.org/doi/abs/10.1098/rspa.1948.0037>
- Pesche, D. (2013). Le Millennium Ecosystem Assessment : anatomie d'une évaluation environnementale globale. *Natures Sciences Societes*, Vol. 21(4), 363–372.
- Pistorius, T., Schaich, H., Winkel, G., Plieninger, T., Bieling, C., Konold, W., & Volz, K.-R. (2012). Lessons for REDDplus: A comparative analysis of the German discourse on forest functions and the global ecosystem services debate. *Forest Policy and Economics*, 18, 4–12. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2011.09.001>
- Plant, R., Roche, P., & Barnaud, C. (2016). Services écosystémiques et représentation des dépendances des êtres humains à l'égard des écosystèmes. In *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques* (pp. 113–130). Éditions Quæ. <https://www.cairn.info/valeurs-de-la-biodiversite-et-services-ecosystemiq--9782759224425-page-113.htm>
- Peterson, M. J., Hall, D. M., Feldpausch-Parker, A. M., & Peterson, T. R. (2010). Obscuring Ecosystem Function with Application of the Ecosystem Services Concept. *Conservation Biology*, 24(1), 113–119. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01305.x>
- Pettorelli, N. (2013). *The normalized difference vegetation index, 1st ed.* ; Oxford University Press; P. 194.
- Pettorelli, N., Schulte to Bühne, H., Tulloch, A., Dubois, G., Macinnis-Ng, C., Queirós, A. M., Keith, D. A., Wegmann, M., Schrod, F., Stellmes, M., Sonnenschein, R., Geller, G. N., Roy, S., Somers, B., Murray, N., Bland, L., Geijzendorffer, I., Kerr, J. T., Broszeit, S., ... Nicholson, E. (2018). Satellite remote sensing of ecosystem functions: Opportunities, challenges and way forward. *Remote Sensing in Ecology and Conservation*, 4(2), 71–93. <https://doi.org/10.1002/rse2.59>
- Pohlert, T. (2018). Trend: non-parametric trend tests and change-point detection. *R package version*, 1(0).
- Portela, R., & Rademacher, I. (2001). A dynamic model of patterns of deforestation and their effect on the ability of the Brazilian Amazonia to provide ecosystem services. *Ecological Modelling*, 143(1), 115–146. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(01\)00359-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(01)00359-3)
- Potschin M., Roy Haines-Young, Robert Fish, R. Kerry Turner, (2016), Ecosystem Services in the Twenty-First Century. (2016). In *Routledge Handbook of Ecosystem Services* (pp. 1–10). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315775302-1>
- Potschin, M. & Haines-Young, R. (2016), Defining and Measuring Ecosystem Services. *Routledge Handbook of Ecosystem Services* (pp. 25–44). Routledge. <https://doi.org/10.4324/9781315775302-4>
- Puydarrieux Philippe & Devaux Jérémy (2013). *Quelle évaluation économique pour les services écosystémiques rendus par les prairies en France métropolitaine ?* Ministère de l'agriculture et de

l'aménagement en France. from <https://agriculture.gouv.fr/quelle-evaluation-economique-pour-les-services-ecosystemiques-rendus-par-les-prairies-en-france>

- Quézel, P., & Barbero, M. (1982) Definition and characterization of Mediterranean-type ecosystems. *ECOLOGIA MEDITERRANEA - T. VIII. Fasc. 1/2. Marseille. Définition et localisation des Ecosystèmes méditerranéens terrestres. Saint-Maximin 16-20/11/1981.*
- Quézel, P., & Santa, S. (1962). Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. CNRS éd., Paris, 117 p.
- Ramakrishna, K., & Woodwell, G. M. (Eds.). (1993). World Forests for the Future: Their Use and Conservation. Yale University Press. <https://doi.org/10.2307/j.ctt1xp3t0q>
- Rambaud, P. (1964). M. Devèze, La vie de la forêt française au XVIe siècle. *Études rurales*, 15(1), 99–100.
- Ranganathan, J., Raudsepp-Hearne, C., Lucas, N., Irwin, F., Zurek, M., Bennett, K., Ash, N., & West, P. (2008). *ECOSYSTEM SERVICES: A Guide for Decision Makers*. World Resources Institute. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4060.6164>
- Rao, C. R. (1982). Diversity and Dissimilarity Coefficients: A Unified Approach. *Theoretical Population Biology*, 21 (1), 24–43. [https://doi.org/10.1016/0040-5809\(82\)90004-1](https://doi.org/10.1016/0040-5809(82)90004-1).
- Raumolin, J. (1984). L'homme et la destruction des ressources naturelles : la Raubwirtschaft au tournant du siècle. *Annales*, 39(4), 798–819. <https://doi.org/10.3406/ahess.1984.283096>
- Regos, A.; Gonçalves, J.; Arenas-Castro, S.; Alcaraz-Segura, D.; Guisan, A.; Honrado, J. P. Mainstreaming Remotely Sensed Ecosystem Functioning in Ecological Niche Models. *Remote Sensing in Ecology and Conservation* 2022. <https://doi.org/10.1002/rse2.255>.
- Rhanem, M. (2013). La topoclimatologie, un outil au service de l'écologie. Applications et implications possibles au niveau de la gestion des forêts d'altitude des montagnes du Moyen et Haut Atlas (Maroc). *Quad. Bot. Amb. Appl*, 24(2013), 77-107.
- Richards, R. C., Rerolle, J., Aronson, J., Pereira, P. H., Gonçalves, H., & Brancalion, P. H. S. (2015). Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. *Ecosystem Services*, 16, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.09.002>
- Rivas-Martinez, S. (1982). Etages bioclimatiques, secteurs chorologiques et séries de végétation de l'Espagne méditerranéenne. *Ecologia Mediterranea*, 8(1), 275–288. <https://doi.org/10.3406/ecmed.1982.1954>
- Rivas-Martínez, S., Sáenz, S., & Penas, A. (2011). Worldwide Bioclimatic Classification System. *Global Geobotany*, 1, 1-634+4 Maps. <https://doi.org/10.5616/gg110001>
- Rives, F., Pesche, D., Méral, P. & Carrière, S. (2016). Les services écosystémiques : une notion discutée en écologie. Dans : Philippe Méral éd., *Les services écosystémiques: Repenser les relations nature et société* (pp. 53-74). Versailles, France: Éditions Quæ. <https://doi.org/10.3917/quaepesch.2016.01.0053>
- Rocchini, D.; Salvatori, N.; Beierkuhnlein, C.; Chiarucci, A.; de Boissieu, F.; Förster, M.; Garzon-Lopez, C. X.; Gillespie, T. W.; Hauffe, H. C.; He, K. S.; Kleinschmit, B.; Lenoir, J.; Malavasi, M.; Moudrý, V.; Nagendra, H.; Payne, D.; Šimová, P.; Torresani, M.; Wegmann, M.; Féret, J.-B. From Local Spectral Species to Global Spectral Communities: A Benchmark for Ecosystem Diversity Estimate by Remote Sensing. *Ecological Informatics* 2021, 61, 101195. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2020.101195>.

- Rocchini, D.; Marcantonio, M.; Ricotta, C. (2017). Measuring Rao's Q Diversity Index from Remote Sensing: An Open Source Solution. *Ecological Indicators*, 72, 234–238. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.07.039>.
- Rocchini, D.; Luque, S.; Pettorelli, N.; Bastin, L.; Doktor, D.; Faedi, N.; Feilhauer, H.; Féret, J.-B.; Foody, G. M.; Gavish, Y.; Godinho, S.; Kunin, W. E.; Lausch, A.; Leitão, P. J.; Marcantonio, M.; Neteler, M.; Ricotta, C.; Schmidtlein, S.; Vihervaara, P.; Wegmann, M.; Nagendra, H. Measuring β -Diversity by Remote Sensing: A Challenge for Biodiversity Monitoring. *Methods in Ecology and Evolution* 2018, 9 (8), 1787–1798. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12941>.
- Roche, P., Geijzendorffer, I., Levrel, H., & Maris, V. (2016). *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques*. Editions Quæ. 220 p. <https://doi.org/10.3917/quae.roche.2016.01>
- Roe, G. H. (2005). OROGRAPHIC PRECIPITATION. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 33(1), 645–671. <https://doi.org/10.1146/annurev.earth.33.092203.122541>
- Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A. and Deering, D.W. (1973). Monitoring Vegetation Systems in the Great Plains with ERTS. *3rd ERTS Symposium*, NASA SP-351, Washington DC, 10-14, 309-317.
- Russell, M., Rhodes, C., Van Houtven, G., Sinha, P., Warnell, K., & Harwell, M. C. (2020). Ecosystem-Based Management and Natural Capital Accounting. In T. G. O'Higgins, M. Lago, & T. H. DeWitt (Eds.), *Ecosystem-Based Management, Ecosystem Services and Aquatic Biodiversity: Theory, Tools and Applications* (pp. 149–163). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-45843-0_8
- Saarikoski, H., Jax, K., Harrison, P. A., Primmer, E., Barton, D. N., Mononen, L., Vihervaara, P., & Furman, E. (2015). Exploring operational ecosystem service definitions: The case of boreal forests. *Ecosystem Services*, 14, 144–157. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.03.006>
- Saaty, T. L. (1980). *The Analytic Hierarchy Process: Planning, Priority Setting, Resource Allocation*; McGraw-Hill International Book Co.: New York; London.
- Saaty, T. L. (2004). Decision Making — the Analytic Hierarchy and Network Processes (AHP/ANP). *J. Syst. Sci. Syst. Eng*, 13 (1), 1–35. <https://doi.org/10.1007/s11518-006-0151-5>.
- Sáenz, L., & Mulligan, M. (2013). The role of Cloud Affected Forests (CAFs) on water inputs to dams. *Ecosystem Services*, 5, 69–77. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.02.005>
- Salles, J., Ezzine de Blas, D., Julliard, R., Mongruel, R., Quétier, F. & Sarrazin, F. (2016). Biodiversité utile vs nature inutile : argumentaire écologique et économique. Dans : Philip Roche éd., *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques: Perspectives interdisciplinaires* (pp. 55-78). Versailles, France: Éditions Quæ. <https://doi.org/10.3917/quae.roche.2016.01.0055>
- Sandler, R. (2012). Intrinsic Value, Ecology, and Conservation. *Nature Education Knowledge* 3(10):4. 7.
- Sarrazin, F., Pham, J.L., Reboud, X., Lecomte, J. 2016, Conséquences évolutives des approches par services écosystémiques , Dans *Valeurs de la biodiversité et services écosystémiques*, pages 131 à 142.
- Schirpke, U., Scolozzi, R., Dean, G., Haller, A., Jäger, H., Kister, J., Kovács, B., Sarmiento, F. O., Sattler, B., & Schleyer, C. (2020). Cultural ecosystem services in mountain regions: Conceptualising conflicts among users and limitations of use. *Ecosystem Services*, 46, 101210. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2020.101210>
- Serpantié, G., Méral, P., & Bidaud, C. (2012). Des bienfaits de la nature aux services écosystémiques. Éléments pour l'histoire et l'interprétation d'une idée écologique. *VertigO - la revue électronique en*

sciences de l'environnement, Volume 12 numéro 3, Article Volume 12 numéro 3.
<https://doi.org/10.4000/vertigo.12924>

- Shannon, C. E. A Mathematical Theory of Communication. *Bell System Technical Journal* 1948, 27 (3), 379–423. <https://doi.org/10.1002/j.1538-7305.1948.tb01338.x>.
- Shen, J., Chen, C., & Wang, Y. (2021). What are the appropriate mapping units for ecosystem service assessments? A systematic review. *Ecosystem Health and Sustainability*, 7(1), 1888655. <https://doi.org/10.1080/20964129.2021.1888655>
- Sirvent, L. Les types biologiques: État de l'art, actualisation des définitions et mise en place d'un référentiel. 2020. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.14673.89440>
- Skidmore, A. K., Pettorelli, N., Coops, N. C., Geller, G. N., Hansen, M., Lucas, R., Mùcher, C. A., O'Connor, B., Paganini, M., Pereira, H. M., Schaepman, M. E., Turner, W., Wang, T., & Wegmann, M. (2015). Environmental science: Agree on biodiversity metrics to track from space. *Nature*, 523(7561), 403–405. <https://doi.org/10.1038/523403a>
- Sohel, M. S. I., Ahmed Mukul, S., & Burkhard, B. (2015). Landscape's capacities to supply ecosystem services in Bangladesh: A mapping assessment for Lawachara National Park. *Ecosystem Services*, 12, 128–135. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.11.015>
- Sposito, G. (2017a). Understanding the Budyko equation. *Water*, 9(4), 236.
- Sposito, G. (2017b). Incorporating the vadose zone into the Budyko framework. *Water*, 9(9), 698.
- Staub, C., W. Ott, F. Heusi, G. Klingler, A. Jenny, M. Häckl, A. Hauser. 2011 *Indicators for Ecosystem Goods and Services: Framework, Methodology and Recommendations for a Welfare-Related Environmental Reporting*. Federal Office for the Environment, Bern. Environmental Studies No. 1102: 17S. <http://www.environment-switzerland.ch/uw-1102-e>
- Stein, A. & Kreft, H. Terminology and Quantification of Environmental Heterogeneity in Species-Richness Research. *Biological Reviews* 2014, 90 (3), 815–836. <https://doi.org/10.1111/bry.12135>.
- Suhardiman, D., Wichelns, D., Lestrelin, G., & Thai Hoanh, C. (2013). Payments for ecosystem services in Vietnam: Market-based incentives or state control of resources? *Ecosystem Services*, 5, 94–101. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2013.06.001>
- Syrbe, R.-U., & Walz, U. (2012). Spatial indicators for the assessment of ecosystem services: Providing, benefiting and connecting areas and landscape metrics. *Ecological Indicators*, 21, 80–88. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.02.013>
- Tadono, T. ; Nagai, H. ; Ishida, H. ; Oda, F. ; Naito, S. ; Minakawa, K. ; Iwamoto, H. Generation of the 30 M-mesh global digital surface model by ALOS PRISM. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing & Spatial Information Sciences*, 41, 2016.
- Tatar, H. (2012). Production forestière, exploitation et valorisation en Algérie. *Forêt méditerranéenne*, 33(4), 361-368.
- TEEB (2010), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity : Ecological and Economic Foundations*, Ed. Pushpam Kumar. Earthscan, London and Washington (2010)
- Thompson E.P. (1975), « *Whigs and Hunters : The Origins of the Black Act* », Penguin books, p.327
- Thornthwaite, C. W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical review*, 38(1), 55-94.

- Thouverai, E.; Marcantonio, M.; Bacaro, G.; Re, D. D.; Iannacito, M.; Marchetto, E.; Ricotta, C.; Tattoni, C.; Vicario, S.; Rocchini, D. Measuring Diversity from Space: (2021). A Global View of the Free and Open Source Rasterdiv R Package under a Coding Perspective. *COMMUNITY ECOLOGY*, 22 (1), 1–11. <https://doi.org/10.1007/s42974-021-00042-x>.
- Tramblay, Y., Koutroulis, A., Samaniego, L., Vicente-Serrano, S. M., Volaire, F., Boone, A., ... & Polcher, J. (2020). Challenges for drought assessment in the Mediterranean region under future climate scenarios. *Earth-Science Reviews*, 210, 103348.
- 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>.
- Turkelboom, F., Raquez, P., Dufrêne, M., Raes, L., Simoens, I., Jacobs, S., Stevens, M., De Vreese, R., Panis, J. A. E., Hermy, M., Thoonen, M., Liekens, I., Fontaine, C., Dendoncker, N., Biest, K. van der, Casaer, J., Heyrman, H., Meiresonne, L., & Keune, H. (2013). Chapter 18 - CICES Going Local: Ecosystem Services Classification Adapted for a Highly Populated Country. In S. Jacobs, N. Dendoncker, & H. Keune (Eds.), *Ecosystem Services* (pp. 223–247). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-419964-4.00018-4>
- USEAP (Agence de protection de l'environnement des États-Unis), (2015) https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/110915_nescs_final_report_-_compliant_1.pdf
- Vandewalle, M., Sykes, M. T., Harrison, P. A., Luck, G. W., Berry, P., Bugter, R., Dawson, T. P., Feld, C. K., Harrington, R., Haslett, J. R., Hering, D., Jones, K. B., Jongman, R., & Lavorel, S. (n.d.). *Review paper on concepts of dynamic ecosystems and their services*. 94.
- Véla, E. (2017). *De l'inventaire de la biodiversité aux priorités de conservation dans le hotspot du bassin méditerranéen: peut-on combler les déficits de connaissance?* (Doctoral dissertation, Université Montpellier).
- Velluet, C. (2014). *Modélisation et analyse pluriannuelles du fonctionnement hydrologique et énergétique de deux écosystèmes dominants au Sahel agropastoral (Sud-Ouest Niger)* [Phdthesis, Université Montpellier II - Sciences et Techniques du Languedoc]. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01002273>
- Vicente Serrano, S. M., Beguería, S., & López-Moreno, J. I. (2010). A multi-scalar drought index sensitive to global warming: the standardized precipitation evapotranspiration index–SPEI.
- Vicente, E., Vilagrosa, A., Ruiz-Yanetti, S., Manrique-Alba, À., González-Sanchís, M., Moutahir, H., ... & Bellot, J. (2018). Water balance of Mediterranean Quercus ilex L. and Pinus halepensis Mill. forests in semiarid climates: a review in a climate change context. *Forests*, 9(7), 426.
- Vihervaara, P., Marjokorpi, A., Kumpula, T., Walls, M., & Kamppinen, M. (2012). Ecosystem services of fast-growing tree plantations: A case study on integrating social valuations with land-use changes in Uruguay. *Forest Policy and Economics*, 14(1), 58–68. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2011.08.008>
- Violle, C., Reich, P. B., Pacala, S. W., Enquist, B. J., & Kattge, J. (2014). The emergence and promise of functional biogeography. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(38), 13690-13696.
- Viviroli, D., Weingartner, R., & Messerli, B. (2003). Assessing the Hydrological Significance of the World's Mountains. *Mountain Research and Development*, 23(1), 32–40. [https://doi.org/10.1659/0276-4741\(2003\)023\[0032:ATHSOT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1659/0276-4741(2003)023[0032:ATHSOT]2.0.CO;2)
- Wallace, K. J. (2007). Classification of ecosystem services: Problems and solutions. *Biological Conservation*, 139(3), 235–246. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.07.015>

- Walter, H., & Lieth, H. (1960). World atlas of climate diagrams. *World atlas of climate diagrams*.
- Weiss, M. ; Baret, F. S2toolbox Level 2 Products: Lai, Fapar, Fcover. *Institut National de la Recherche Agronomique (INRA), Avignon, 2016*.
- Wegmann, M. ; Leutner, B. ; Dech, S. 2016, *Remote sensing and GIS for ecologists: using open source software*. Exeter Pelagic Publishing Ltd, UK, P. 352.
- Whittaker, R. H. (1967). Gradient analysis of vegetation. *Biological reviews*, 42(2), 207-264.
- Wulder, M. A.; Coops, N. C. Satellites: Make Earth Observations Open Access. *Nature* 2014, 513 (7516), 30–31. <https://doi.org/10.1038/513030a>.
- Wunder, S. (2005). Payments for environmental services: some nuts and bolts.

<https://www.plantes-et-eau.fr>

Annexes

Annexe 1

Glossaire des valeurs traduit de l'anglais (**Sandler, R., 2012, Pascual, U. et al., 2017**).

Systemes de valeurs : ensemble de valeurs en fonction desquelles les personnes, les sociétés et les organisations règlent leur comportement. Les systèmes de valeurs peuvent être identifiés à la fois chez les individus et les groupes sociaux.

Valeurs partagées : les valeurs partagées par les personnes d'un groupe ou d'un autre groupe forment l'identité commune d'un groupe particulier.

Valeurs relationnelles : Valeurs relatives à la signification des relations, y compris les relations entre les individus, les sociétés, les autres animaux et les aspects du monde de la vie (tous pouvant être compris comme des personnes conscientes), ainsi que celles entre les individus et articulées par les institutions formelles et informelles. Un autre type de valeurs relationnelles, les valeurs eudaimonistes, sont associées à la vie, et comprennent la prise en compte des principes et des vertus, ainsi que l'évaluation des actions et des comportements qui permettent de mener une vie utile et satisfaisante.

Valeur non-instrumentale : Une valeur non-instrumentale est la valeur attribuée à une chose en soi, sans tenir compte de son utilité pour d'autres fins.

Valeur non-anthropocentrique : Une valeur non-anthropocentrique est une valeur centrée sur quelque chose d'autre que les êtres humains. Ces valeurs peuvent être non-instrumentales (par exemple, une valeur décrite pour l'existence d'espèces spécifiques) ou instrumentales sur des fins humaines (par exemple, la valeur instrumentale qu'un habitat a pour l'existence d'espèces spécifiques).

Valeur instrumentale : Une valeur instrumentale est la valeur attribuée à quelque chose de semblable pour atteindre un but particulier.

Valeur anthropocentrique : ce terme signifie "centré sur l'homme", donc une valeur anthropocentrique est une valeur que quelque chose a pour les êtres humains et les objectifs humains.

Valeurs biophysiques : La valeur biophysique est la mesure de l'importance des composantes de la nature (être vivant ou élément non vivant), des processus qui découlent des interactions entre ces composantes et des propriétés particulières de ces composantes et processus.

Valeurs économiques : Les économistes regroupent les valeurs en catégories de valeurs d'usage ou de non-usage, chacune d'entre elles étant associée à une sélection de méthodes d'évaluation. Les valeurs d'usage peuvent être à la fois directes et indirectes et se rapporter aux utilisations actuelles ou futures (options). Les valeurs indirectes reflètent la façon dont les gens tirent profit d'une chose sans nécessairement la rechercher directement (par exemple, la protection contre les inondations). Les valeurs non utilitaires sont basées sur la préférence pour les composantes de la vie de la nature sans que l'utilisateur en fasse l'expérience, et sont de trois types : valeur d'existence, valeur altruiste et valeur de legs.

Valeur intrinsèque : Ce concept désigne une valeur inhérente, c'est-à-dire la valeur qu'une chose a indépendamment de toute expérience humaine d'évaluation. Cette valeur est considérée comme une propriété inhérente de l'entité (par exemple un organisme) et non comme une valeur générée par des agents d'évaluation externes (comme les êtres humains).

La valeur intrinsèque subjective : Selon la vision subjective de la valeur intrinsèque, une chose a une valeur intrinsèque si elle est appréciée pour ce qu'elle est, plutôt que pour ce qu'elle peut apporter. La valeur intrinsèque subjective est créée par les évaluateurs à travers leurs attitudes ou leurs jugements évaluatifs - elle n'existe pas avant ou indépendamment de ceux-ci.

Valeur intrinsèque objective : Contrairement à la valeur intrinsèque subjective, la valeur intrinsèque objective n'est pas conférée par l'homme. Si une chose a une valeur intrinsèque objective, elle possède des propriétés ou des caractéristiques en vertu desquelles elle a de la valeur, indépendamment des attitudes ou des jugements de chacun.

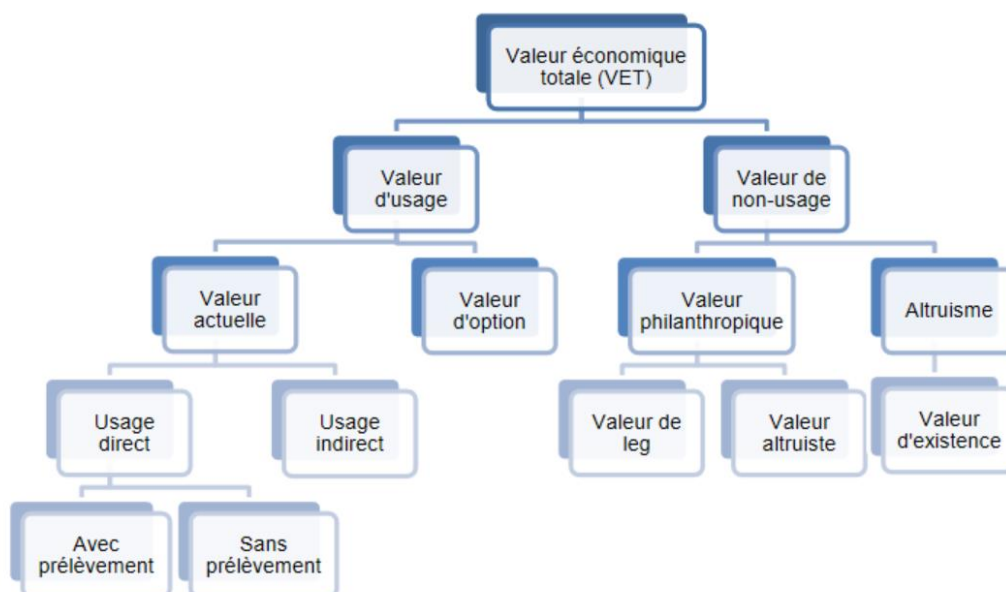


Fig. Types de valeurs de la valeur économique totale (Pascual *et al.*, 2010).

Tableau : Explication de chaque type de valeur (Pascual *et al.*, 2010).

Type de valeur	Sous-catégorie	Explication et exemples
Valeur d'usage	Usage direct	Utilisation directe des ressources naturelles fournies par un écosystème, - Avec prélèvement, p. ex. bois, chasse et pêche, tourbe - Sans prélèvement, p. ex. récréation, recherche, éducation
	Usage indirect	Provient des services de régulation fournis par les espèces et les écosystèmes, par exemple : pollinisation, filtration de l'eau, régulation des niveaux d'eau, etc.
	Valeur d'option	Lié à la disponibilité des BSE pour un usage potentiel futur
Valeur de non-usage	Valeur de legs	Valeur associée au fait que d'autres individus pourront bénéficier des BSE dans le futur
	Valeur altruiste	Valeur associée au fait que d'autres individus de la présente génération peuvent bénéficier des BSE
	Valeur d'existence	Valeur associée au simple fait de savoir qu'une espèce ou qu'un écosystème continue d'exister

Annexe 2

Nouveau découpage phytogéographique proposé par Meddour *et al.*, 2019.

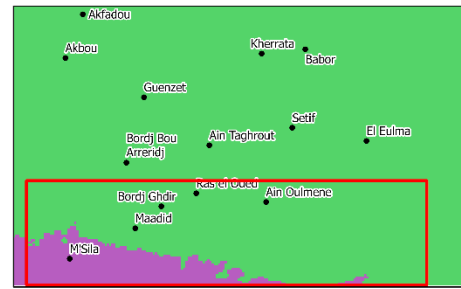
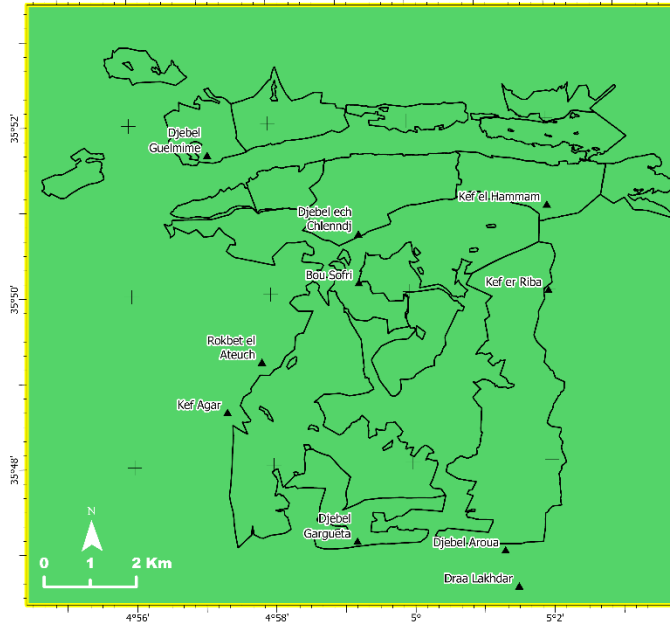
Nouvelle proposition nomenclaturale phytogéographique

Nouvelle nomenclature + nouveau district + redéfinition du domaine des hautes montagnes

Royaume (Empire)	Sous-royaume (sous-empire)	Région	Sous-région	Domaine	Secteur	District
Holarctique (royaume, sous-royaume, région et sous-région selon Udvardy, 1975 ; Arrigoni, 1983 ; Takhtajan, 1986)	Ihétuide (téthien ou mésogéen)	Méditerranéenne	Méditerranéenne occidentale	Maghrébo-tellien	Kabylo-annabi [K]	Kabylie djurdjuréenne [K1] Kabylie baboréenne [K2] Annabi [K3]
					Algéro-ouarsenien [A]	Littoral milidjo-ténésien [A1] Atlasique bilido-ouarsenien [A2]
					Orano-lemcenien [O]	Littoral orano-mostaganémiais [O1] Planitiaire maghnaoui-chéliïfien [O2] Atlasique taret-lemcenien [O3]
					Tello-constantinois [C]	Bibano-guelmois [C1] Belezmo-hodnéen [C2]
					Maghrébo-steppien	Hautes plaines steppiennes [H] Occidental-steppien [H1] Oriental-steppien [H2] Bassin Hodnéen [H3]
				Saharo-atlasique [AS]	Atlasique ksourien [AS1] Atlasique naill-amourien [AS2] Atlasique tébessi-auresien [AS3]	
				Oro-maghrébien	Oro-algérien [OA]	Oro-auresien [OA] Oro-baboréen [OB] Oro-djurdjuréen [OD]

Selon la relation qui existe entre la latitude et l'altitude (Ozenda, 1975):
 un **domaine oro-maghrébien** (>1600 m) = l'étage de végétation **montagnard-méditerranéen ou oro-méditerranéen** (*sensu* Ozenda 1975, Quézel 1976 et Rivas-Martinez 1981).

→ **3 domaines, 7 secteurs et 19 districts en Algérie du Nord**

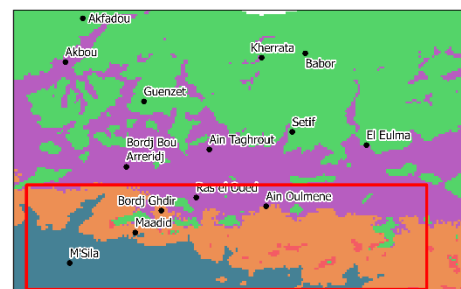
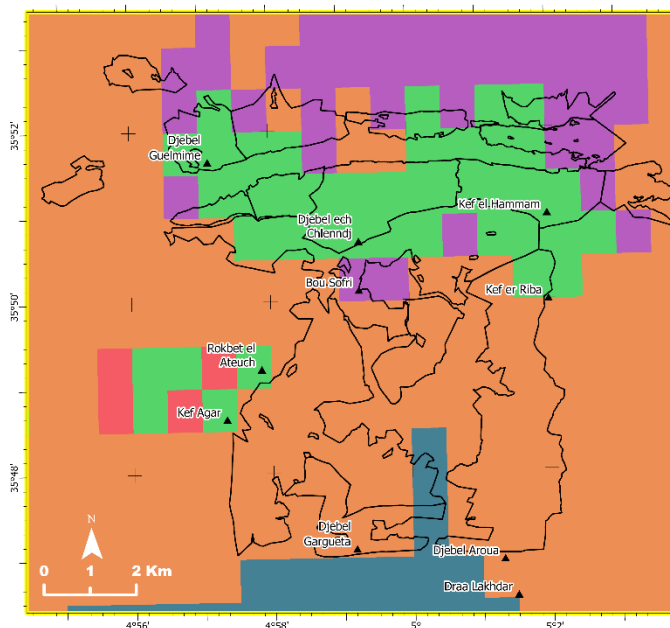
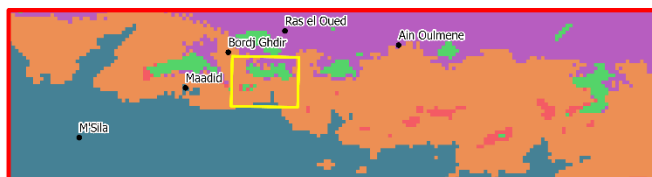


Carte des unités bioclimatiques passées au Dernier Maximum Glaciaire (21000 BP) de la forêt des Ouled Hanneche

©Amal Louail - 2021

- Méditerranéen pluviaisonnier océanique
- Méditerranéen xérique océanique

Ces unités de bioclimats sont définies à l'aide de l'indice de continentalité thermique annuel (IC) et de l'indice ombrothermique annuel (Io)



Carte des unités bioclimatiques futures (2041-2060) de la forêt des Ouled Hanneche

©Amal Louail - 2021

- Méditerranéen pluviaisonnier océanique
- Méditerranéen xérique océanique
- Méditerranéen pluviaisonnier continental
- Méditerranéen xérique continental
- Méditerranéen désertique continental

Ces unités de bioclimats sont définies à l'aide de l'indice de continentalité thermique annuel (IC) et de l'indice ombrothermique annuel (Io)

Annexe 3

ES Provider Units	Density	Support ES		Provisioning ES			Regulation ES			Sum
		Biodiversity	Nitrogen enrichment of the soil	Medicinal plant	Food	Charcoal	Melliferous	Erosion	Regulation of local climate	
Forest of <i>Cedrus atlantica</i> Manetti	Dense	3	0	3	0	3	0	3	3	15
	Open	3	0	2	0	2	0	2	2	11
	Clear	3	0	1	0	1	0	1	1	7
Forest of <i>Pinus halepensis</i> L.	Dense	1	0	3	0	3	0	2	1	10
	Open	1	0	2	0	2	0	1	1	7
	Clear	1	0	1	0	1	0	0	0	3
Grasslands		3	2	1	1	0	3	3	1	14
Steppe formations		1	0	3	0	0	0	3	0	7
Matorral of <i>Pistacia lentiscus</i> L.	Dense	2	0	3	2	1	0	3	2	13
	Open	2	0	2	1	1	0	2	1	9
	Clear	2	0	1	0	0	0	0	0	3
Matorral of <i>Phillyrea angustifolia</i>	Dense	1	0	0	0	0	0	3	2	6
	Open	1	0	0	0	0	0	2	1	4
	Clear	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Matorral of <i>Cistus albidus</i>	Dense	1	0	0	0	0	3	3	2	9
	Open	1	0	0	0	0	2	2	1	6
	Clear	1	0	0	0	0	1	0	0	2
Matorral of <i>Quercus rotundifolia</i>	Dense	1	0	3	3	3	0	3	2	15
	Open	1	0	2	2	2	0	2	1	10
	Clear	1	0	1	1	1	0	1	0	5
Matorral of <i>Juniperus phoenicea</i>	Dense	1	0	3	0	1	0	3	2	10
	Open	1	0	2	0	1	0	2	1	7
	Clear	1	0	1	0	0	0	0	0	2
Matorral of <i>Rosmarinus officinalis</i> & <i>Globularia</i>	Dense	2	0	3	0	0	3	3	2	13
	Open	2	0	2	0	0	2	2	1	9
	Clear	1	0	1	0	0	1	0	0	3
Matorral of <i>Quercus rotundifolia</i> & <i>Acer monspeliense</i>	Dense	2	0	2	2	3	2	3	2	16
	Open	2	0	1	1	2	1	2	2	11
	Clear	1	0	0	0	1	0	1	0	3
Matorral of <i>Calycotome spinosa</i>	Dense	2	3	0	0	0	3	3	2	13
	Open	2	2	0	0	0	2	2	1	9
	Clear	1	1	0	0	0	1	1	0	4
Sum		49	8	43	13	28	24	58	34	

Annexe 4

Questionnaire destiné aux usagers de la forêt des Ouled Hannèche

Que connaissez-vous de la forêt des Ouled Hanneche?

Que représente pour vous cette forêt?

Selon vous, que nous fournit-elle?

Selon vous, quels sont les problèmes qui menacent cette forêt?

Depuis combien d'années vous y allez?

Combien de fois vous y êtes allés cette année?

En général, vous y allez avec qui?

- Tout (e) seul (e) Avec ma famille
 Avec des amis (es)

En générale, vous y allez pendant quelle saison?

- Automne Printemps
 Hiver Eté

Pourquoi vous allez à la forêt des Ouled Hanneche?

- Se promener Couper et ramasser du bois
 Contempler la nature Ramasser des glands
 Cueillir des champignons Pâturage
 Faire du sport Etudes
 Chasser Cueillir des plantes médicinales

Que ramener vous avec vous de cette forêt?

Êtes-vous pour ou contre l'ouverture de la forêt pour le tourisme?

- Pour Pour, mais pas toute la forêt
 Contre

Selon vous, quel sera le futur de la forêt?

Lieu de résidence

- Ras El Oued Ghilassa
 Bordj Ghedir Taglaite
 Ouled Brahem

Age

- inf_20_ans 41_60_ans
 20_40_ans sup_60_ans

Niveau etudes

- Coranique Secondaire
 Primaire Universitaire
 Moyen

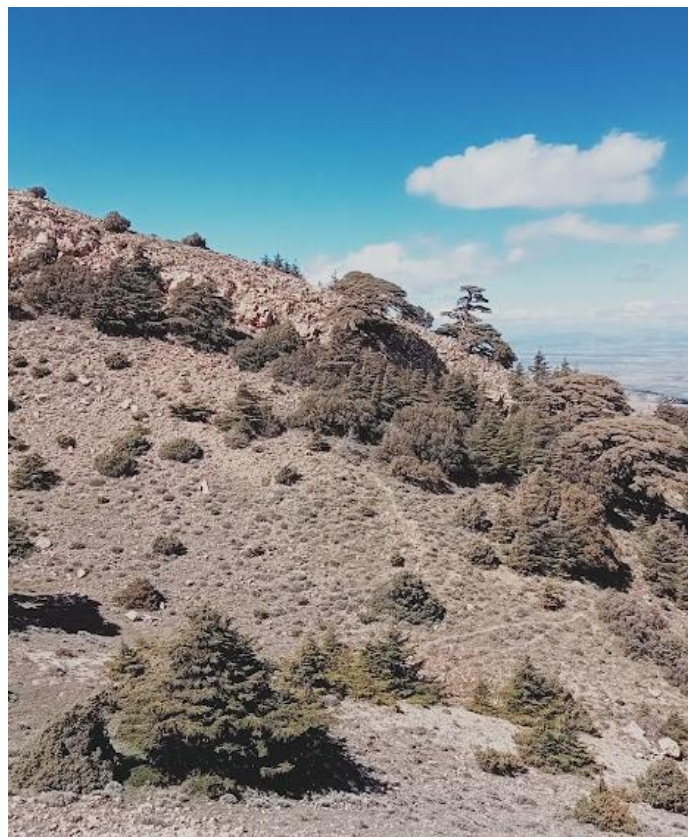
Appartenez vous a une association?

- Oui Non

Tableau : composition de l'échantillon de départ

	Oui	Non	Sans réponse	total
Ras El Oued	102	521	16	639
Bordj Ghedir	77	157	9	243
Ghilassa	65	75	6	146
Ouled Braham	39	32	41	112
Taglait	35	29	6	70
<i>Somme</i>	318	814	78	1210

Annexe 5



Le Cèdre de l'Atlas à Ouled Hannèche (source : Nabil Toufik, 2020).



Matorral de chêne vert à Ouled Hannèche (source : Nabil Toufik, 2020)..



Montagnes des Ouled Hannèche (source : Nabil Toufik, 2020)..



Paysage à Ouled Hannèche(source : Nabil Toufik, 2020).

Résumé : Quelles que soient leurs origines biogéographiques ou leurs degrés d'artificialisation, les forêts du globe sont la source d'une large gamme de services écosystémiques (SE) de toutes sortes. Cependant, la qualité et la quantité des services rendus dépendent du type de forêt étudié selon son contexte phytogéographique. Notre objectif est de transposer le concept de SE, en particulier l'évaluation de la capacité d'offre et la demande en SE forestiers, dans le contexte méditerranéen spécifique des montagnes de l'Afrique du Nord, pour lequel cette question est encore à l'ébauche et où l'accès aux données nécessaires à l'évaluation reste difficile. Notre travail présente une démarche introductive, permettant de mettre en place des jalons méthodologiques et scientifiques s'appuyant sur des données de télédétection en libre accès et des traitements géospatiaux déjà éprouvés, associés à des relevés phytoécologiques et complétés par des méthodes d'enquête afin de pouvoir évaluer qualitativement et quantitativement les SE procurés par les forêts en Algérie. Nous ciblons particulièrement la forêt des Ouled Hannèche, située dans les monts du Hodna. Notre démarche s'inscrit dans le cadre conceptuel d'unité de fourniture de SE (SPU) décliné à plusieurs niveaux écologiques organisationnels et à différentes échelles spatiales. En supplément d'une approche générale estimant la potentialité de la forêt à fournir des SE, nous avons mis l'accent sur un SE de régulation climatique celui de l'évapotranspiration dont les caractéristiques sont révélatrices du fonctionnement éco-hydrologique des écosystèmes forestiers. En définitive, nos résultats servent comme base utile à l'aménagement du territoire et la conservation de la biodiversité.

Mots clés : Valeurs des écosystèmes, unité de fourniture de SE (SPU), télédétection, analyse spatiale, bioclimat, phytoécologie, évaluation paysagère, évapotranspiration, enquête sociale.

Abstract: Regardless of their biogeographic origins or degree of artificialization, the world's forests are the source of a wide range of ecosystem services (ES) of all kinds. However, the quality and quantity of these services depend on the type of forest studied, according to its phytogeographic context. Our objective is to transpose the concept of ES, in particular the assessment of the supply capacity and demand of forest ES, in the specific Mediterranean context of the North African mountains, where this issue is still in its infancy and where access to the data needed for the assessment remains difficult. Our work presents an introductory approach, allowing to set up methodological and scientific milestones based on open access remote sensing data and geospatial processing already tested, associated with phyto-ecological surveys and complemented by survey methods in order to be able to qualitatively and quantitatively assess the ES provided by forests in Algeria. We particularly target the Ouled Hannèche forest, located in the Hodna Mountains. Our approach is based on the conceptual framework of the SE provision unit (SPU), which is applied at several organizational ecological levels and at different spatial scales. In addition to a general approach estimating the potential of the forest to provide ES, we focused on a climate regulation ES, that of evapotranspiration, whose characteristics are indicative of the eco-hydrological functioning of forest ecosystems. Ultimately, our results serve as a useful basis for land-use planning and biodiversity conservation.

Key words: Ecosystem values, ES provider unit (SPU), remote sensing, spatial analysis, bioclimate, phytoecology, landscape assessment, evapotranspiration, social survey.

الخلاصة: بغض النظر عن أصولها الجغرافية الحيوية أو درجة التصنيع ، فإن غابات العالم هي مصدر مجموعة واسعة من خدمات النظام البيئي من جميع الأنواع. ومع ذلك ، فإن جودة وكمية هذه الخدمات تعتمد على نوع الغابة المدروسة ، وفقاً لسياقها الجغرافي النباتي. هدفنا هو نقل مفهوم خدمات النظام الإيكولوجي ، ولا سيما تقييم قدرة العرض والطلب على خدمات النظم الإيكولوجية للغابات ، في سياق البحر الأبيض المتوسط المحدد لجبال شمال إفريقيا ، حيث لا تزال هذه القضية في مهدها وأين لا يزال الوصول إلى البيانات اللازمة للتقييم صعباً. يقدم عملنا نهجاً تمهيدياً ، مما يسمح بإعداد معالم منهجية وعلمية استناداً إلى بيانات الاستشعار عن بعد ذات الوصول المفتوح والمعالجة الجغرافية المكانية التي تم اختبارها بالفعل ، والمرتبطة بالمسوحات البيئية النباتية واستكمالها بأساليب المسح من أجل التمكن من التقييم النوعي والكمي خدمات النظام البيئي التي تقدمها الغابات في الجزائر. نستهدف بشكل خاص غابة أولاد حنيش الواقعة في جبال هدنة يعتمد نهجنا على الإطار المفاهيمي لوحدة توفير خدمات النظام الإيكولوجي (ص) (PU) ، والذي يتم تطبيقه على عدة مستويات بيئية تنظيمية وعلى نطاقات مكانية مختلفة. بالإضافة إلى النهج العام لتقدير إمكانات الغابة لتوفير خدمات النظام الإيكولوجي ، ركزنا على خدمة تنظيم المناخ ، وهي خدمة النتج التبخري ، والتي تشير خصائصها إلى الأداء الهيدرولوجي الإيكولوجي للنظم الإيكولوجية للغابات. في نهاية المطاف ، تعمل نتائجنا كأساس مفيد لتخطيط استخدام الأراضي والحفاظ على التنوع البيولوجي.

الكلمات الأساسية: قيم النظام البيئي ، وحدة مزود الخدمات البيئية (ص) (PU) ، الاستشعار عن بعد ، التحليل المكاني ، المناخ الحيوي ، علم البيئة النباتية ، تقييم المناظر الطبيعية ، النتج التبخري ، المسح الاجتماعي.

Titre : Evaluation des services écosystémiques de la forêt des Ouled Hannèche dans les monts du Hodna

Mots clés : Valeurs des écosystèmes, unité de fourniture de SE (SPU), télédétection, analyse spatiale, bioclimat, phytoécologie, évaluation paysagère, évapotranspiration, enquête sociale.

Résumé : Quelles que soient leurs origines biogéographiques ou leurs degrés d'artificialisation, les forêts du globe sont la source d'une large gamme de services écosystémiques (SE) de toutes sortes. Cependant, la qualité et la quantité des services rendus dépendent du type de forêt étudié selon son contexte phytogéographique. Notre objectif est de transposer le concept de SE, en particulier l'évaluation de la capacité d'offre et la demande en SE forestiers, dans le contexte méditerranéen spécifique des montagnes de l'Afrique du Nord, pour lequel cette question est encore à l'ébauche et où l'accès aux données nécessaires à l'évaluation reste difficile. Notre travail présente une démarche introductive, permettant de mettre en place des jalons méthodologiques et scientifiques s'appuyant sur des données de télédétection en libre accès et des traitements géospatiaux déjà éprouvés, associés à

des relevés phytoécologiques et complétés par des méthodes d'enquête afin de pouvoir évaluer qualitativement et quantitativement les SE procurés par les forêts en Algérie. Nous ciblons particulièrement la forêt des Ouled Hannèche, située dans les monts du Hodna. Notre démarche s'inscrit dans le cadre conceptuel d'unité de fourniture de SE (SPU) décliné à plusieurs niveaux écologiques organisationnels et à différentes échelles spatiales. En supplément d'une approche générale estimant la potentialité de la forêt à fournir des SE, nous avons mis l'accent sur un SE de régulation climatique celui de l'évapotranspiration dont les caractéristiques sont révélatrices du fonctionnement éco-hydrologique des écosystèmes forestiers. En définitive, nos résultats servent comme base utile à l'aménagement du territoire et la conservation de la biodiversité.

Title : Evaluation of the ecosystem services of the Ouled Hannèche forest in the Hodna Mountains

Keywords: Ecosystem values, ES provider unit (SPU), remote sensing, spatial analysis, bioclimate, phytoecology, landscape assessment, evapotranspiration, social survey.

Abstract: Regardless of their biogeographic origins or degree of artificialization, the world's forests are the source of a wide range of ecosystem services (ES) of all kinds. However, the quality and quantity of these services depend on the type of forest studied, according to its phytogeographic context. Our objective is to transpose the concept of ES, in particular the assessment of the supply capacity and demand of forest ES, in the specific Mediterranean context of the North African mountains, where this issue is still in its infancy and where access to the data needed for the assessment remains difficult. Our work presents an introductory approach, allowing to set up methodological and scientific milestones based on open access remote sensing data and geospatial processing already tested, associated with phyto-

ecological surveys and complemented by survey methods in order to be able to qualitatively and quantitatively assess the ES provided by forests in Algeria. We particularly target the Ouled Hannèche forest, located in the Hodna Mountains. Our approach is based on the conceptual framework of the SE provision unit (SPU), which is applied at several organizational ecological levels and at different spatial scales. In addition to a general approach estimating the potential of the forest to provide ES, we focused on a climate regulation ES, that of evapotranspiration, whose characteristics are indicative of the eco-hydrological functioning of forest ecosystems. Ultimately, our results serve as a useful basis for land-use planning and biodiversity conservation.