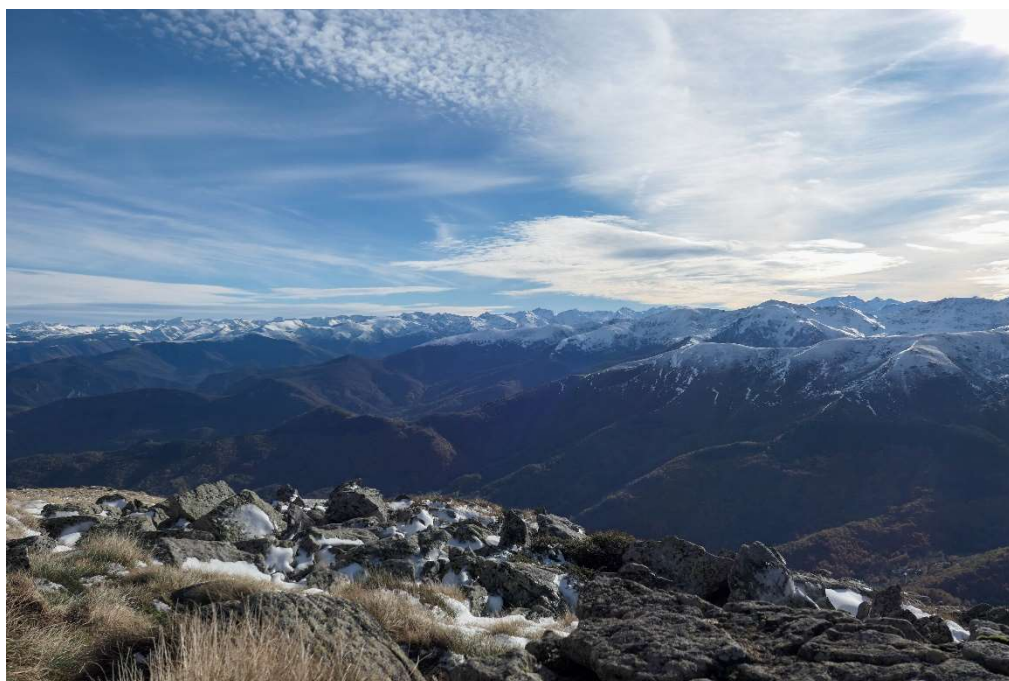




Etude de vulnérabilité des forêts du Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises aux changements climatiques



©GMN 2022

Décembre 2022

Promotion 2022-23 du domaine d'approfondissement Gestion des Milieux Naturels – AgroParisTech

Projet encadré par Christian PIEDALLU (UMR Silva AgroParisTech, INRA, Université de Lorraine)

Auteur.ice.s : Marius BARRAULT, Zoé BENEVOLO, Alice BERTRAND, Aurélie BUREAU-THIBAUT, Eléonore CHENEVOIS, Romain DELASALLE, Clara DISSE, Oriane DORGET, Coline DUBOIS, Pauline DUWE, Célestine GREUSARD, Orhan GRIGNON, Alice LECOEUCE, Tristan LEQUITTE, Dolores LEROY, Clara LE LAY, Lucas MAZEDIER, Flavia PAYGNARD, Justine RENAUD, Emma SCHMITT, Laura STANIC, Maya TANGUY, Baptiste TORLAI, Louis TUNG, Anouk VIVES, Léa VERMERSCH, Maiwen YVIN

Remerciements

Nous tenons à remercier l'ensemble des acteurs qui ont contribué à la bonne conduite de ce projet, à commencer par Christian PIEDALLU, enseignant chercheur en charge du module Changements Climatiques et Ressources Naturelles (CCRN), ainsi que Célia Bresson, ingénieure d'études en géomatique appliquée, Gaspard Massiot, enseignant chercheur à Agroparistech (APT), Myriam Legay, directrice du centre d'APT Nancy, et Hélène Carletti, doctorante à l'Unité Mixte de Recherche (UMR) Silva, pour leurs conseils, soutien et encadrement au cours de la réalisation de cette étude. Nous remercions le Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises, et en particulier Raphaële Hemeryck, chargée de projet Life ARTISAN, pour la confiance accordée à notre étude. Nos remerciements vont aussi vers tous les acteurs rencontrés sur le terrain, à commencer par Livio Tilatti, Jean-Paul Molinier, Pascal Lapine, Eric Raffenaud, Laurent Torres et Marguerite Delaval de l'ONF, Emmanuel Rouyer du Centre Régional de la Propriété Forestière (CRPF) Occitanie, Anja Muller de l'Association des Naturalistes de l'Ariège et Conservatoire d'Espace Naturel Ariège (ANA-CEN), Gilles Tierles, Gilbert Guillet et Catherine Lacroix du Groupement de Développement Forestier (GDF) Sylvestre et Prosilva Sud-Ouest, Nathanael Roussel de l'Observatoire des forêts Pyrénéennes, Laël Delort, Erwan Le Tirrand et Véronique Morin de l'association Ecorce, Michel Bartoli et Daniel Pons, retraités de l'ONF, Laurent Firmin de la Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt (DRAAF, Service Régional de la Forêt et du Bois SRFOB), et enfin Geneviève Boyer et ses élèves du Centre de formation professionnelle et de promotion agricoles (CFPPA) de Saint-Girons.

Qui sommes-nous ?

Cette étude a été menée par les 27 étudiants en dernière année de la dominante "Gestion des Milieux Naturels" de l'école d'ingénieurs AgroParisTech Nancy, dans le cadre du module "Changements Climatiques et Ressources Naturelles". Ce travail a été réalisé sur le territoire du Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises (PNRPA), site pilote forestier du projet Life ARTISAN dont le but est d'Accroître la Résilience des Territoires aux changements climatiques par l'Incitation aux Solutions d'Adaptation Fondées sur la Nature.

Avertissement

Nous attirons votre attention sur le fait que ce projet, dont la vocation première est pédagogique, a été mené dans un temps limité (4 semaines) par un groupe d'étudiants en cours de formation. Même si les résultats ont été vérifiés, le rapport n'a pu être relu et corrigé du fait de la durée limitée du module, et peut contenir des imprécisions ou des maladroites. Il convient d'en utiliser les résultats avec précaution. La confiance et les limites associées à ces données seront précisées pour chaque résultat.

Table des matières

Remerciements	3
Qui sommes-nous ?	3
Résumé	8
Mots-clefs	8
Abstract.....	9
Key words.....	9
Liste des Figures.....	10
Liste des Tableaux.....	13
Liste des Annexes.....	14
Liste des sigles.....	17
Glossaire.....	20
1. Introduction	22
1.1. Territoire d'étude et contexte	22
1.2. Problématique et objectifs	23
2. Méthodes et outils communs	24
2.1. Récapitulatif des données communes.....	24
2.2. Détails des indicateurs et données utilisés communs.....	24
2.2.1. Indicateurs climatiques.....	24
2.2.2. Données provenant de l'IGN.....	25
2.2.3. Données biodiversité	25
3. Caractérisation et cartographie de l'évolution du stock d'eau du sol disponible pour les plantes en contexte de changement climatique	27
3.1. Introduction	27
3.2. Evolution passée des contraintes climatiques.....	28
3.2.1. Evolution temporelle	28
3.2.2. Evolution spatiale.....	31
3.3. Modélisation et spatialisation de la réserve utile maximale	32
3.3.1. Méthodologie.....	32
3.3.2. Interpolation des RUM par construction d'un modèle.....	32
3.3.3. Interpolation de la RUM par krigeage.....	33
3.4. Evolution temporelle du déficit d'évapotranspiration et variations spatiales	34
3.4.1. Méthodologie.....	34
3.4.2. Evolution temporelle du bilan hydrique édaphique.....	34
3.4.3. Evolution spatiale du bilan hydrique édaphique	36
3.5. Evolution future du stock en eau du sol et critères de vulnérabilité.....	38

3.5.1. Méthodologie.....	38
3.5.2. Résultats.....	39
3.6. Bilan de l'évolution du stock en eau en contexte de changement climatique.....	41
4. Evaluation des images satellitales sentinel-2 pour suivre l'évolution de la santé des peuplements sur l'emprise du PNR.....	42
4.1. Introduction	42
4.2. Etude des dépérissements et stress des peuplements de conifères via l'outil Fordead.....	42
4.2.1. Matériel et Méthode.....	42
4.2.2. Résultats.....	45
4.2.3. Validation des résultats.....	49
4.2.4. Limites	49
4.2.5. Discussion.....	50
4.2.6. Pertinence de l'utilisation de l'outil Fordead par le PNRPA	51
4.3. Etude des dépérissements et stress hydriques sur les peuplements de feuillus par analyse d'images satellitales	51
4.3.1. Matériel et Méthode.....	51
4.3.2. Résultats.....	53
4.3.3. Discussion de la pertinence de l'étude de ΔCI_{green} pour la détection de stress de dépérissement	55
4.3.4. Validation des résultats.....	56
4.4. Analyse des zones de stress et de dépérissement en fonction des facteurs environnementaux	57
4.4.1. Analyse de l'influence des conditions environnementales et du type d'essence sur le dépérissement des conifères	57
4.4.2. Analyse de l'influence des conditions environnementales sur le dépérissement des feuillus	58
4.5. Conclusion générale.....	59
5. Détermination des facteurs liés au dépérissement des principales essences de production et réalisation de cartes de vulnérabilité	60
5.1. INTRODUCTION.....	60
5.2. Méthodologie.....	60
5.2.1. Zone d'étude	60
5.2.2. Période d'étude.....	60
5.2.3. Essences étudiées	61
5.2.4. Données utilisées	61
5.2.5. Construction des modèles logistiques	64
5.2.6. Cartographie des zones de vulnérabilité	65

5.3. Résultats.....	66
5.3.1. Etat des lieux du dépérissement et de son évolution.....	66
5.3.2. Résultats des modèles statistiques.....	68
5.3.3. Cartographie prédictive de la probabilité de dépérissement.....	72
5.4. Discussion.....	73
6. Quels outils peut-on mettre en œuvre pour cartographier le risque d'incendie ?	75
6.1. Introduction	75
6.1.1. Le risque d'incendie forestiers : à la croisée entre l'aléa, la vulnérabilité des forêts et les enjeux locaux	75
6.1.2. Analyse spatio-temporelle des occurrences d'incendies passés sur le territoire du Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises.....	76
6.2. Matériels et méthodes utilisés pour aboutir à une méthodologie de cartographie du risque d'incendie sur le territoire du PNRPA.....	77
6.3. Résultats.....	79
6.3.1. Définition du risque incendie.....	79
6.3.2. Cartographie de l'aléa incendie	79
6.3.3. Cartographie des vulnérabilités	81
6.3.4. Cartographie des enjeux	84
6.3.5. Cartographie finale du risque incendie.....	86
6.3.6. Feux d'hiver : pratiques d'écobuage.....	87
6.4. Discussion, perspectives et conclusion.....	88
6.4.1. Discussion.....	88
6.4.2. Limites des données et indicateurs utilisés, perspectives pour aller plus loin	88
7. Réflexion sur la mise au point d'une méthode pour l'adaptation des forêts du PNRPA au changement climatique	90
7.1. Introduction	90
7.2. Méthode	91
7.2.1. Méthode de la construction des cartes présentant chaque enjeu.....	91
7.2.2. Carte de tous les enjeux présents sur le territoire combinés à la vulnérabilité des essences	92
7.2.3. Elaboration d'un outil d'aide à la mise en place de mesure de gestion d'adaptation des peuplements forestiers face aux changements climatiques	94
7.2.4. Choix des cas particuliers.....	96
7.3. Résultats : 2 cas contrastés présents sur le territoire et demandant une gestion adaptée.....	97
7.3.1. Le cas des forêts mélangées	97
7.3.2. Le cas des sapinières	100
7.4. Discussion.....	101

Conclusion générale.....	103
Bibliographie	105

Résumé

Cette étude a pour objectif d'étudier la vulnérabilité des forêts du Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises aux changements climatiques. Cinq thématiques ont été étudiées :

1. La caractérisation de l'évolution du stock d'eau du sol en contexte de changements climatiques, avec l'objectif de caractériser l'évolution du bilan en eau au sein du parc des années 1960 jusqu'à aujourd'hui et d'évaluer l'impact potentiel des changements futurs.
2. L'évolution de la santé des peuplements par imagerie satellitaire pour identifier les zones dépérissantes et décrire leur évolution au cours du temps.
3. L'étude de l'état de santé des principales essences de production avec pour objectif de construire des modèles représentant les symptômes précoces de dépérissement sur les principales essences en place dans le but de réaliser des cartes de vulnérabilité adaptées et de déterminer les conditions de peuplement les plus résistantes.
4. La cartographie du risque incendie afin de déterminer les zones vulnérables sur le PNRPA.
5. La proposition d'une méthode contribuant à l'adaptation des forêts aux changements climatiques à partir de solutions d'adaptation fondées sur la nature à l'aide d'une typologie combinant vulnérabilité et enjeux des peuplements.

Les peuplements du territoire du PNRPA étant hétérogènes, leur vulnérabilité face aux changements climatiques est variable. Le faible stress hydrique auquel les peuplements sont soumis risque d'augmenter dans le futur. Les zones les plus sensibles au dépérissement et au risque incendie sont les peuplements situés en plaine. Afin de répartir les efforts sur le territoire, une bonne connaissance de celui-ci est nécessaire et passe par l'augmentation du nombre de données de terrain disponibles.

Mots-clefs

Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises ; changement climatique ; vulnérabilité ; solution d'adaptation fondées sur la nature ; forêt ; stress hydrique ; dépérissement

Abstract

The aim of this study is to examine the vulnerability of the forests of the " Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises" to climate change. Five themes were studied:

1. Characterisation of the evolution of the soil water stock in the context of climate change, with the aim of characterising the evolution of the water balance within the park from the 1960s to the present day and assessing the potential impact of future changes.
2. The evolution of stand health using satellite imagery to identify declining areas and describe their evolution over time.
3. Study of the health of the main production species with the aim of building models representing the early symptoms of dieback on the main species in place in order to produce appropriate vulnerability maps and to determine the most resistant stand conditions.
4. Fire risk mapping in order to determine vulnerable areas in the PNRPA.
5. The proposal of a method contributing to the adaptation of forests to climate change based on nature-based adaptation solutions using a typology combining vulnerability and stand issues.

The stands in the PNRPA territory are heterogeneous and their vulnerability to climate change varies. The low water stress to which the stands are subjected is likely to increase in the future. The areas most sensitive to dieback and fire risk are the stands located in the plains. In order to spread the efforts over the territory, a good knowledge of the territory is necessary and requires an increase in the number of available field data.

Key words

Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises ; climate change ; vulnerability ; nature-based adaptation solutions ; forest ; water stress ; dieback

Liste des Figures

- Figure 1 : Carte des forêts du Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises
- Figure 2 : Evolution des anomalies des températures moyennes annuelles à Saint-Girons
- Figure 3 : Evolution des anomalies des précipitations annuelles à Saint-Girons
- Figure 4 : Comparaison d'évolution de la température moyenne annuelle à Saint-Girons et Epinal
- Figure 5 : Comparaison d'évolution des précipitations annuelles à Saint-Girons et Epinal
- Figure 6 : Evolution de la moyenne des précipitations sur le PNRPA entre les périodes 1961-1987 et 1987-2020
- Figure 7 : Formule utilisée pour le calcul de la RUM
- Figure 8 : Cartographie des valeurs de RUM, interpolation spatiale par krigeage
- Figure 9 : Méthode de calcul du déficit d'évapotranspiration
- Figure 10 : Evolution des anomalies de déficit d'évapotranspiration annuel
- Figure 11 : Evolution des anomalies de déficit d'évapotranspiration estival
- Figure 12 : Carte du DE estival dans le PNRPA pour la période 1987-2020
- Figure 13 : Carte du différentiel de DE estival entre 1961-1986 et 1987-2020
- Figure 14 : Carte du différentiel de déficit d'évapotranspiration estival entre 2081-2100 et 1987-2020 ; MRI-CGCM3 RCP 4.5
- Figure 15 : Carte du différentiel de déficit d'évapotranspiration estival entre 2081-2100 et 1987-2020 ; HadGEM2-CC RCP 8.5
- Figure 16 : Zones de stress détectées sur les forêts de conifères en 2019-2022 (calculé à partir de l'indice CRSWIR)
- Figure 17 : Dépérissements détectés sur les forêts de conifères en 2019-2022 (calculé à partir de l'indice CRSWIR)
- Figure 18 : Evolution du stress et du dépérissement sur les peuplements de conifères entre 2019 et 2021 (indice de végétation utilisé : CRSWIR)
- Figure 19 : Evolution du stress et du dépérissement sur les peuplements de conifères entre 2019 et 2021 (indice de végétation utilisé : CRSWIR)
- Figure 20 : Nombre de périodes de stress moyen détectées en 2019-2022
- Figure 21 : Exemple de l'évolution du CRSWIR pour un pixel situé dans un peuplement de sapins ou épicéas (Bérac (09))
- Figure 22 : variations spatio-temporelles de l'indice ΔCI_{green}
- Figure 23 : Evolution temporelle du pourcentage de la surface forestière du PNR présentant une dépigmentation entre les mois d'août et juin.

Figure 24 : Comparaison du Clgreen de 2022 par rapport à 2018

Figure 25 : Variation spatiale des dépigmentations accumulées entre août et juin de 2018 à 2022

Figure 26 : Δ Clgreen annuel moyen entre 2018 et 2022 pour les données terrain ne présentant pas de dépérissement (0) et présentant un dépérissement (1)

Figure 27 : Graphique de la proportion de pixels dépérissant en fonction du type d'essence

Figure 28 : Graphique de l'indice Δ Clgreen en fonction du type d'essence

Figure 29 : Schématisation du processus de définition du dépérissement

Figure 30 : Localisation des placettes étudiées (Inventaire forestier de l'IGN période 2017-2021, 975 placettes)

Figure 31 : Etat sanitaire des placettes étudiées pour le châtaignier et le chêne pubescent, pour la période 2017-2021

Figure 32 : Etat sanitaire des placettes étudiées pour le sapin et le hêtre, pour la période 2017-2021

Figure 33 : Taux de dépérissement précoce par placette pour le hêtre et le sapin, pour la période 2017-2021

Figure 34 : Taux moyen d'arbres par placette présentant des signes précoces de dépérissement à l'échelle du PNRPA, par année et par essence sur la période 2009-2021

Figure 35 : Carte de probabilité d'apparition de signe précoce de dépérissement pour le hêtre

Figure 36 : Moyenne annuelle du nombre d'incendies qualifiés de feu de forêt entre 2007 et 2018

Figure 37 : Cartes du nombre d'incendies (A) et des surfaces brûlées (B) par communes entre 2006 et 2021

Figure 38 : Graphes du nombre d'incendies (A) et des surfaces brûlées (B) par année entre 2006 et 2021

Figure 39 : Schéma des facteurs constitutifs du risque incendie

Figure 40 : Indice Forêt Météo moyen dans le PNRPA entre 1961 et 2007 et prédit entre 2021 et 2070

Figure 41 : Représentation spatiale de la vulnérabilité stationnelle (liée au type de sol et à l'exposition) des peuplements sur le territoire du PNRPA

Figure 42 : Représentation spatiale des niveaux de sensibilité des formations végétales sur le territoire du PNRPA

Figure 43 : Carte de croisement des enjeux (humain, biodiversité et exploitabilité forestière) concernant le risque incendie dans le PNRPA

Figure 44 : Carte du risque incendie pour la période 1961 – 2007

Figure 45 : Carte du risque incendie pour la période future à moyen terme (2041 – 2070)

Figure 46 : Distribution mensuelle moyenne des incendies sur la période 2006-2021 en Ariège

Figure 47 : Carte des enjeux couplés à la vulnérabilité de chaque essence

Figure 48 : maquette de la clef de détermination et son fonctionnement

Liste des Tableaux

Tableau 1 : Données utilisées dans plusieurs chapitres

Tableau 2 : Paramètres utilisés dans la modélisation par *Fordead*

Tableau 3 : Matrice de confusion des résultats entre l'état détecté par *Fordead* et l'état observé sur le terrain

Tableau 4 : Tableau des dates des dalles utilisées pour les calculs de l'indice ΔC_{Igreen} . En gras sont mises en évidence les dates qui ne s'alignent pas avec les autres années

Tableau 5 : Matrice de croisement des facteurs "sol" et "exposition" (Duche et al., 2011)

Tableau 6 : Pourcentage de recouvrement de chaque enjeu sur les principales essences

Tableau 7 : Préconisations adaptées à chaque modalité liée au peuplement

Tableau 8 : Préconisations adaptées à chaque modalité liée aux enjeux

Tableau 9 : Calcul des surfaces des peuplements forestiers principaux, de leur occupation du territoire et de leur vulnérabilité (Annexe 5 ; Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises, 2018)

Tableau 10 : Récapitulatif des conditions climatiques adaptées pour les cinq essences choisies

Tableau 10-A : Selon les limites de déficit hydrique édaphique (ETP – ETR)

Tableau 10-B : Selon les classements de Clim'essence pour la résistance face aux fortes sécheresses

Liste des Annexes

- Annexe 1 : Evolution des anomalies des températures maximales annuelles à Saint-Girons
- Annexe 2 : Comparaison d'évolution de la température maximale annuelle à Saint-Girons et Epinal
- Annexe 3 : Liste détaillée des variables utilisées dans le modèle d'interpolation de la RUM et leur source
- Annexe 4 : Tableau récapitulatif des paramètres de l'interpolation par krigeage
- Annexe 5 : Cartographie des valeurs de RUM obtenues à partir des relevés IFN
- Annexe 6 : Distribution des valeurs de déficit hydrique à l'échelle du PNRPA (a) et à l'échelle nationale (b)
- Annexe 7 : Carte de DE pour la période estivale de 1961-1986
- Annexe 8 : Evolution du DE entre 1961 et 2020 dans la vallée de la Doller (Vosges)
- Annexe 9 : Modélisation de l'évolution du CRSWIR par *Fordead*
- Annexe 10 : Sorties possibles du package *Fordead*
- Annexe 11 : Evolution des zones de stress sur les forêts de résineux entre 2019 et 2021. (Annexes 11 A) 2019 ; 10 B) 2020 ; 10 C) 2021)
- Annexe 12 : Comparaison de nos calculs d'indices ΔCI_{green} à ceux de Véronique Chéret et Jean Philippe Denux
- Annexe 13 : Matrices de corrélation entre Altitude et nombre de pixels dépérissants (conifères)
- Annexe 14 : Matrices de corrélation entre BHC et nombre de pixels dépérissants (conifères)
- Annexe 15 : Matrices de corrélation entre DETH et nombre de pixels dépérissants (conifères)
- Annexe 16 : Matrices de corrélation entre RUTH et nombre de pixels dépérissants (conifères)
- Annexe 17 : Modèle linéaire entre l'altitude et la proportion de pixels dépérissant
- Annexe 18 : Modèle linéaire entre le BHC et la proportion de pixels dépérissant
- Annexe 19 : Modèle linéaire entre le DETHC et la proportion de pixels dépérissant
- Annexe 20 : Modèle linéaire entre le DETHC et la proportion de pixels dépérissant
- Annexe 21 : Modèle linéaire entre l'essence et la proportion de pixels dépérissant
- Annexe 22 : Sorties R: Analyse de modèle feuillu : modèle linéaire entre le type d'essence et la les valeurs de l'indice ΔCI_{green}
- Annexe 23 : Cartographies des gradients climatiques (température et précipitations) à l'échelle de la chaîne pyrénéenne
- Annexe 24 : Eléments d'autécologie des essences étudiées
- Annexe 25 : Répartition des essences étudiées au sein du PNR PA
- Annexe 26 : Calculs effectués pour le choix des arbres (co)dominants

Annexe 27 : Liste récapitulative des variables utilisées pour la calibration des modèles

Annexe 28 : Nombre de placette IFN - IGN par essence et par année au sein du PNR PA et de notre zone d'étude étendue

Annexe 29 : Différence de fonctionnement du modèle RF et BRT respectivement

Annexe 30 : Effectifs de placettes par essence sur la période 2017-2021

Annexe 31 : Présence et signes précoces de dépérissement des essences étudiées au sein du PNR des Pyrénées Ariégeoises entre 2017 et 2021

Annexe 32 : Taux moyen d'arbres par placette présentant des signes précoces de dépérissement à l'échelle de la zone d'étude étendue, par année et par essence sur la période 2009-2021

Annexe 33 : Anomalies de taux moyen de dépérissement précoces sur la période 2009-2021, sur le PNR PA pour les six essences étudiées

Annexe 34 : Anomalies de taux moyen de dépérissement précoces sur la période 2009-2021, sur la zone d'étude étendue pour les six essences étudiées

Annexe 35 : Importance des variables dans le modèle Random Forest selon les critères Mean Decrease Accuracy et Mean Decrease Gini (Dubois, 2021)

Annexe 36 : Résultat sous forme de graphiques des variables principales expliquant les signes de dépérissements de chaque espèce, ressortis par modèle BRT, et les interactions principales de ces variables entre elles

Annexe 37 : Courbes de réponse des variables significatives expliquant les signes de dépérissements de chaque espèce (châtaignier, sapin, hêtre), ressortis par le modèle linéaire généralisé (GLM)

Annexe 38 : Calculs des probabilités de présence des essences étudiées

Annexe 39 : Résultats obtenus pour le hêtre pour les trois modèles testés

Annexe 40 : Résultats obtenus pour le sapin pour les trois modèles testés

Annexe 41 : Résultats obtenus pour le châtaignier pour les trois modèles testés

Annexe 42 : Résultats obtenus pour le chêne pubescent pour les trois modèles testés

Annexe 43 : Résultats obtenus pour le chêne pédonculé pour les trois modèles testés

Annexe 44 : Résultats obtenus pour le chêne sessile pour les trois modèles testés

Annexe 45 : Carte de probabilité d'apparition de signe précoce de dépérissement pour le châtaignier

Annexe 46 : Carte de probabilité d'apparition de signe précoce de dépérissement pour le sapin pectiné

Annexe 47 : Tableau des différents indices météorologiques pour caractériser le risque incendie (Dauriac, 2004)

Annexe 48 : Etude de l'évolution de l'IFM entre les différentes périodes étudiées

Annexe 49 : Tableau de répartition des formations végétales de la version 2 de la BD Forêt de l'IGN selon les 4 niveaux de sensibilité détaillés dans le rapport de la mission interministérielle (Duche et al., 2011)

Annexe 50 : A) Représentations graphiques de la surface terrière du chêne pubescent sur les placettes de l'IFN où il domine et B) altitudes minimale, moyenne et maximale où l'essence prédomine

Annexe 51 : A) Représentations graphiques de la surface terrière du sapin (en rouge) et du hêtre (en bleu) sur les placettes de l'IFN où ils dominent et B) altitudes minimale, moyenne et maximale où ces essences prédominent ensemble

Annexe 52 : Carte de l'enjeu humain dans le PNR des Pyrénées Ariégeoises

Annexe 53 : Carte des périmètres des différentes zones à enjeu de conservation / zones de protection

Annexe 54 : Carte de l'enjeu biodiversité dans le PNR des Pyrénées Ariégeoises

Annexe 55 : Clef d'exploitabilité des forêts d'après le CNPF

Annexe 56 : Carte de l'enjeu exploitabilité des forêts dans le PNR des Pyrénées Ariégeoises

Annexe 57 : Matrices de croisement entre aléa, vulnérabilités et enjeux (Duche et al., 2011)

Annexe 58 : Carte du risque incendie pour la période future proche (2021 – 2050)

Annexe 59 : Cartes de chaque enjeu avec le détail des couches utilisées

Annexe 60 : Taux de recouvrement des essences pour chaque enjeu du territoire

Annexe 61 : Préconisations générales basées sur les caractéristiques du peuplement en place

Annexe 62 : Tableaux récapitulant les différentes préconisations de gestion associées à chaque enjeu du territoire

Annexe 63 : Préconisation de gestions associées au risque incendie, d'après Dennison et al., 2014, Della et al., 2014 et Vélez, 1990

Annexe 64 : Résumé de l'entretien avec Pauline DUWE, étudiante de la promotion GMN 2022, ayant réalisé son stage de césure sur "L'équilibre faune-flore et pratiques de chasse : étude de cas en France, Wallonie, Sarre et Rhénanie-Palatinat" pour le projet ASKAFOR.

Annexe 65 : Surfaces de chaque peuplement forestier, de son occupation du territoire et de sa vulnérabilité

Annexe 66 : Ebauche de préconisations de gestion pour les hêtraies pures

Liste des sigles

AIC : Akaike Information Criterion

APB : Aires de Protection de Biotope

APT : AgroParisTech

ANA : Association des Naturalistes de l'Ariège

ARS : Agence Régionale de la Santé Occitanie

ARTISAN : Accroître la Résilience des Territoires aux changements climatiques par l'Incitation aux Solutions d'Adaptation Fondées sur la Nature

AUC : Area Under Curve

BD : Base de Données

BHC : Bilan Hydrique Climatique

BHE : Bilan Hydrique Edaphique

BRT : Boosted Regression Trees

CBN : Conservatoire Botanique National

CCRN : Changements Climatiques et Ressources Naturelles

CEN : Conservatoire d'Espaces Naturels

CFPPA : Centres de Formation Professionnelle et de Promotion Agricoles

Clgreen : Chlorophyll Index Green

CNRTL : Centre National de Ressources Textuelles et Lexicales

CRPF : Centre Régional de la Propriété Forestière

CRSWIR : Continuum Removal Short Wave Infrared

DDT : Direction Départementale des Territoires

DE : Déficit d'Evapotranspiration

DRAAF : Direction Régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt

DREAL : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement

DSF : Département Santé des Forêts

ETP : EvapoTranspiration Potentielle

ETR : EvapoTranspiration Réelle

IBP : Indice de Biodiversité Potentielle

IFN : Inventaire Forestier National

IFM : Indice Forêt Météo

IGN : Institut National de l'information Géographique et forestière

INPN : Inventaire National du Patrimoine Naturel

INRAe : Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'environnement

FCC : Fraction de la surface terrestre couverte

FCCS : Fuel Characteristic Classification System

FFN : Fond Forestier National

FWI : Forest Fire Weather Index

G : Surface Terrière

GAEC : Groupement Agricole d'Exploitation en Commun

GDF : Groupement de Développement Forestier

GFAI : Groupement Forestier de l'Armée Impériale

GIEC : Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat

GLM : Modèle Linéaire Généralisé

MNHN : Muséum National d'Histoire Naturel

MNT : Modèle Numérique de Terrain

N2000 : Natura 2000

NDWI : Normalized Difference Water Index

PDIPR : Plan départemental des itinéraires de promenade et de randonnée

PNRPA : Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises

PNRPA : Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises

ONERC : Observatoire National sur les Effets du Réchauffement Climatique

ONF : Office National des Forêts

RF : Random Forest

ROC : Receiver Operating Characteristic

RPG : Registre Parcellaire Graphique

RTM : Restauration des Terrains de Montagne

RUM : Réserve Utile Maximale

SafN : Solutions d'Adaptation Fondées sur la Nature

SAGE : Schéma d'Aménagement et de Gestion de l'Eau

SCoT : Schéma de Cohérence Territorial

SER : Sylvo-écorégion

SIG : Système d'Information Géographique

SPI : Stream Power Index

SRFOB : Service Régional de la Forêt et du Bois

TETIS : Territoire Environnement Télédétection Information Spatiales

UMR : Unité Mixte de Recherche

ZICO : Zone Importante pour la Conservation des Oiseaux

Glossaire

Aléa (incendie) : Probabilité qu'un incendie se produise en un lieu donné.

Bilan hydrique climatique : Différence entre les précipitations et l'évapotranspiration potentielle (Lebourgeois et Piedallu, 2005).

Bilan hydrique édaphique : Caractérisation de la ressource en eau du sol exprimée ici grâce au déficit d'évaporation et à la réserve utile.

Bootstrap : Méthode d'inférence statistique reposant sur un échantillonnage itératif : le modèle est calibré plusieurs fois, sur un sous-échantillon différent, prélevé aléatoirement parmi le jeu de données final.

Raster : Image numérique composée matrice de cellules (ou pixels) organisées en lignes et en colonnes (grille) dans laquelle chaque cellule contient une valeur représentant des informations (*ArcGIS for Desktop*, 2016)

Déficit d'évapotranspiration : Différence entre l'évapotranspiration potentielle et l'évapotranspiration réelle (Piedallu et al., 2011).

Distance de débusquage : Distance à parcourir jusqu'à une piste accessible aux engins.

Enjeu (incendie) : Présence de personnes et de biens pouvant être significativement affectés par un incendie.

Evapotranspiration potentielle : Demande en eau théorique (en conditions de disponibilité en eau non limitante), combinant l'évaporation du sol et du couvert végétal et la transpiration de la végétation (SILVAE, n.d.-a).

Evapotranspiration réelle : Evapotranspiration de la végétation dans les conditions hydriques réelles (SILVAE, n.d.-b).

Indice de Moore : Indice caractérisant l'érosion du sol (Beven et Kirkby, 1979).

Krigeage : Technique géostatistique d'interpolation basée sur des modèles statistiques comprenant l'autocorrélation, c'est-à-dire les relations statistiques entre les points mesurés (*Fonctionnement Du Krigeage—ArcGIS Pro*, n.d.).

Microphyllie : Réduction de la taille des feuilles ou des aiguilles.

Semi-variogramme : Diagramme donnant des informations sur l'autocorrélation spatiale de jeux de données (*Fonctionnement Du Krigeage—ArcGIS Pro*, n.d.).

Solutions d'adaptation fondées sur la Nature : Solutions visant à favoriser la conservation de la biodiversité et la fourniture de services écosystémiques ciblés sur les impacts du changement climatique, et favorisent la résilience face à ces enjeux (*Solutions d'adaptation fondées sur la Nature*, n.d.).

Package python : Ensemble de plusieurs modules regroupés entre eux un module étant tout fichier constitué de code Python (c'est-à-dire tout fichier avec l'extension .py) importé dans un autre fichier ou script (*Les modules et paquets Python*, n.d.).

Réserve utile : Quantité d'eau disponible pour les plantes pour une période donnée (SILVAE, 2012; Thornthwaite et Mather, 1955).

Réserve utile maximale : Quantité maximale qu'un sol peut retenir et restituer aux plantes (Roman Dobarco et al., 2021).

Risque (incendie) : Croisement entre l'aléa, la vulnérabilité et les enjeux (Jappiot et al., 2001).

Stress hydrique : Lorsque les ressources en eau disponibles sont inférieures à la demande en eau (*Qu'est-ce que le stress hydrique ?*, 2021).

Vulnérabilité (incendie) : Ampleur des conséquences si un incendie devait avoir lieu.

1. Introduction

1.1. Territoire d'étude et contexte

Le Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises (PNRPA) se situe au sein du département de l'Ariège, au Sud-Ouest de la France, et représente une surface de 2 465 km² incluant 138 communes des Pyrénées Ariégeoises. Une nouvelle charte regroupant 26 communes supplémentaires étant en construction, le périmètre étendu a été pris comme limite de zone d'étude.

Le PNR des Pyrénées Ariégeoises appartient au réseau des sites pilotes du projet Life ARTISAN piloté par l'OFB et réalisé sur 8 ans de 2020 à 2027, dont l'objectif est "d'Accroître la Résilience des Territoires aux changements climatique par l'Incitation aux Solutions d'adaptation fondées sur la Nature". Ces solutions d'adaptation fondées sur la Nature (SafN), sont définies par le Cerema comme visant à "favoriser la conservation de la biodiversité et la fourniture de services écosystémiques ciblés sur les impacts du changement climatique, et favorisent la résilience face à ces enjeux" (*Solutions d'adaptation fondées sur la Nature*, n.d.). Parmi les 10 sites pilotes, le Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises est le seul site centré sur la problématique forestière.

La forêt représente plus de 55% du territoire du PNRPA, ce qui équivaut à environ 125 700ha. Du fait de la déprise agricole, la forêt est en progression sur ce territoire. Les feuillus y sont dominants (83%), les essences principales du PNRPA étant le hêtre (51 000ha) et les chênes (41 000ha). La figure 1 montre les essences principales présentes sur le territoire du parc, d'après la Base de Données (BD) forêt v2 de l'Institut National de l'information Géographique et forestière (IGN). La forêt présente sur le territoire est à 62% privée et est détenue par plus de 20 000 propriétaires, impliquant un fort morcellement des parcelles.

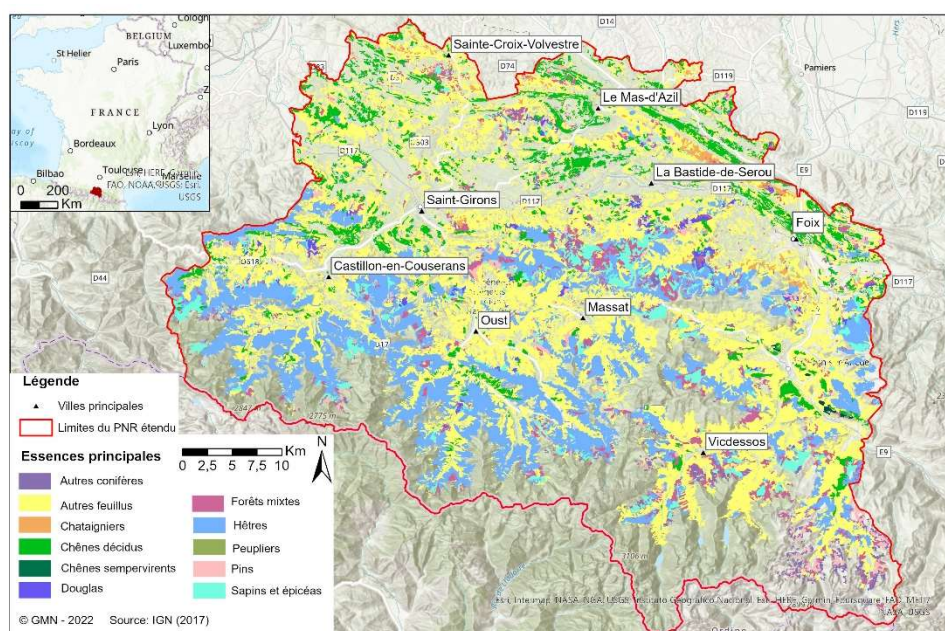


Figure 1 : Carte des forêts du Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises

La forêt du territoire du PNR des Pyrénées Ariégeoises semble pour le moment épargnée vis-à-vis des changements climatiques et de ses conséquences en termes de dépérissement forestier. Cependant, quelques changements sont déjà observés, notamment une légère augmentation du déficit foliaire (Daubree, 2020).

La contrainte principale du PNRPA face aux changements climatiques semble concerner la sécheresse édaphique et atmosphérique, comme semblent le montrer les événements climatiques de sécheresse des étés 2020 et 2022, dont la probabilité d'occurrence a de fortes chances d'augmenter à l'avenir. Des conséquences sont attendues sur le territoire, avec le risque d'une multiplication des vagues de dépérissement.

L'objectif du PNRPA est d'augmenter la résistance mais aussi la résilience de ses forêts, du fait de la vulnérabilité de ce secteur aux changements climatiques et la priorité de cet enjeu sur le territoire d'après le diagnostic territorial énergie/climat réalisé en 2016 sous la tutelle de l'ADEME (Dubois, 2021).

1.2. Problématique et objectifs

Ce rapport a pour objectif d'étudier la vulnérabilité des forêts du Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises aux changements climatiques. Pour se faire, 5 groupes d'élèves se sont intéressés aux thématiques suivantes :

- Sujet 1 : La caractérisation de l'évolution du stock d'eau du sol en contexte de changements climatiques, avec l'objectif de caractériser l'évolution du bilan en eau au sein du parc des années 1960 jusqu'à aujourd'hui et d'évaluer l'impact potentiel des changements futurs (Chapitre 3).
- Sujet 2 : L'évolution de la santé des peuplements par imagerie satellitaire pour identifier les zones dépérissantes et décrire leur évolution au cours du temps (Chapitre 4).
- Sujet 3 : L'étude de l'état de santé des principales essences de production avec pour objectif de construire des modèles représentant les symptômes précoces de dépérissement sur les principales essences en place dans le but de réaliser des cartes de vulnérabilité adaptées et de déterminer les conditions de peuplement les plus résistantes (Chapitre 5).
- Sujet 4 : La cartographie du risque incendie afin de déterminer les zones vulnérables sur le PNRPA (Chapitre 6).
- Sujet 5 : La proposition d'une méthode contribuant à l'adaptation des forêts aux changements climatiques à partir de solutions d'adaptation fondées sur la nature à l'aide d'une typologie combinant vulnérabilité et enjeux des peuplements (Chapitre 7).

2. Méthodes et outils communs

2.1. Récapitulatif des données communes

Le tableau 1 présente les données communes à plusieurs chapitres, leur source et les chapitres concernés. Les données spécifiques à un seul chapitre seront présentées dans les parties méthodes des chapitres correspondants.

Tableau 1 : Données utilisées dans plusieurs chapitres

Données et outils utilisés	Sources	Sujets concernés
Données climatiques énergétiques : - Températures moyennes mensuelles - Températures maximales mensuelles - Températures minimales mensuelles	- Météo France - Digitalis V3 1961-2020	1, 3
Données climatiques hydriques : - Précipitations - Bilan Hydrique Climatique - Déficit d'évaporation	- Météo France - Digitalis V3 1961-2020	1, 2, 3, 5
Données topographiques : - MNT	BD ALTI V2	1, 4, 5
Données essences forestières : - BD forêt v2	IGN 2020	2, 4
Données de l'Inventaire Forestier National (IFN) : - "arbre" - "écologie" - "placette"	IFN	1, 2, 3, 4
Données biodiversité : - ZICO - APB - N2000 - Réserves de l'ONF - Forêts anciennes et forêts vieilles	PNRPA INPN	4, 5

2.2. Détails des indicateurs et données utilisés communs

2.2.1. Indicateurs climatiques

Les données climatiques utilisées dans les sujets 1 et 3 (chapitres 3 et 5) sont issues soit des données brutes ou des séries homogénéisées de Météo France pour les stations de Saint-Girons et Epinal, soit de la base de données Digitalis V3. Celle-ci, réalisée à partir de modèles basés sur les séries de données homogénéisées de Météo France, a été développée par l'UMR SILVA (AgroParisTech Nancy).

Les données climatiques présentées dans le Tableau 1 servent à la fois pour la détermination du bilan en eau du sol et des variations climatiques sur le PNRPA (sujet 1) mais également pour la détermination de leur influence sur le dépérissement d'essences forestières (sujet 3). Les données climatiques utilisées peuvent se distinguer en deux catégories : les indicateurs énergétiques et les indicateurs hydriques.

Les indicateurs énergétiques communs à plusieurs groupes sont les températures minimales, moyennes et maximales mensuelles ainsi que le rayonnement solaire.

Les indicateurs hydriques communs aux sujets 1 et 3 sont les précipitations et le bilan hydrique climatique. Ce dernier correspond à la différence entre les précipitations et l'évapotranspiration réelle. Le bilan hydrique édaphique est calculé à partir de données climatiques et de données de sol, et peut être approximé par le déficit d'évapotranspiration. Cette donnée, déjà calculée dans la BD Digitalis V3, a été d'une part recalculée avec des données plus conséquentes par le groupe 1 (chapitre 3) et d'une autre part, utilisée directement par les sujets 2 et 5 (chapitres 4 et 7).

2.2.2. Données provenant de l'IGN

2.2.2.1. Données de l'inventaire forestier

Les données issues de l'inventaire forestier rassemblent un ensemble d'informations récoltées sur le terrain. De nouvelles placettes sont prospectées chaque année sur une maille kilométrique. Les placettes prospectées à l'année n font l'objet de nouvelles mesures à l'année $n+5$, ce qui en fait des placettes semi-permanentes (non utilisées dans cette étude). Les données utilisées dans le cadre de notre étude, regroupées en 3 BD, sont les suivantes :

- BD "arbre" : Cette BD contient essentiellement des données issues de mesures physiques du peuplement (dendrométrie), d'observations sanitaires (mortalité, parasites) pour qualifier ces derniers. Parmi ces informations ont servi l'essence observée et les proxi de dépérissement (date de mort estimée, mortalité des branches), ainsi que les caractéristiques dendrométriques du peuplement.
- BD "placette" : Sont ici répertoriées des données descriptives des placettes (emplacement, débardage, débusquage etc.). Ont été utilisés : l'année de visite de la placette et son identifiant, la longitude, la latitude, le type de plantation, la présence de traces de gestions, le type de coupe, la topographie etc.
- BD "écologie" : Cette BD est composée de données pédologiques, stationnelles, et de recouvrement des différentes strates. Celles auxquelles nous nous sommes intéressées sont les textures des horizons, la roche mère, la profondeur de l'horizon supérieur, le type d'humus, le type de sol, la charge en éléments grossiers, et l'indice d'affleurement rocheux.

2.2.2.2. Données topographiques et essences

Les données sur les peuplements forestiers indiquant l'essence principale et leur répartition géographique sur le territoire du PNRPA proviennent de la BD forêt v2 créée par l'IGN. Elles sont issues de photointerprétation des images aériennes.

Les données topographiques continues dans l'espace qui ont été utilisées proviennent du Modèle Numérique de Terrain (MNT) issu de la base de données ALTI V2, développée par l'IGN. Celui-ci permet le calcul d'indicateurs topographiques comme la pente et l'exposition, qui sont utilisés dans la suite de ce rapport.

2.2.3. Données biodiversité

Une partie des données utilisées pour les enjeux biodiversités sont issues du Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) :

- Les Zones d'importance pour la conservation des oiseaux (ZICO, 1994) : contours cartographiés à la suite d'une enquête en 1991 (MNHN, 2004), cette couche provient du site de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (INPN).
- Les Aires de Protection de Biotope (APB, 2022) : cette couche SIG résulte de l'union des données des différentes des jeux de données fournis par les différentes Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL). Ces informations ont été rassemblées par Patrinat (MNHN, 2012).

En ce qui concerne les couches sur les zones Natura 2000 (N2000), réserves biologiques de l'ONF et vieilles forêts, ces données sont issues du PNRPA et ont été récoltées dans le cadre de deux stages forestiers (Dubois, 2021; Jolivot, 2020). La couche des forêts anciennes a été réalisée par le PNRPA à partir d'un croisement entre les cartes de Cassini et les cartes de l'Etat Major, ce sont donc les surfaces occupées par de la forêt depuis la première moitié du XIXe siècle environ (1850). La couche de forêts vieilles (autrement appelées "matures"), a été inventoriée en montagne et forme des patches de petites surfaces forestières, composés d'au moins dix arbres de plus de 70 cm de diamètre et dix arbres morts de 40 cm de diamètre (Falbet, 2017). Une étude de l'IBP menée par le Parc fait état de résultats moyens en termes de biodiversité, mais souligne l'importance de la biodiversité spécifique associée à ces forêts (Dubois, 2021; Jolivot, 2020).

3. Caractérisation et cartographie de l'évolution du stock d'eau du sol disponible pour les plantes en contexte de changement climatique

(Marius BARRAULT, Célestine GREUSARD, Lucas MAZEDIER, Emma SCHMITT, Anouk VIVES, Maiwen YVIN)

3.1. Introduction

La disponibilité en eau est un enjeu majeur influençant la croissance et l'état de santé des peuplements. Les évolutions liées aux changements de climat sont complexes à évaluer, du fait des nombreux paramètres qui constituent le bilan en eau et de leur variabilité dans l'espace et dans le temps. L'objectif de ce chapitre est de caractériser l'évolution du bilan en eau au sein du PNRPA des années 1960 jusqu'à aujourd'hui, et de modéliser les évolutions futures.

La disponibilité en eau pour la végétation dépend de plusieurs composantes : le climat (précipitation, température, etc.), les caractéristiques du sol (réserve utile maximale), et la transpiration de la végétation. L'influence du climat et de la végétation est illustrée par la valeur du bilan hydrique climatique (BHC), calculé par la différence entre les précipitations et l'évapotranspiration potentielle (Lebourgeois & Piedallu, 2005). La réserve utile maximale correspond à l'eau qui peut être contenue par le sol et restituable à la végétation. Elle dépend de la texture du sol, de la teneur en éléments grossiers et de la profondeur d'enracinement (Roman Dobarco et al., 2021).

La démarche de ce travail consiste à partir de ces composantes primaires pour construire un bilan hydrique édaphique, c'est à dire une caractérisation de la ressource en eau englobant l'ensemble des paramètres. Ce bilan hydrique est exprimé ici au moyen de deux indicateurs : le déficit d'évapotranspiration qui mesure la différence entre l'évapotranspiration potentielle et réelle (Piedallu et al., 2011), et la réserve utile calculée avec la méthode de Thornthwaite (Thornthwaite, 1948) qui prend en compte le remplissage de la réserve utile maximale.

L'étude de l'évolution passée et future du stock en eau du sol vise à répondre à plusieurs questions :

1) Comment expliquer le faible dépérissement des forêts ariégeoises ?

Deux hypothèses sont proposées :

- Une adaptation des essences liée à des évènements de sécheresse et/ou de chaleur par le passé.
- Un effet du réchauffement climatique moins fort que dans le reste de la France.

La réponse à cette question passe par :

- L'étude de l'évolution temporelle des données climatiques (températures, précipitation), et comparaison avec les Vosges.
- L'étude de l'évolution des bilans hydriques édaphiques, et comparaison avec les Vosges.
- La spatialisation des zones jugées prioritaires (pour lesquelles le déficit d'évapotranspiration est le plus fort) et comparaison avec les zones de dépérissement.

2) Est-il possible d'identifier des sites et/ou des critères de vulnérabilité future en lien avec la ressource en eau du sol ?

La réponse à cette question passe par la modélisation de l'évolution future du bilan hydrique édaphique selon les différentes projections du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC).

3.2. Evolution passée des contraintes climatiques

3.2.1. Evolution temporelle

3.2.1.1. Méthodologie

Les données météorologiques sont issues des séries harmonisées Météo-France de la station de Saint-Girons pour le PNR des Pyrénées Ariégeoises et d'Epinal pour les Vosges. Ces données couvrent les précipitations, les températures moyennes et les températures maximales mensuelles, de 1961 à 2020. Les températures moyennes et maximales mensuelles sont moyennées par année. Les précipitations mensuelles sont sommées pour obtenir des précipitations annuelles.

Le but est de comparer les deux zones pour essayer d'expliquer une mortalité des essences majoritaires – sapin, hêtre, chênes – plus importante dans les Vosges qu'en Ariège, alors même que ces essences sont situées en limite Sud de leur aire de répartition dans le PNRPA.

3.2.1.2. Résultats

Pour Saint-Girons, des anomalies sont calculées en faisant la différence entre les moyennes annuelles et la moyenne sur l'ensemble de la période 1961 à 2020, pour les températures moyennes (Fig. 2), les températures maximales (Annexe 1) et les précipitations (Fig. 3).

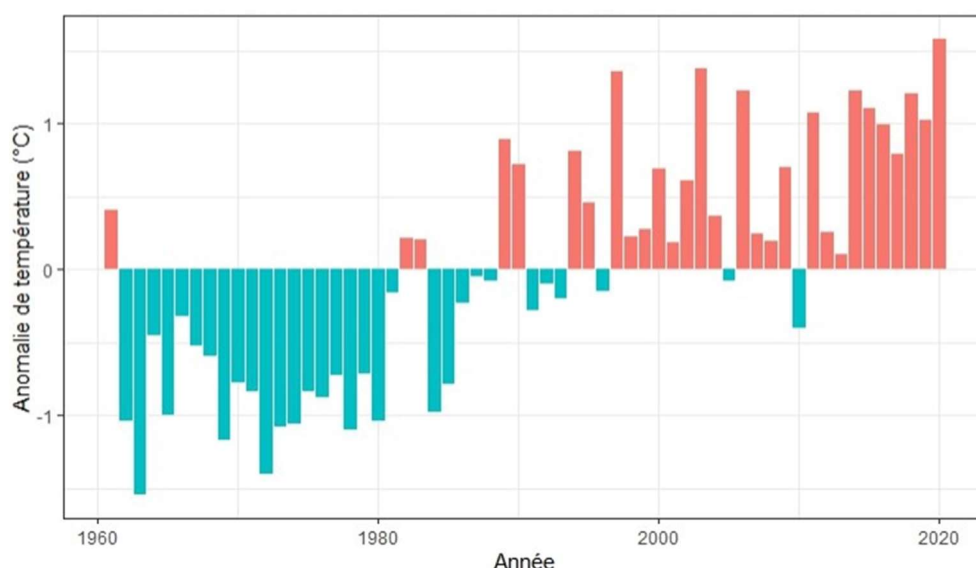


Figure 2 : Evolution des anomalies des températures moyennes annuelles à Saint-Girons

Une nette augmentation des températures moyennes est observable sur le graphique, et ce depuis 1961, avec un point de bascule en 1987, à partir duquel les anomalies sont presque systématiquement positives. Entre les périodes 1961-1986 et 1987-2020 la température a augmenté en moyenne de 1,25°C. Par ailleurs, l'étude des évolutions intra-annuelles montre que la hausse de température est la même quelle que soit la saison. L'année pivot 1987 est de plus confortée par des résultats à l'échelle nationale, l'année à partir de laquelle les températures augmentent significativement étant 1985 (Piedallu, 2021). Pour les températures maximales, une augmentation est aussi observée entre les deux périodes, avec une différence de 1,31°C entre les deux moyennes. Pour la suite, les périodes 1961-1986 et 1987-2020 seront utilisées pour étudier l'évolution des paramètres de la ressource en eau.

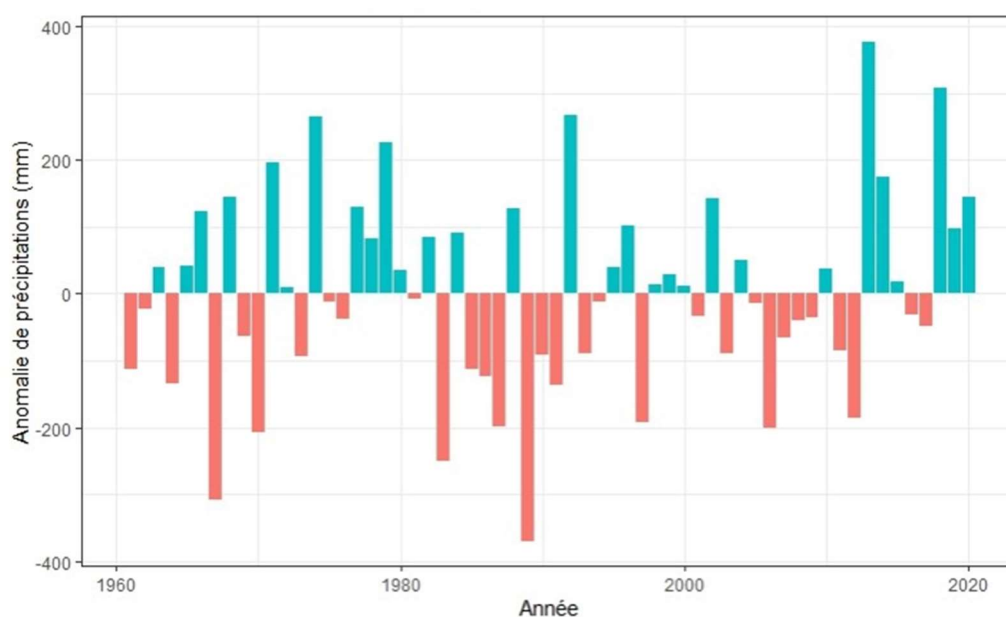


Figure 3 : Evolution des anomalies des précipitations annuelles à Saint-Girons

A l'inverse, pour les précipitations, aucune tendance ne se dégage clairement depuis 1987. Au final, le climat s'est nettement réchauffé depuis 1987, mais sans que cela ne s'accompagne d'une baisse des précipitations.

De plus, une comparaison est faite de l'évolution des températures moyennes (Fig. 4), des températures maximales (Annexe 2) et des précipitations (Fig. 5) annuelles entre l'Ariège (Saint-Girons) et les Vosges (Epinal), de 1961 à 2020.

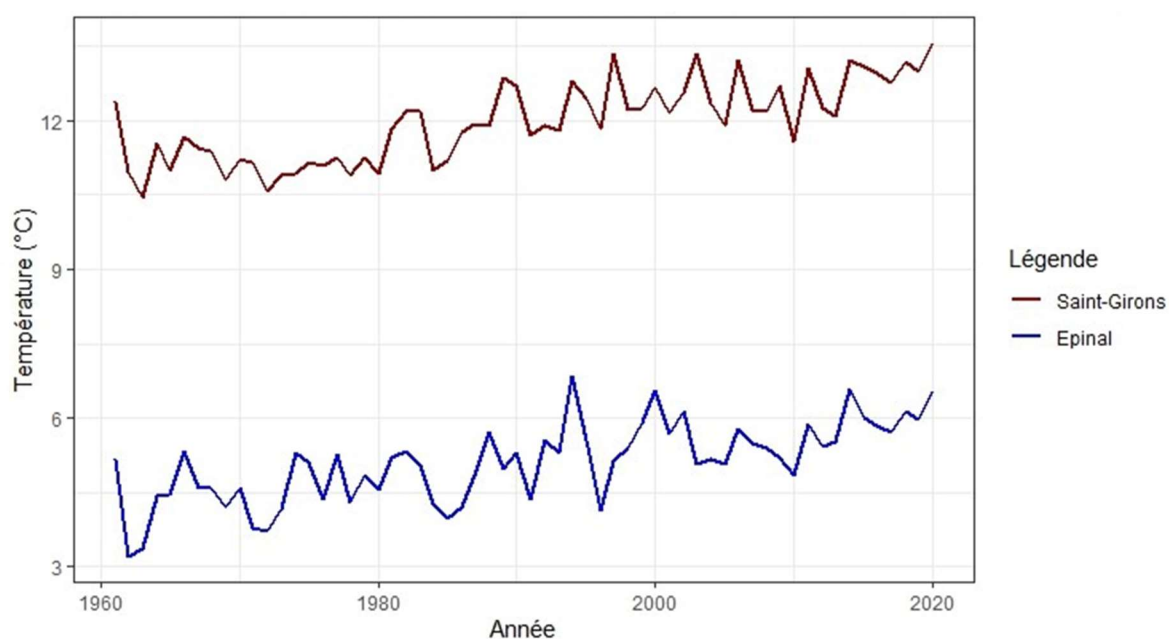


Figure 4 : Comparaison d'évolution de la température moyenne annuelle à Saint-Girons et Epinal

La figure 4 montre que les températures moyennes sont plus élevées à Saint-Girons qu'à Epinal, avec un écart moyen de 6,89°C entre les deux zones géographiques. Les températures maximales sont également plus élevées, avec un écart moyen de 3,29 °C, la différence est donc moins importante que pour les températures moyennes.

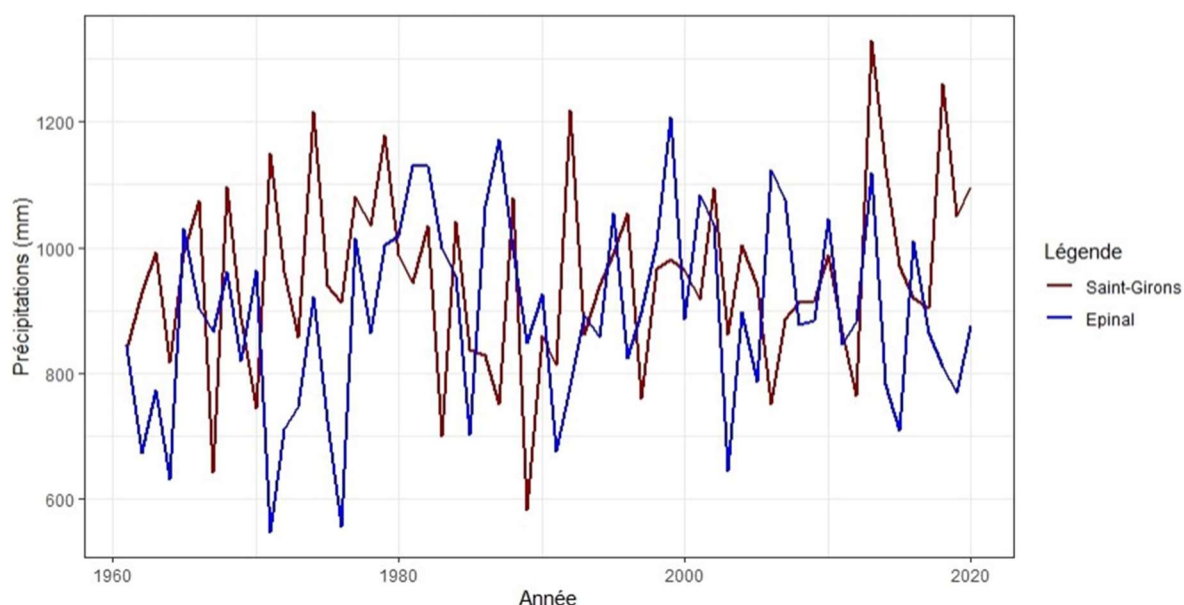


Figure 5 : Comparaison d'évolution des précipitations annuelles à Saint-Girons et Epinal

Les précipitations sont un peu plus élevées en Ariège, avec en moyenne 57 mm de précipitations en plus à Saint-Girons sur l'ensemble de la période. Par ailleurs, l'étude des moyennes de précipitations par mois a montré que la répartition des pluies varie peu au cours de l'année en Ariège. Pour les deux périodes, le mois avec les précipitations les plus faibles est juillet, avec en moyenne 58 mm.

Au final, les températures moyennes et maximales présentent une nette augmentation en Ariège, et des valeurs plus élevées que dans les Vosges. L'évolution des températures en Ariège présentant une hausse continue depuis 1987, cela pousserait à réfuter l'hypothèse d'une adaptation des essences aux hautes températures par le passé. Cependant, en comparant avec Epinal, il apparaît que les températures aujourd'hui atteintes sont encore inférieures aux températures enregistrées dans les années 1960 à Saint-Girons. Ainsi, même si aucun pic de températures passé ne transparait, les températures ayant toujours été plus élevées dans le PNRPA que dans les Vosges, une adaptation des essences au stress thermique est probable. La faible mortalité malgré la contrainte thermique pourrait donc s'expliquer par des effets d'adaptation.

Pour les précipitations, aucune baisse de pluviométrie récente n'est observée et les précipitations sont importantes en Ariège. La faible mortalité pourrait donc s'expliquer par le fait que la contrainte de sécheresse n'ait pas augmenté avec le réchauffement climatique. Cependant, cette idée est à nuancer. Si les précipitations n'ont pas diminué, les températures ont augmenté, et par conséquent l'évapotranspiration aussi. Une étude de l'évolution du bilan hydrique édaphique est nécessaire. Par ailleurs, au vu des bonnes conditions, rien n'indique que les essences ariégeoises bénéficieraient d'une adaptation au stress hydrique, ce qui pourrait les désavantager si le stress venait à augmenter.

L'ensemble de ces résultats proviennent d'une étude de seulement deux stations météo : Saint-Girons et Epinal. Aussi, les conclusions tirées sont à prendre avec précaution car les contextes sont très variés au sein des territoires, notamment dans la zone du PNRPA qui comprend une forte variabilité spatiale en termes d'altitude et d'exposition mais aussi des gradients Est-Ouest importants. Le climat à Saint-Girons n'est donc pas forcément représentatif de toute la zone d'étude.

3.2.2. Evolution spatiale

3.2.2.1. Méthodologie

Les données utilisées ici sont celles de la BD Digitalis V3, issues de l'interpolation des postes météorologiques situés sur le territoire français (cf 2.2.1 Indicateurs climatiques). Ces données sont homogénéisées pour réaliser des couches rasters mensuelles pour chaque paramètre climatique : précipitation, température, évapotranspiration, bilan hydrique climatique.

De la période de 1961 à 2020, pour chaque mois, année et saison, des couches rasters sont réalisées en moyennant les données de la BD Digitalis V3. Un modèle a été établi, calculant pour chaque variable à l'échelle de la France les moyennes annuelles sur chaque pixel. L'objectif est de mettre en avant une évolution entre une période « passée » (1961-1986) et la période « actuelle » (1987-2020). La date pivot sélectionnée, 1987, a été mise en avant avec l'analyse de l'évolution temporelle des données climatiques. La moyenne des variables (température moyenne, température maximale, précipitations, évapotranspiration et bilan hydrique climatique) est calculée sur chacune des deux périodes. Le résultat obtenu est une cartographie pour chaque variable.

3.2.2.2. Résultats

Les résultats, vérifiés par l'évolution temporelle et la spatialisation, montrent que l'augmentation de la température maximale sur le parc est plus forte que l'augmentation de la température moyenne. Une spatialisation des précipitations a également été réalisée (Fig. 6).

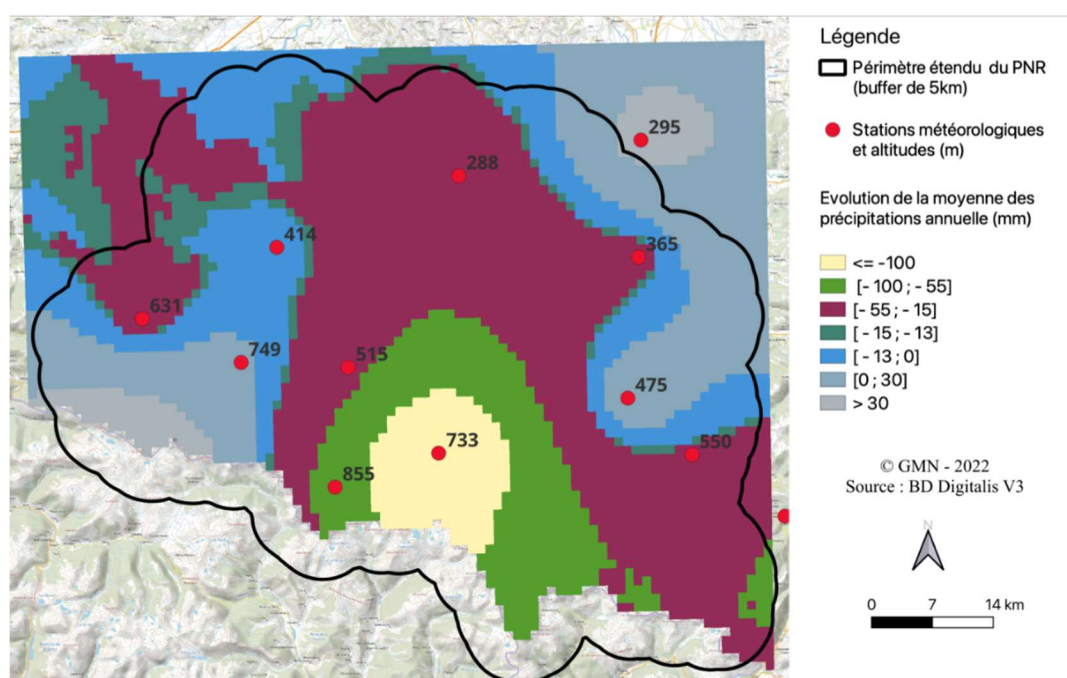


Figure 6 : Evolution de la moyenne des précipitations sur le PNRPA entre les périodes 1961-1987 et 1987-2020

La figure 6 met surtout en avant les emplacements des stations météorologiques et illustre les limites de la méthode d'interpolation : un point de mesure a une influence forte sur la zone périphérique, pas toujours représentative de la réalité. Sur la zone d'étude, il y a 10 postes. Les altitudes varient entre 288 m et 855 m. La plaine est bien couverte par les données météorologiques mais pas les zones de plus haute altitude (limite Sud de la zone d'étude). Ainsi, les données de référence pour calibrer le modèle ne sont pas suffisantes en altitude. Ces rasters restent cependant une approximation acceptable de la réalité et serviront de base pour le calcul du bilan hydrique édaphique.

3.3. Modélisation et spatialisation de la réserve utile maximale

3.3.1. Méthodologie

Afin de comprendre les variations spatio-temporelles de la ressource en eau dans les sols, les paramètres climatiques précédemment calculés et la réserve utile maximale (RUM) sont utilisés pour construire des modèles de bilan hydrique édaphique. Pour cela, la RUM des sols est recalculée sur l'ensemble de la zone étudiée, qui est le périmètre étendu du PNRPA avec une zone tampon de 5km pour limiter les effets de bords dans la construction du modèle. Ce nouveau calcul a pour but d'être plus précis que les cartes de RUM déjà existantes. En effet, l'ensemble des relevés de sols de l'Inventaire Forestier National servent pour construire le modèle. Pour chacun de ces relevés, les données de profondeur de sol et de texture sont utilisées dans la formule de calcul de la RUM (Fig. 7) selon la méthodologie développée par Piedallu et al., en utilisant les classes de pédotransfert de Al Majou (Piedallu et al., 2018).

$$RUM = (1 - AFroc) \sum (1 - CCi) * (\Theta_{2,0} - \Theta_{4,2}) * Epi$$

RUM = Réserve utile maximale du sol (en mm)
 AFroc = Proportion d'affleurement rocheux de surface (de 0 à 1)
 CCi = Charge en cailloux de l'horizon i (de 0 à 1)
 Θ : Teneur en eau des horizons selon les classes de pédotransfert de Al Majou 2008 (en mm d'eau par cm de sol)
 Epi = Epaisseur de l'horizon i (en cm)

Figure 7 : Formule utilisée pour le calcul de la RUM

On obtient ainsi un jeu de donnée de 1883 valeurs de RUM sur la zone étudiée. Les données sont ensuite interpolées sous SIG de manière à prédire la RUM pour l'ensemble de la zone, avec une maille de 1km de côté.

3.3.2. Interpolation des RUM par construction d'un modèle

Dans un premier temps, un modèle de prédiction de la RUM en fonction des variables environnementales a été construit. Pour ce faire, des données climatiques sur la période 1961-2020, ainsi que des variables topographiques et géologiques ont été récupérées. La liste détaillée des variables utilisées dans le modèle et leur source est présente en annexe 3. Le modèle retenu en utilisant cette méthode utilisait les variables suivantes : pente (résolution 250m), carte géologique simplifiée (au 1/50000), température moyenne, indice de Moore (indice caractérisant l'érosion), indice de courbure (résolution 750m).

Cependant, contrairement à ce qui pouvait être attendu en comparant à une étude réalisée dans le Nord-Est de la France (Villiers, 2011), le modèle obtenu est statistiquement très faible et ne permet pas de prédire correctement les valeurs de RUM pour l'ensemble de la zone ($R^2 < 0.2$). Cette non-significativité peut être expliquée par le contexte géologique complexe des Pyrénées Ariégeoises. En effet, ici la géologie n'explique que très peu la variabilité des RUM, contrairement au modèle de l'étude réalisée dans le Nord-Est. Ainsi, afin d'obtenir une carte des RUM plus fiable, une autre méthode de spatialisation a été effectuée : le krigeage.

3.3.3. Interpolation de la RUM par krigeage

Le krigeage est une technique géostatistique qui repose sur la prédiction de valeurs dans des zones où il n'y a pas de mesures, en se basant sur le fait que deux points proches ont une plus forte probabilité d'avoir les mêmes valeurs que deux points distants. Dans cette partie, le krigeage ordinaire est utilisé pour spatialiser les données de RUM. La qualité de la prédiction étant dépendante de la densité d'échantillonnage, il est préférable d'avoir un jeu de données conséquent. Les données utilisées sont les 1883 points des relevés IFN sur la zone du PNRPA étendue avec une zone tampon de 5km pour s'affranchir de l'effet de bord sur l'interpolation, ce qui compose un jeu de données suffisant. Cependant, certains points se superposent et sont alors moyennés lors de la spatialisation, 1597 points sont donc conservés en sortie.

La qualité du krigeage est évaluée par validations croisées, c'est-à-dire que 80% des données du jeu de données servent à la calibration du semi-variogramme et les 20% restants à la validation du modèle calibré. L'interpolation résultante du krigeage retenue a été réalisée avec les paramètres spécifiés en annexe 4. Le R^2 associé est de 0,2055, ce qui est légèrement supérieur à celui du modèle avec covariables. L'annexe 5 présente les données de RUM sur les points IFN avant l'étape de spatialisation, la figure 8 présente les données spatialisées par krigeage.

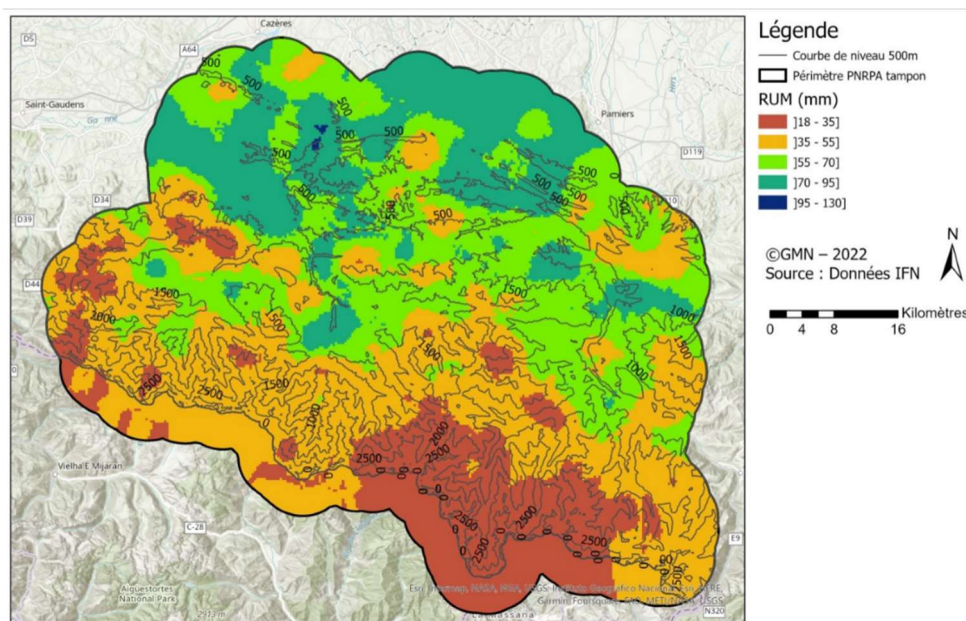


Figure 8 : Cartographie des valeurs de RUM, interpolation spatiale par krigeage

L'altitude semble avoir une influence sur la RUM, celle-ci étant plus importante en plaine, et plus faible en montagne. Cela peut s'expliquer par un sol plus profond en plaine qu'en montagne.

3.4. Evolution temporelle du déficit d'évapotranspiration et variations spatiales

3.4.1. Méthodologie

Afin de comprendre l'évolution du stock d'eau du sol disponible pour la végétation, l'évolution du bilan hydrique édaphique (BHE) a été modélisée sur l'emprise du PNRPA élargie. Le déficit d'évapotranspiration (DE) est utilisé comme indicateur pour approximer le BHE. En effet, cet indicateur intègre à la fois les facteurs climatiques et les facteurs édaphiques qui influencent le stock d'eau du sol disponible pour la végétation. Le DE possède aussi l'avantage d'être facilement interprétable puisqu'il est directement corrélé au stress hydrique subi par la végétation. Plus le DE est important, plus le stress hydrique est fort (SILVAE, 2012).

Le DE est calculé mois par mois sur la période 1961-2020 sur l'emprise du PNRPA élargie au format raster. Ces données serviront par la suite à étudier à la fois l'évolution temporelle du DE mais aussi à comprendre ses variations spatiales. Les données climatiques utilisées pour calculer le DE sont les rasters mensuels d'ETP, de précipitations et de BHC issues de la base de données Digitalis V3 ainsi que la carte des RUM construite en partie 3.3 (Fig. 9).

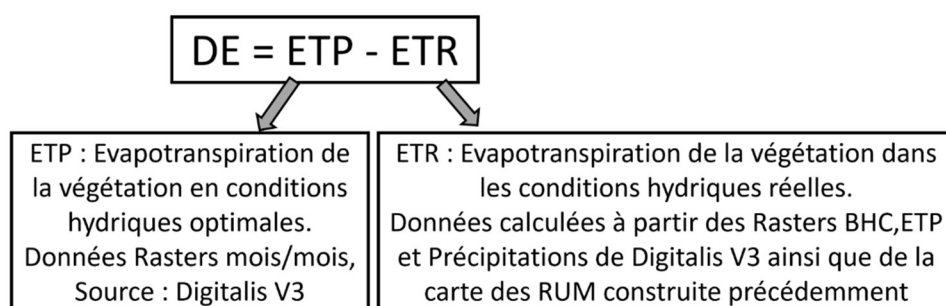


Figure 9 : Méthode de calcul du déficit d'évapotranspiration

3.4.2. Evolution temporelle du bilan hydrique édaphique

La moyenne de chaque raster de DE sur la période 1961-2020 est calculée afin de construire des courbes d'évolution temporelle du DE. Deux valeurs différentes sont calculées : les sommes des DE mensuels sur une année (en mm), et les sommes des DE mensuels estivaux (juin, juillet, août et septembre). Ce choix est fait pour étudier le stress hydrique plus important à la période estivale, le déficit d'évapotranspiration est d'ailleurs généralement nul en Ariège au cours de la saison hivernale. A partir de ces données, de la même manière que pour la partie 3.2, des anomalies de DE ont été calculées pour les deux types de données et sont représentées sur les figures 10 et 11.

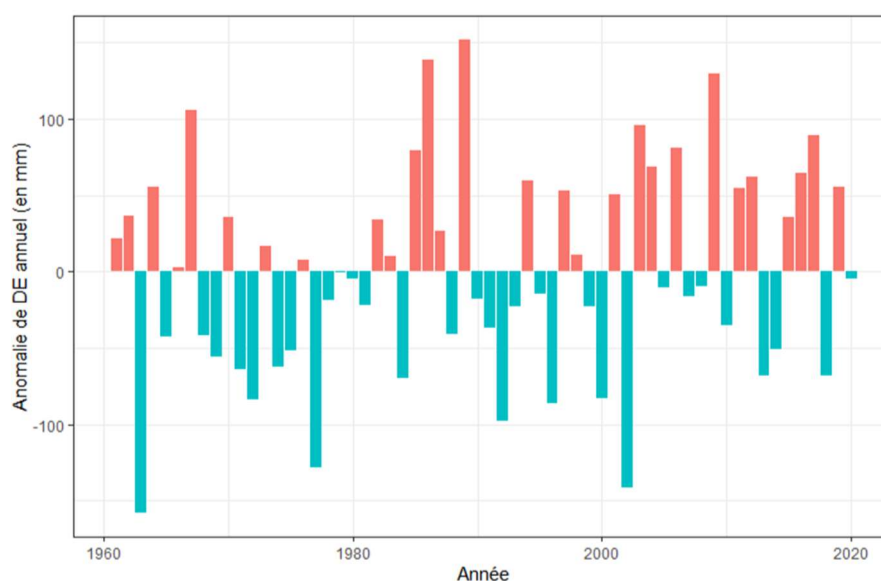


Figure 10 : Evolution des anomalies de déficit d'évapotranspiration annuel

Jusqu'en 2020, le DE annuel varie d'une année sur l'autre mais ne semble pas suivre une tendance nette à l'augmentation. En moyenne sur le territoire, il n'y a pas d'augmentation nette du stress hydrique.

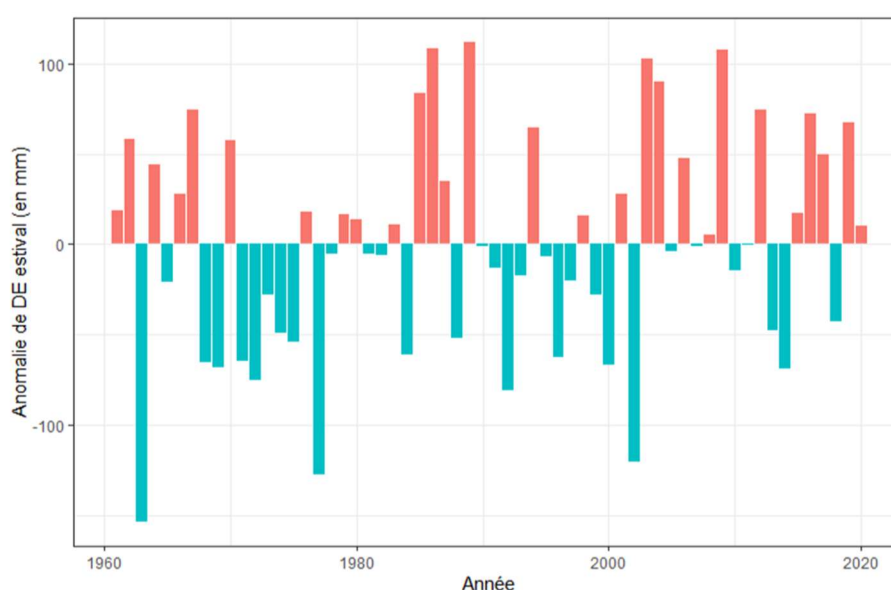


Figure 11 : Evolution des anomalies de déficit d'évapotranspiration estival

Sur la figure 11, la même observation est faite : les DE estivaux ne semblent pas subir d'augmentation. D'autre part, les résultats montrent très logiquement que 89% du déficit d'évapotranspiration annuel a lieu en été : en moyenne 208 mm de DE en été sur un total de 234 mm annuels.

Les DE moyens sur le PNRPA sont plutôt stables dans le temps jusqu'à maintenant. Cependant, il peut y avoir des variations spatiales importantes au cours du temps, elles seront étudiées dans la partie suivante.

3.4.3. Evolution spatiale du bilan hydrique édaphique

Afin d'estimer l'évolution spatiale du BHE et d'identifier les zones les plus exposées au stress hydrique, les rasters de déficit d'évapotranspiration sont moyennés d'abord par année, puis par période. Le point pivot utilisé est le même que celui défini dans la partie 3.2.1.2., c'est à dire 1987, les deux périodes à comparer sont donc 1961-1986 et 1987-2020. La figure 12 présente les résultats de la période 1987-2020 en été, ici les 4 mois de juin à septembre.

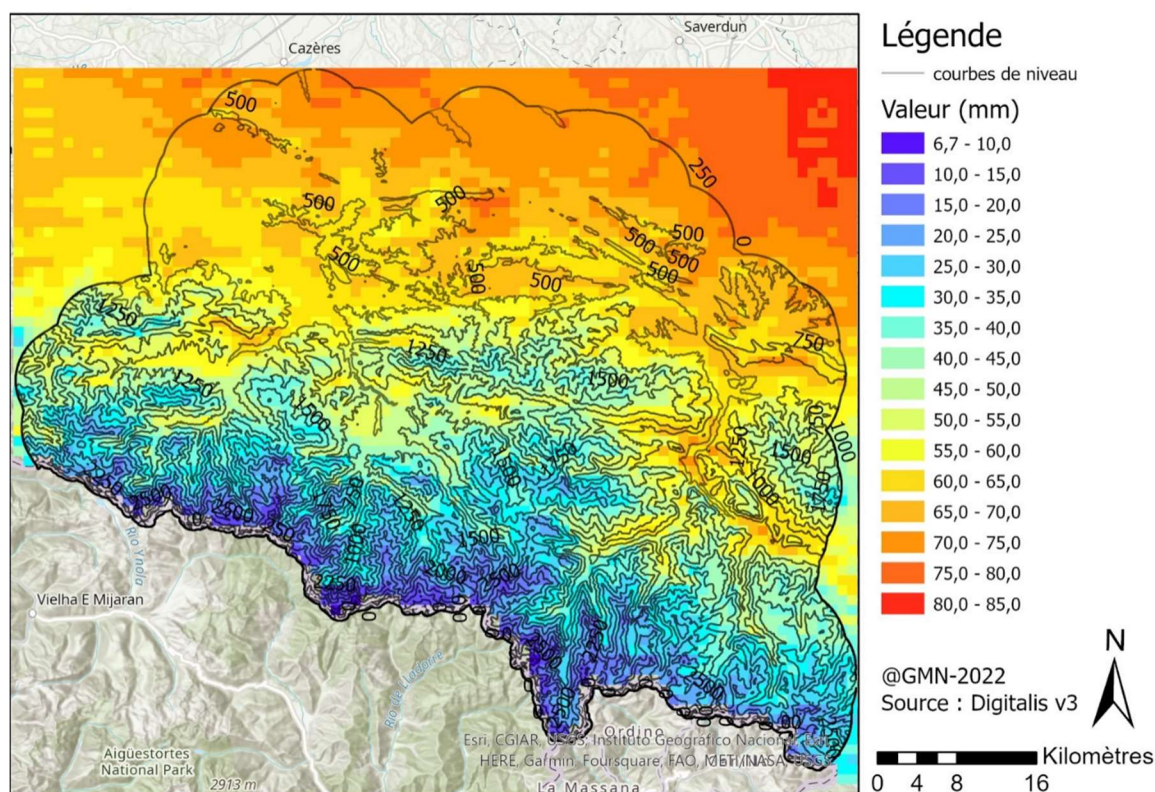


Figure 12 : Carte du DE estival dans le PNRPA pour la période 1987-2020

Tout d'abord, les valeurs de DE à l'échelle du PNRPA varient entre 6,7 mm et 80 mm selon les zones, avec une moyenne de 56 mm sur la période 1987-2020. En comparaison, le même travail a été réalisé à l'échelle de la France entière et dans ce cas les valeurs s'échelonnent jusqu'à 132mm de déficit, avec pour valeur moyenne 58 mm. La valeur moyenne de DE au sein du PNRPA est donc quasiment identique à la valeur nationale. Cependant, la distribution n'est pas du tout identique (Annexe 6). Le parc ne comporte pas les zones les plus exposées au stress hydrique, ni celles qui y sont le moins.

De plus, il apparaît que le DE est particulièrement corrélé à la topographie du site : plus l'altitude augmente, plus le DE diminue. Ce résultat confirme que le stress hydrique est particulièrement dépendant de la pluviométrie et de la température. Cette carte nous permet aussi d'identifier les effets de versants. En effet, en plusieurs points, le versant exposé au Nord enregistre un déficit d'évapotranspiration moindre en comparaison au versant exposé au Sud, les radiations étant aussi un paramètre important du DE. Finalement, cette carte pourra servir d'outil par la suite afin de mettre en lumière les zones les plus exposées au stress hydrique. Ainsi, par exemple, la vallée de Foix (à l'Est) subit un stress hydrique estival plus important que la vallée du Salat, plus à l'Ouest.

En résumé, un gradient apparaît sur la figure 12, ce dernier Nord-Sud est stratifié principalement selon l'altitude. Sur le plan Est-Ouest, les déficits semblent plus importants alors même que l'altitude augmente, cependant, ce phénomène n'est que faiblement marqué et pourrait s'expliquer par une proximité plus forte avec le bassin méditerranéen, ou bien par le gradient de pluviométrie Ouest-Est dû à l'humidité apporté par l'océan Atlantique.

Par la suite, un calcul des anomalies a été réalisé. Pour cela, le même raster que précédemment (période 1987-2020) a été calculé pour la période estivale de 1961 à 1986 (Annexe 7), ainsi que la différence entre les deux (présent - passé). Ce dernier résultat est présenté dans la figure 13.

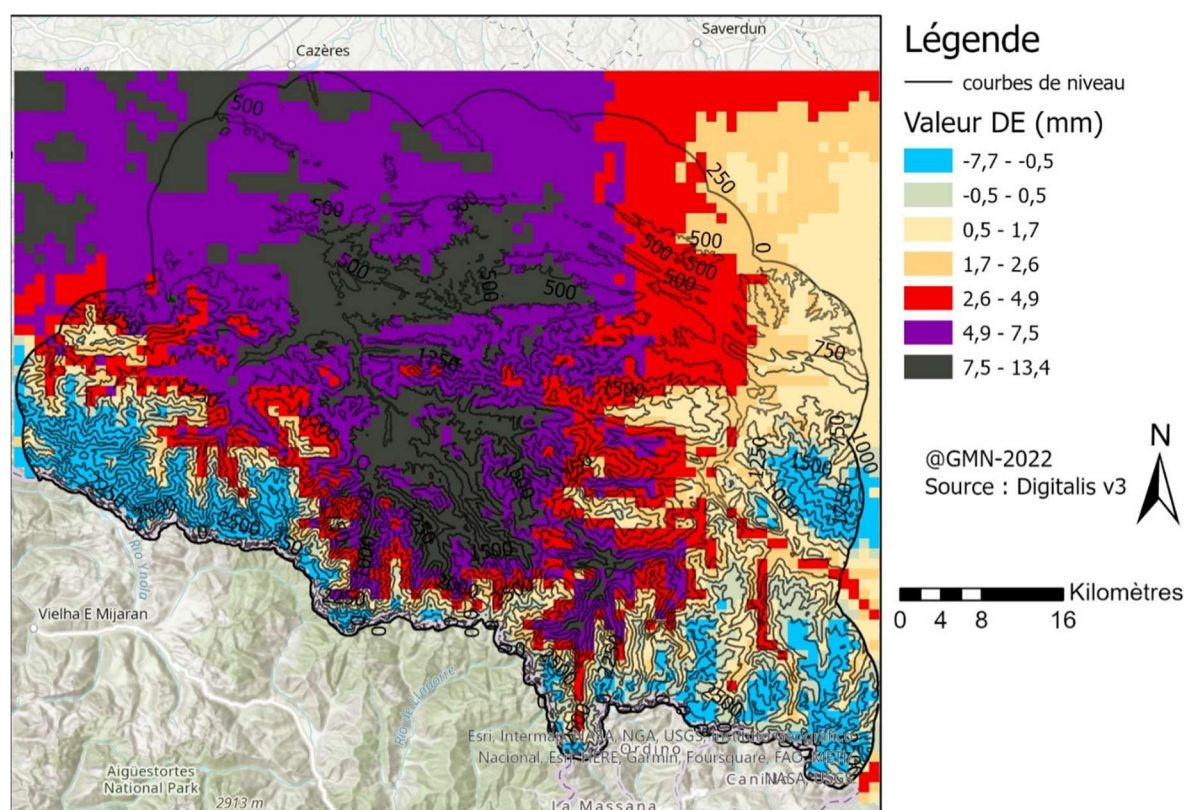


Figure 13 : Carte du différentiel de DE estival entre 1961-1986 et 1987-2020

Cette carte apporte plusieurs informations. Premièrement, de manière générale, les anomalies de déficits d'évapotranspirations sont positives, ce qui indique que les DE actuels (1987-2020) sont plus importants que par le passé (1961-1986). La moyenne de l'ensemble des anomalies est aux alentours de 4 mm, ce qui est cohérent avec les différences entre les moyennes des deux périodes effectuées lors de l'analyse temporelle réalisée précédemment (partie 3.4.2.).

De plus, les anomalies semblent encore une fois être stratifiées selon la topographie, avec des anomalies positives plus importantes dans les plaines (anomalies allant jusqu'à + 13,4 mm) entre ces deux périodes. Le stress hydrique semble avoir diminué en zone de montagne, avec des anomalies négatives indiquant une diminution du DE entre les deux périodes considérées. Cependant, le gradient Est-Ouest très clair peut être observé à l'aide de ces anomalies, avec des anomalies très positives à l'Ouest : jusqu'à 13,4 mm d'augmentation du déficit contre seulement 5 mm, voire moins, à l'Est. Cela pourrait suggérer une atténuation du gradient de pluviométrie Est-Ouest avec une diminution des apports d'eau en provenance de l'Atlantique sur les dernières années.

Il est aussi intéressant de comparer ces valeurs avec d'autres territoires. Le même travail a été réalisé dans les Vosges (GMN 2021 AgroParisTech, 2021) : les périodes considérées sont les périodes 1961-1985 et 2015-2020, avec une anomalie moyenne d'environ 25 mm. Cela représente une augmentation de 100 % du DE sur cette période (Annexe 8), soit un doublement du stress hydrique. L'augmentation dans le PNRPA est donc bien existante mais, relativement parlant, moins considérable que dans d'autres territoires français. Il est aussi important de noter que l'anomalie moyenne considérée, dans le cas des Vosges, est calculée sur l'année complète. Les valeurs devraient donc être plus élevées en considérant seulement la période estivale.

Finalement, cette spatialisation de l'évolution du déficit d'évapotranspiration présente aussi certaines limites, dont deux principales. La première est l'approximation réalisée lors du calcul des RUM, notre interpolation possède un R^2 faible et peut parfois prédire des valeurs incorrectes. La deuxième concerne les variables climatiques. En effet, les données proviennent seulement de quelques postes météorologiques et insèrent des incertitudes importantes, surtout pour les valeurs de haute montagne, où les DE auraient tendance à diminuer. Ce résultat est donc à utiliser avec précaution.

3.5. Evolution future du stock en eau du sol et critères de vulnérabilité

3.5.1. Méthodologie

L'étude de l'évolution future du stock en eau est réalisée à partir des prévisions du GIEC. Le choix des modèles et scénarios peut modifier de façon importante les prédictions de la ressource en eau. Les scénarios représentent les différentes évolutions de société possibles : en gardant un fonctionnement proche de celui d'aujourd'hui, en tendant plus ou moins vers du développement durable, etc. Les modèles sont les outils mathématiques qui prédisent les conséquences sur le climat (Pörtner et al., 2022). Aucun modèle n'étant parfait, deux modèles différents donnent deux prédictions différentes du climat pour un même scénario. L'idéal serait ainsi de tester différents scénarios et modèles afin de pouvoir représenter la multiplicité des possibles.

Pour des raisons de temps, deux scénarios sont choisis pour cette étude. Il est décidé d'étudier un scénario optimiste, et un scénario pessimiste, afin de pouvoir se préparer aux pires évolutions. Le scénario pessimiste retenu est le RCP 8.5 pour le modèle HadGEM2-CC (+4°C horizon 2100) et le scénario optimiste est le RCP 4.5 pour le modèle MRI-CGCM3 (+2°C horizon 2100), issu du 5ème rapport d'évaluation du GIEC (Edenhofer et al., 2014). Le choix des scénarios est basé sur le rapport de Silvae (Laroumagne, 2022) qui fait la synthèse des conséquences à l'échelle de la France en termes de températures et précipitations pour identifier des scénarios optimistes et pessimistes. La période choisie pour les prévisions est 1981-2100. C'est la période la plus lointaine sur laquelle des projections du GIEC existent, et donc la période de travail sur laquelle les effets du réchauffement climatique sont les plus marqués.

L'évolution future du stock en eau est réalisée avec la même méthode que l'évolution passée du stock en eau. Seules les données de précipitations et températures moyennes diffèrent.

Plus précisément, le modèle choisi prédit des valeurs de températures et précipitations mensuelles de 1986 à 2100. Les projections ont été moyennées sur la période 1986-2005, pour avoir des valeurs références de températures et précipitations. Puis la différence a été calculée entre les données projetées en 2081-2100 et cette référence. Les données deviennent ainsi des anomalies

mensuelles : elles décrivent l'augmentation (ou la diminution) des précipitations et des températures par rapport à 1986-2005 selon le modèle. Ces anomalies sont redécoupées à l'échelle de la France. Puis elles sont sommées aux moyennes mensuelles de précipitations et températures de la BD Digitalis V3, sur la période 1986-2005. Les données en entrée sont donc les températures et les précipitations auxquelles ont été sommées les augmentations prédites par le GIEC.

Les radiations solaires, les précipitations et températures ainsi calculées, sont utilisées pour calculer le bilan hydrique climatique et l'évapotranspiration. Puis le bilan hydrique climatique, les RUM, l'évapotranspiration et les précipitations sont utilisées pour calculer les déficits d'évapotranspiration et la réserve utile avec le même script que précédemment.

3.5.2. Résultats

Pour interpréter les résultats, il faut se souvenir qu'il existe des modèles et des scénarios du GIEC plus ou moins optimistes. Il est donc important de comparer les modèles et scénarios utilisés à tous ceux qui sont possibles.

Pour le scénario optimiste RCP 4.5 selon le modèle MRI-CGCM3, le déficit d'évapotranspiration estival est de 48 mm, et la réserve utile moyenne estivale est de 7,2 mm sur la période 2080-2100. Sachant que sur la période 1987-2020 le DE moyen estival était de 56 mm et la RU moyenne estivale était de 10,8 mm, la ressource hydrique changerait peu dans le futur selon ce scénario optimiste. Le choix a été de représenter le différentiel de déficit d'évapotranspiration estival entre les périodes 2081-2100 et 1987-2020 (Fig. 14). Le déficit est moins important en altitude qu'en plaine.

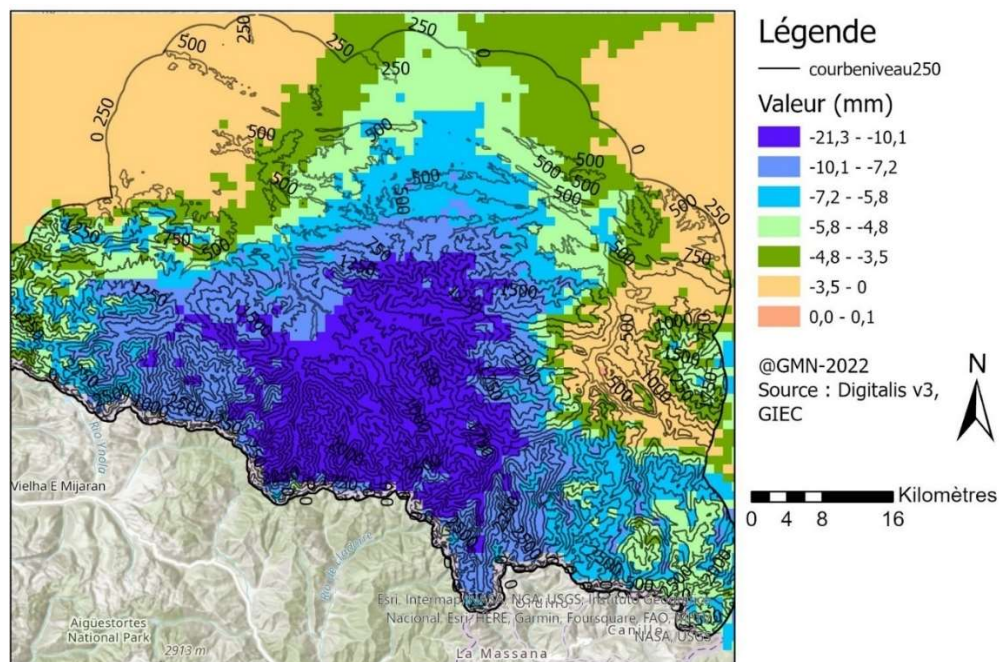


Figure 14 : Carte du différentiel de déficit d'évapotranspiration estival entre 2081-2100 et 1987-2020 ; MRI-CGCM3 RCP 4.5

Néanmoins, le modèle choisi est l'un des plus optimistes en termes de prédiction des précipitations et des températures. Ces résultats correspondent donc à un des meilleurs cas prédictibles, en termes de scénario comme de modèle.

Pour le scénario pessimiste RCP 8.5 pour le modèle HadGEM2-CC, le déficit d'évapotranspiration estival est de 107 mm, et la réserve utile moyenne estivale est de 0,6 mm sur la période 2080-2100. La figure 15 représente le différentiel de déficit d'évapotranspiration estival entre les périodes 2081-2100 et 1987-2020, comme le modèle précédent. Dans ce scénario, la tendance est à l'augmentation du déficit d'évapotranspiration estival. Le stress hydrique est plus fort en plaine qu'en altitude.

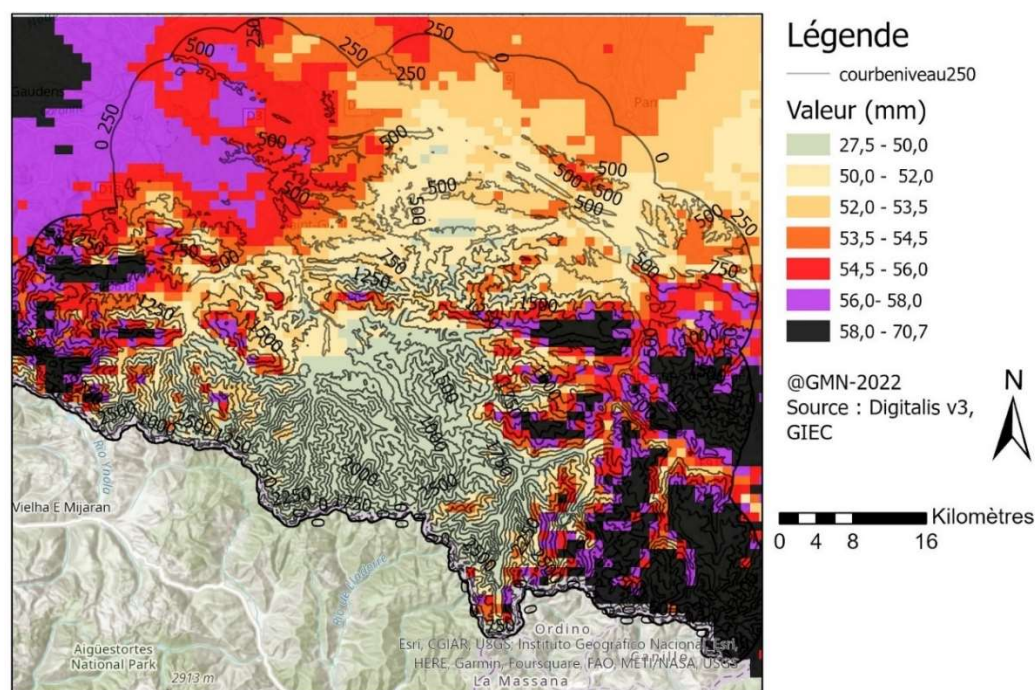


Figure 15 : Carte du différentiel de déficit d'évapotranspiration estival entre 2081-2100 et 1987-2020 ; HadGEM2-CC RCP 8.5

Néanmoins, le modèle choisi est l'un des plus pessimistes en termes de prédiction des précipitations et des températures. Ces résultats correspondent donc à un des pires cas prédictibles, en termes de scénario comme de modèle.

La gamme des futurs possibles est donc très large, allant d'une situation où le stress en eau serait similaire à celui d'aujourd'hui à une situation où le stress en eau augmenterait drastiquement. Il serait nécessaire de faire tourner tous les modèles de ces deux scénarios pour restreindre ce faisceau des possibles. Néanmoins, même si le scénario optimiste se réalise, il est certain que le stress hydrique calculé avec le modèle MRI-CGCM3 est sous-estimé. Cela signifie que même avec le scénario optimiste, une augmentation du stress hydrique est à prévoir. A l'inverse, le scénario pessimiste surestime le stress hydrique, et même si le scénario se réalise la pression sur la ressource en eau serait moins forte que ce qui est ici prédit.

Le bilan est donc que même pour un scénario optimiste, une augmentation du stress hydrique est à prévoir sur le PNRPA. Cette augmentation peut être très importante dans le cas d'un scénario pessimiste. Il serait nécessaire de reproduire la même modélisation pour des scénarios et modèles différents pour avoir une approximation plus précise du faisceau des possibles.

3.6. Bilan de l'évolution du stock en eau en contexte de changement climatique

A l'échelle du PNRPA, les impacts du réchauffement climatique sur les paramètres climatiques sont visibles à partir de 1987. La contrainte thermique est en augmentation depuis cette date pivot, sachant qu'elle a de plus toujours été importante, notamment par rapport aux Vosges. Le PNRPA bénéficie cependant de précipitations importantes et stables. L'étude du déficit d'évapotranspiration permet d'avoir une analyse plus fine de la disponibilité en eau, et il apparaît que ces fortes précipitations compensent l'effet température. Les déficits d'évapotranspiration sont faibles comparés à ceux du reste de la France. Le faible dépérissement observé aujourd'hui dans le PNRPA est ainsi très certainement dû à une contrainte hydrique qui reste faible, alors qu'elle augmente dans d'autres régions. Cela signifie cependant aussi que l'avenir des forêts du PNRPA en termes de dépérissement est étroitement lié à l'avenir de la ressource en eau. Cette évolution future est difficile à prévoir, en raison des multiples scénarios d'avenir possibles. Néanmoins, il apparaît que sur la période 2081-2100, la contrainte en eau soit amenée à diminuer, l'ampleur de cette diminution dépendant du scénario qui se réalisera.

4. Evaluation des images satellitaires sentinel-2 pour suivre l'évolution de la santé des peuplements sur l'emprise du PNR

(Coline DUBOIS, Dolores LEROY, Tristan LEQUITTE, Maya TANGUY, Louis TUNG)

4.1. Introduction

À l'heure où les effets du changement climatique se font sentir sur les forêts françaises, il est nécessaire de traiter la question de la santé des peuplements sur le PNRPA. Ce dernier semble pour le moment relativement bien épargné par les dépérissements qu'ont pu subir d'autres régions, mais les premiers symptômes de perte de vitalité peuvent déjà être détectés par télédétection. Le package python *Fordead* est utilisé pour réaliser ce travail sur les résineux. Cet outil a été développé et utilisé par l'UMR TETIS de l'INRAE Montpellier, sur les dépérissements d'épicéas dans la région Grand Est (Dutrieux et al., 2021).

Les objectifs de ce chapitre sont multiples. D'abord il s'agit d'appliquer la méthodologie *Fordead* aux peuplements résineux du PNR des Pyrénées Ariégeoises, d'identifier les évolutions temporelles de l'état de santé de ces peuplements. Il s'agira également de déterminer si l'utilisation de *Fordead* est pertinente sur le territoire du PNRPA et vis-à-vis de ses enjeux, et s'il est adapté d'utiliser cet outil à l'avenir pour détecter les dépérissements ou périodes de stress précocement. Les peuplements feuillus seront aussi abordés et leurs pertes de vitalité étudiées selon d'autres indices de végétation, notamment le Chlorophyll Index Green (CI_{green}).

4.2. Etude des dépérissements et stress des peuplements de conifères via l'outil *Fordead*

4.2.1. Matériel et Méthode

4.2.1.1. Présentation générale

Fordead est un package Python développé par l'UMR TETIS de l'INRAE Montpellier (Dutrieux et al., 2021). À partir d'images satellite Sentinel-2, il est capable de détecter les zones de stress à l'échelle du peuplement, et permet de prédire précocement des dépérissements. Pour cela, il se base sur les variations d'un indice de végétation sensible à la teneur en eau des peuplements, le plus souvent le *Continuum Removal Short-Wave Infrared* (CR_{SWIR}) (Dutrieux et al., 2021). Le CR_{SWIR} est calculé à partir de plusieurs bandes infra-rouges Sentinel-2, selon la formule suivante (Claessens et al., 2022) :

$$SWIR_{CR} = \frac{SWIR_1}{(NIRa + (\lambda_{SWIR1} - \lambda_{NIRa}) * \frac{SWIR2 - NIRa}{\lambda_{SWIR2} - \lambda_{NIRa}})}$$

avec

$$\lambda_{NIRa} = 865$$
$$\lambda_{SWIR1} = 1610$$
$$\lambda_{SWIR2} = 2190$$

Les zones soumises à un stress, et qui voient leur teneur en eau diminuer, voient leur CR_{SWIR} augmenter.

4.2.1.2. Fonctionnement

L'indice CR_{SWIR} est calculé pour chaque pixel (10x10m) de toutes les images satellites prises à une date précise ($n = 159$ dates). Puis est réalisé un modèle d'évolution du CR_{SWIR} sur tous les pixels de la dalle Sentinel-2 ; il est calibré à partir d'une période de référence définie au préalable. Pour chaque pixel, l'évolution de l'indice de végétation est comparée au modèle. Ainsi, pour chaque date, on regarde la différence entre la prédiction du modèle et la réalité. On identifie les anomalies de stress lorsque la différence est supérieure à un seuil choisi par l'utilisateur. Des graphiques illustratifs sont présents en Annexe 9.

Trois anomalies consécutives sont considérées comme une période de stress si elles sont suivies d'un retour à la normale durant trois dates d'affilée. Si un retour à la normale après 3 anomalies consécutives n'est pas détecté, alors il y a dépérissement. *Fordead* détecte aussi les coupes et si une est réalisée à la suite d'une période de stress, elle est notifiée, et peut être interprétée comme une coupe sanitaire.

Il est possible d'extraire de nombreux supports graphiques (Annexe 10) à partir de *Fordead*, notamment des cartes de périodes de stress, de dépérissement, des timelapses d'évolution du dépérissement dans une zone choisie, ou encore des graphiques d'évolution temporelle du CR_{SWIR} pour un pixel choisi.

Le package *Fordead* n'est actuellement pas opérationnel sur les peuplements de feuillus : la perte de feuilles en hiver et la plus grande résilience de ceux-ci face au stress rendent les anomalies d'indice plus complexes à identifier. Nous nous concentrerons ainsi uniquement sur les peuplements de résineux avec cette méthode.

4.2.1.3. Choix des paramètres

Un certain nombre de paramètres est nécessaire à *Fordead* pour la création des modèles. Les paramètres modifiables pour le choix du modèle, leur valeurs choisies pour cette étude de leurs justifications sont indiqués dans le Tableau 2.

Tableau 2 : Paramètres utilisés dans la modélisation par *Fordead*

Paramètre	Choix	Explication
Indice de végétation utilisé dans le modèle	CR_{SWIR}	Indice très corrélé à la teneur en eau dans le peuplement.
Période d'étude	16/05/2017 – 02/10/2022	Le choix de 2017 comme date de début est dû au lancement du second satellite Sentinel 2-B, offrant une densité de données plus importante et plus fiable pour l'utilisation de <i>Fordead</i> . La période d'étude a été étendue jusqu'aux dernières données exploitables disponibles.
Période utilisée pour la calibration du modèle	16/05/2017 – 16/05/2019	Il a été conseillé par l'UMR TETIS d'utiliser au moins deux années

Période utilisée pour la prédiction du modèle	17/05/2019 – 02/10/2022	complètes de végétation "saine" pour calibrer correctement le modèle.
Nombre minimal de dates utilisées pour la calibration du modèle	10	Paramètre par défaut du modèle.
Seuil de recouvrement nuageux	30 %	Seuil jugé satisfaisant pour l'utilisation des tuiles Sentinel-2. Cela permet de réaliser une présélection des tuiles utilisées sur la qualité des données de chacune.
Seuil de détection des anomalies	0,16	Choix empirique, fait par l'UMR TETIS, établi sur des pessières pures.
Méthode de calcul de l'indice de confiance	Moyenne pondérée	Paramètre par défaut du modèle.
Territoire d'étude	BD Forêt Conifère croisée avec la dalle Sentinel-2 T31TCH sur l'Ariège	Une érosion de 10m a été appliquée à l'emprise spatiale pour réduire les risques d'intégrer des éléments non pertinents (routes, chemins, lisière) (Dutrieux et al., 2021).

4.2.1.4. Données utilisées

Les données et outils utilisés pour ce sujet sont les suivants :

- Le Package Python *Fordead* (Dutrieux et al., 2021).
- Les images satellites Sentinel-2 réparties du 16 mai 2017 au 2 octobre 2022 (n = 159 dates). Ces images sont réparties en 13 réponses correspondant chacune à une bande spectrale et formant ainsi autant de couches raster. La dalle utilisée est la dalle de code T31TCH et inclut le PNRPA, et une petite partie des départements adjacents.
- La BD Forêt 2016-2021 sur les départements de l'Ariège, l'Aude et les Pyrénées Orientales. Ces deux derniers départements ont été choisis pour inclure une réflexion à l'échelle de la dalle Sentinel et pas seulement sur le PNR. Celle-ci a été recoupée pour inclure uniquement les peuplements de conifères.
- Un jeu de validation du modèle *Fordead* constitué de données de dépérissements (n=7 placettes de terrain) issues des plateformes suivantes :
 - WikiRenat : plateforme participative de signalement de sites dégradés à restaurer, lancé par le PNRPA et le Conservatoire Botanique National (CBN) des Pyrénées et de Midi-Pyrénées. Ont été sélectionnées pour la validation les observations de dépérissements recensées par les contributeurs de la plateforme pour les conifères, et qui étaient localisées sur la BD Forêt - Conifère car *Fordead* a fonctionné sur ce périmètre. Ces contraintes n'ont laissé qu'une seule observation de dépérissement (observées le 3 août 2022).
 - Département Santé des Forêts (DSF) : placettes DEPERIS réalisées entre 2019 et 2022. Sur l'emprise de la dalle Sentinel-2 étudiée, 2 placettes DEPERIS concernant les conifères sont présentes. Une seule est localisée dans le PNRPA.

- Inventaire Forestier National : placettes réalisées entre 2018 et 2021 sur l'emprise de la dalle Sentinel-2. Seules les placettes considérées comme dépérissantes pour le sapin selon la méthodologie du groupe 3 “Etude de l'état de santé des principales essences de production” (chapitre 5) ont été conservées. Cela concerne $n = 4$ placettes. Une zone tampon de 500m de rayon a été ajoutée à chaque point afin de tenir compte du floutage spatial des données.
- Institut Géographique National (IGN) : orthophotos, prises en 2019.

4.2.2. Résultats

Les sorties de Fordead sont nombreuses, et on se concentrera sur les résultats issus des sorties suivantes :

- *nb_stress_periods.tif*, qui comporte le nombre de périodes de stress par pixel ;
- *stress_periods.shp*, qui comporte la localisation et la période d'occurrence des périodes de stress ;
- *periodic_results_dieback.shp*, qui comporte la localisation et l'occurrence des dépérissements ;
- Les graphiques d'évolution du CR_{SWIR} pour des pixels choisis.

4.2.2.1. Résultats spatiaux

Ainsi, sur la figure 16, on peut observer les zones de stress sur les forêts de conifères du PNRPA entre 2019 et 2022. La résolution des pixels a été volontairement agrandie pour augmenter la lisibilité à l'échelle du Parc.

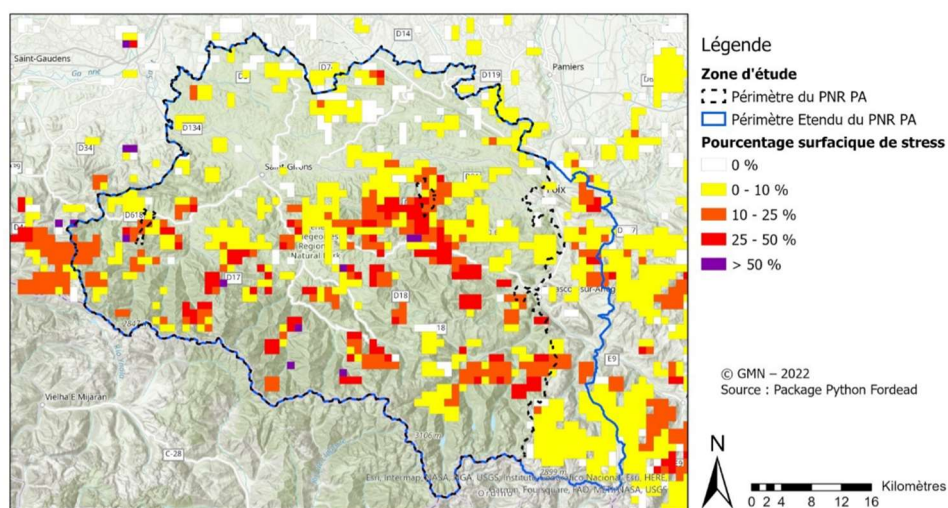


Figure 16 : Zones de stress détectées sur les forêts de conifères en 2019-2022
(calculé à partir de l'indice CR_{SWIR})

Au total, environ 3 313 ha ont été stressés au moins une fois entre 2019 et 2022. Cela représente environ 28,2% des peuplements résineux du PNRPA. Sur la figure 16, la plupart des unités forestières sont concernées par le stress mais certains massifs sont plus concernés que d'autres (cf 4.4. Analyse des zones de stress et de dépérissement en fonction des facteurs environnementaux). La proportion de surface stressée par unité de forêt reste cependant relativement faible localement, mais à l'échelle du PNRPA est une réelle problématique.

Sur la figure 17 sont représentés les dépérissements détectés sur le territoire du PNRPA.

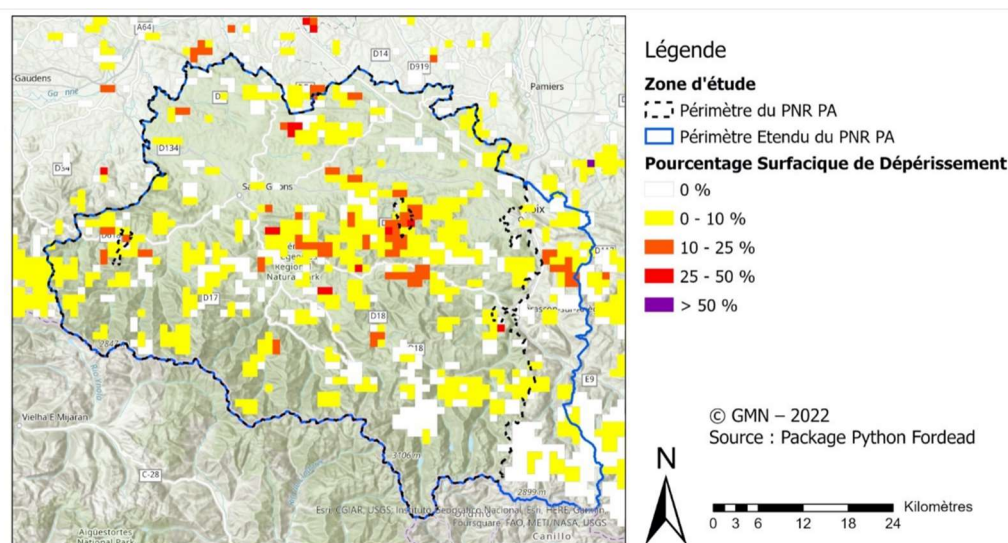


Figure 17 : Dépérissements détectés sur les forêts de conifères en 2019-2022
(calculé à partir de l'indice CRSWIR)

Les forêts résineuses du PNRPA sont moins touchées par le dépérissement que par le stress. En effet, la surface touchée par le dépérissement représente 3,8% de la surface résineuse du PNRPA, soit 442 ha. Ces chiffres concordent avec le fait que de nombreuses périodes de stress précèdent souvent un dépérissement (Franklin et al., 1987). Il est ainsi normal de trouver plus de périodes de stress que de dépérissements.

4.2.2.2. Résultats temporels

Sur la figure 18 est représentée l'évolution des surfaces stressées et dépérissantes sur le territoire d'étude entre 2019 et 2021.

Entre 2019 et 2021, la surface stressée a subi une nette augmentation et atteint 17 % en 2021. La surface dépérissante est assez faible : moins d'1 % de la surface forestière résineuse. Elle semble en légère augmentation. Il existe néanmoins un biais sur ce graphique : du fait de la période de calibration du modèle (2017-06/2019), seule la moitié de l'année 2019 a été modélisée. Cela peut amener à sous-estimer la proportion des surfaces pour cette année-ci.

Une analyse plus fine de la dynamique temporelle du stress et des dépérissements est affichée sur la figure 19.

On observe qu'une partie importante du stress a été détectée durant l'hiver 2020-2021. Cela pourrait s'expliquer par un retard de précipitations sur la période, ou bien par des précipitations sous forme de neige qui aurait retardé l'apport en eau. Ces hypothèses restent à vérifier.

Il est possible d'observer l'évolution de la répartition des surfaces de stress au cours de la période étudiée. Ainsi, sur l'Annexe 11, sont représentées les zones de stress pour les années 2019, 2020, 2021. On y observe que l'augmentation des surfaces stressées s'est faite de manière assez homogène sur l'ensemble du territoire.

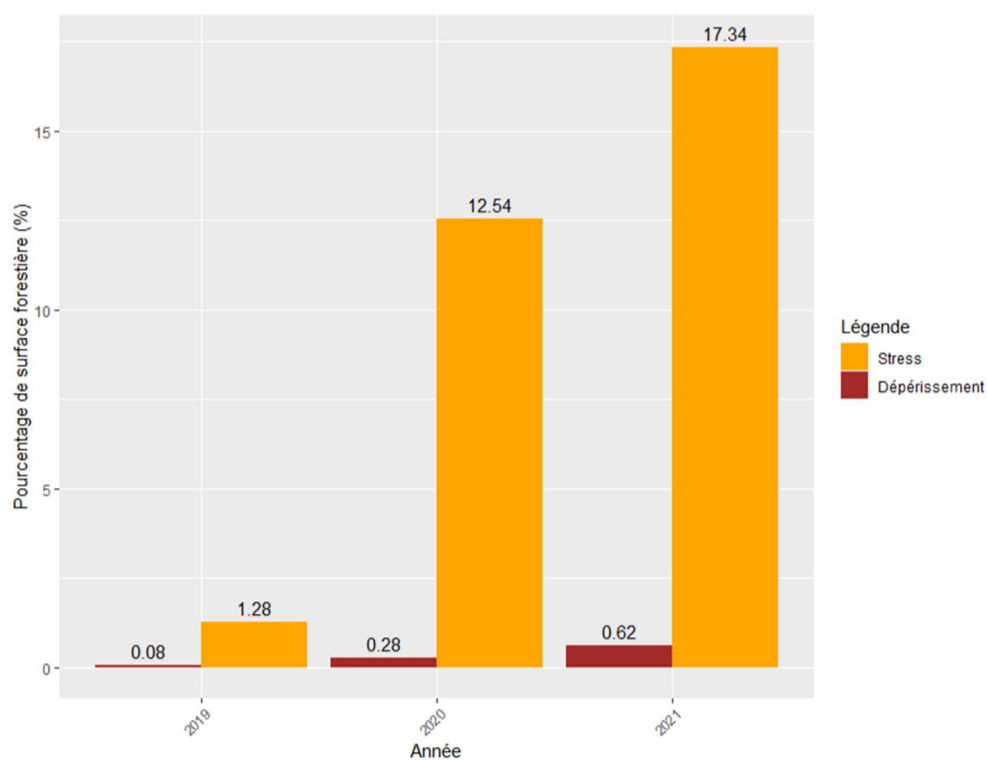


Figure 18 : Evolution du stress et du dépérissement sur les peuplements de conifères entre 2019 et 2021 (indice de végétation utilisé : CRSWIR)

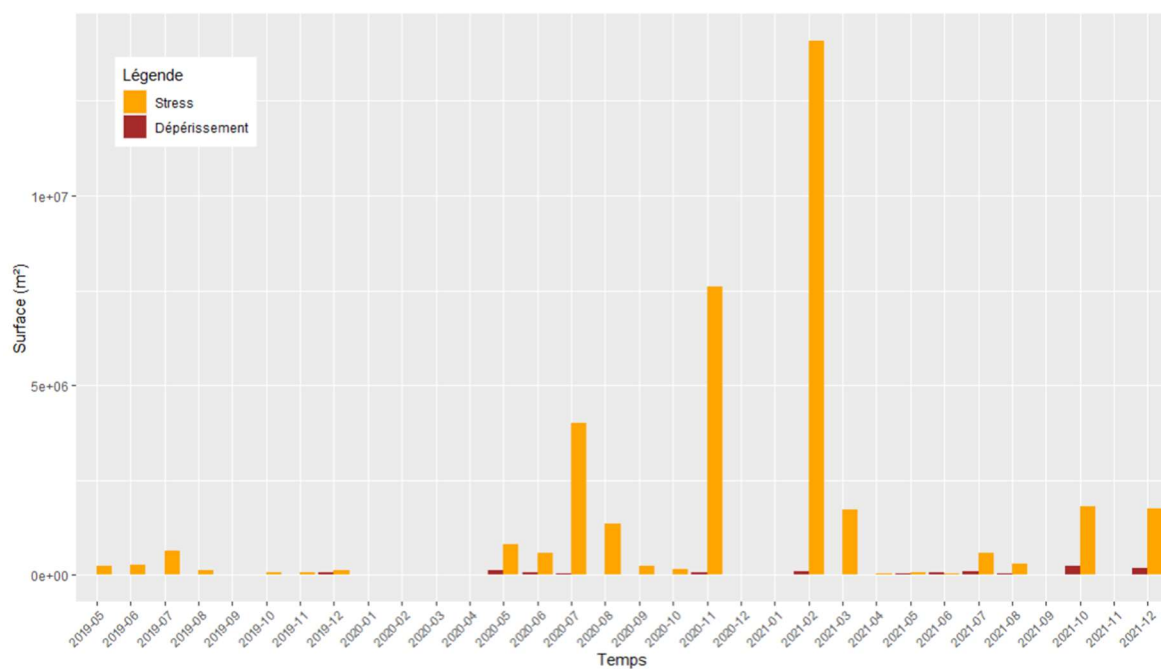


Figure 19 : Evolution du stress et du dépérissement sur les peuplements de conifères entre 2019 et 2021 (indice de végétation utilisé : CRSWIR)

La figure 20 représente le nombre de périodes de stress subies par les massifs forestiers du PNRPA. Chaque pixel contient la moyenne des périodes de stress subies par les pixels du massif forestier.

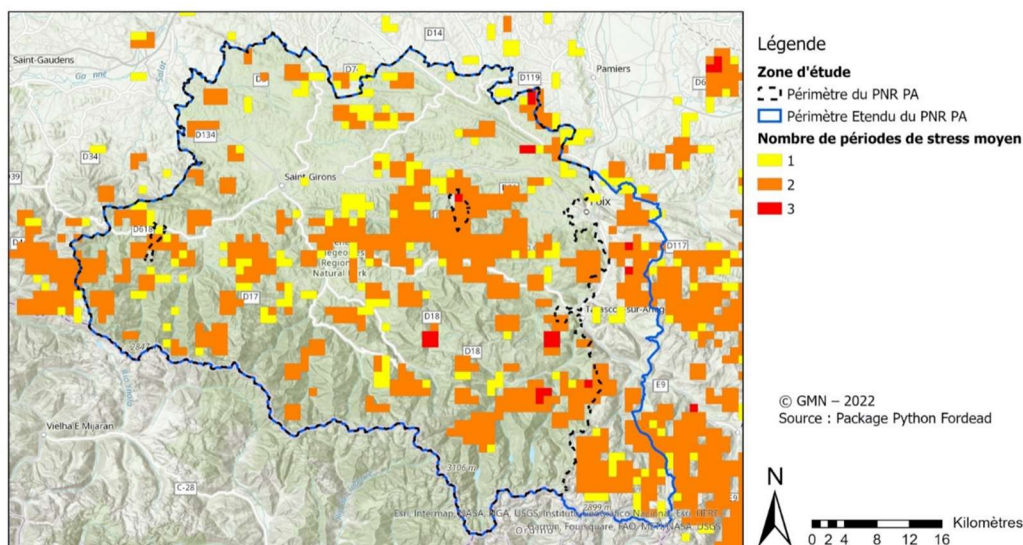


Figure 20 : Nombre de périodes de stress moyen détectées en 2019-2022

On constate que l'ensemble du massif forestier résineux a globalement été touché de façon homogène par les périodes de stress : la plupart des unités forestières a été touchée par 2 périodes de stress. On notera que, par soucis de lisibilité, la figure 20 représente les moyennes par unité forestière. Mais il est important de distinguer que localement, au sein d'une unité de forêt, les pixels n'ont pas tous été touchés de manière homogène. La plupart des pixels n'ont pas subi de stress, et ceux qui ont été stressés ont subi en moyenne 2 périodes de stress, et jusqu'à 5 périodes au maximum.

4.2.2.3. Graphiques locaux d'évolution du CRSWIR

La figure 21 présente l'évolution de l'indice CRSWIR pour un pixel stressé situé dans un peuplement de sapins ou épicéas.

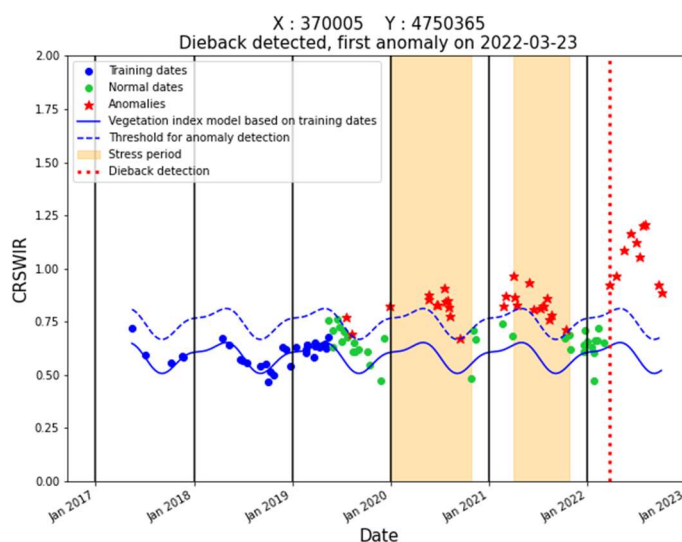


Figure 21 : Exemple de l'évolution du CRSWIR pour un pixel situé dans un peuplement de sapins ou épicéas (Bérac (09))

On observe que de nombreuses périodes de stress précèdent le dépérissement au printemps 2022. Il semble aussi que l'intensité de stress a augmenté chaque année : les anomalies deviennent de plus en plus grandes avec le temps. Le peuplement a été stressé trois années d'affilée de plus en plus intensément, ce qui peut expliquer le dépérissement en 2022. En effet, d'après Franklin et al., une accumulation de plusieurs périodes de stress dans le temps favorise un dépérissement.

4.2.3. Validation des résultats

Le jeu de données de validation des résultats (cf 4.2.1.4. Données utilisées) est divers et composé de peu de placettes de terrain.

Afin de valider les résultats, les placettes de terrain ont été comparées aux sorties *stress_periods.shp* et *periodic_results_dieback.shp* aux dates correspondantes, pour vérifier si un stress ou un dépérissement a bien été détecté par *Fordead*. Pour les placettes IFN, la détection par *Fordead* du stress ou dépérissement était validée dès lors que les sorties utilisées présentaient un pixel dans la zone tampon. Afin de compléter le peu de placettes terrain, le choix a été fait de sélectionner 25 points au hasard répertoriés comme dépérissant par *Fordead*, sur la couche *periodic_results_dieback.shp*, et de les comparer à l'orthophoto de la zone d'étude. L'orthophoto datant de 2019, les points sélectionnés concernent des dépérissements détectés en 2019. Une matrice de confusion présentée ci-dessous a été réalisée pour présenter ces résultats.

Tableau 3 : Matrice de confusion des résultats entre l'état détecté par *Fordead* et l'état observé sur le terrain

		Terrain	
		Sain	Dépérissant
Fordead	Sain	NA	3
	Dépérissant	25	4

La moitié des dépérissements répertoriés sur le terrain sont donc détectés par *Fordead*. En revanche, les dépérissements détectés par *Fordead* sont assez peu visibles sur le terrain.

Au vu du temps imparti, il n'a pas pu être vérifié que les zones détectées comme non dépérissantes par *Fordead* l'étaient également sur le terrain. Une méthode qui aurait pu être employée aurait été de générer une maille sur les zones détectées comme dépérissantes en 2019 et de choisir aléatoirement un certain nombre de points, pour ensuite vérifier sur l'orthophoto si elles ne présentaient effectivement pas de dépérissement. Cette méthode pourrait également être appliquée à l'avenir lors de la prochaine obtention d'orthophotos (cartographie tous les 3 à 4 ans).

4.2.4. Limites

Les observations terrain ont une localisation pour la plupart imprécise : par exemple, les données IFN contiennent un floutage géographique de 500m, les données Wikirenat dépendent beaucoup de la précision entrée par l'observateur. Cela apporte un biais important pour le croisement avec les sorties *Fordead*, et donne donc une validation imprécise.

De plus, les observations terrain étant assez peu nombreuses, cela rend la validation non-exhaustive et non représentative de la réalité. Il y a un manque de données assez important.

Fordead fonctionnant sur les forêts de conifères pures répertoriées dans la BD Forêt, toutes les observations terrains localisées en dehors de cette zone ne peuvent être prises en compte pour la validation. Les peuplements en forêt mélangée ne sont ainsi pas pris en compte. Cela concerne un grand nombre de données Wikirenat, qui ne sont donc pas exploitables pour cette partie.

De plus, l'une des sorties de *Fordead* attribue un indice de confiance à chaque modèle calculé (donc à chaque valeur de pixel). Cet indice de confiance rend compte de l'intensité de l'anomalie détectée, ainsi, si l'anomalie est faible, cela peut signifier que CRSWIR a détecté une chute de la teneur en eau du peuplement sans pour autant qu'un rougissement ait commencé à apparaître. Au vu du temps imparti, l'indice de confiance n'a pas pu être pris en compte dans la validation des résultats, mais ceci peut expliquer pourquoi la validation par orthophoto n'a pas été concluante.

Pour finir, le seuil de dépérissement utilisé par le groupe 3 "Etude de l'état de santé des principales essences de production" (chapitre 5) pour les placettes IFN est assez bas, donc ces placettes répertoriées comme dépérissantes ne le sont peut-être pas assez pour être détectables par *Fordead*.

4.2.5. Discussion

Dans l'ensemble, le PNRPA semble pour l'instant assez peu touché en intensité par le stress et les dépérissements sur les conifères. Cependant, une surface importante des peuplements résineux est sensible au stress hydrique : quasiment un tiers de la surface des peuplements résineux a subi des périodes de stress. Il est donc nécessaire de mettre en place des mesures d'adaptation aux changements déjà présents dont les impacts se font sentir. Si le dépérissement ne touche pour l'instant que peu de surface de conifères (1% à peine), une légère augmentation semble se profiler. Et au vu de l'intensification des stress sur l'ensemble des forêts ariégeoises, on peut s'attendre à une augmentation bien plus grande que celle visible actuellement.

On notera l'absence de périodes de stress ou dépérissement de 2022 dans les sorties graphiques. Cela n'est pas dû à l'absence de stress ni de dépérissement durant cette année, mais bien au fait que comme l'année n'est pas finie, il n'est pas possible de trancher entre les deux cas. Il est toujours possible qu'il y ait un retour à la normale avant la fin de l'année. *Fordead* a bien traité les données de 2022 pour ses modèles, mais il n'a simplement pas tranché entre période de stress et dépérissement. Dans la sortie *periodic_results_dieback.shp* qui contient les zones de dépérissements, de nombreux pixels où une anomalie a été détectée en 2022 sont indiqués sous l'intitulé *bare ground*. On supposera que cette catégorie contient à la fois ces pixels-ci, et à la fois les zones pour lesquelles une coupe sanitaire a été réalisée à la suite d'un dépérissement. Si on se fie à cette catégorie, les dépérissements de l'année 2022 s'élèveraient à maximum 324,14 ha soit 2.76 % de la surface forestière de conifères. Ce chiffre est possiblement surestimé, la variable *bare ground* contenant aussi les coupes.

Vis-à-vis de la validation des données, comme dit précédemment, il est nécessaire de nuancer ces résultats. L'absence d'un jeu de données terrain de validation suffisant n'a pas permis la calibration optimale du modèle, notamment du seuil de détection d'anomalie. Le seuil par défaut a été utilisé, c'est-à-dire celui utilisé pour la détection de dépérissements d'épicéas scolytés dans le Grand Est. Une

calibration de ce seuil grâce aux données terrain aurait permis d'obtenir des résultats plus fidèles à la réalité.

De plus, *Fordead* détecte les anomalies de stress précoces, à l'échelle de la variation de la teneur en eau dans les feuilles. Il est possible que, même avec un plus grand nombre de données terrain de validation, le programme soit plus sensible à la détection des anomalies, et que les données terrain ne soient pas assez précises pour déterminer des dépérissements précoces.

Le choix de la période de référence (05/2017 - 05/2019) peut aussi être discuté. L'absence de données Sentinel-2 avant mai 2017 a contraint le choix de la date de début, et les conseils de M. Dutrieux sur la durée optimale de la période de calibration du modèle a amené le choix de cette date de fin. Or, il est possible voire probable que des stress aient déjà eu lieu entre 2017 et 2019. Auquel cas, les pixels stressés à cette période ont été calibrés sur des périodes de stress et sont donc considérés comme "sains" pour les périodes futures. Ainsi, si un nouveau stress advient à l'avenir, il ne sera pas détecté comme tel. Les surfaces de stress et de dépérissement ont donc pu être sous-estimées du fait de ce choix de paramètre.

Il aurait été possible de poursuivre la réflexion plus loin, notamment sur l'impact des périodes de stress sur le dépérissement (de leur nombre, fréquence, incidence dans l'année, etc.), ou encore en implémentant un autre indice de végétation, le *Normalized Difference Water Index* (NDWI), dans les calculs de *Fordead*. Au regard du temps imparti, nous n'approfondirons pas ces questions-ci.

4.2.6. Pertinence de l'utilisation de l'outil Fordead par le PNRPA

Fordead est un outil intéressant, qui peut permettre de déterminer clairement les zones à enjeu. Malgré des difficultés dans l'installation du package et le téléchargement des dalles Sentinel-2, il reste relativement simple à utiliser. Il est toutefois nécessaire de comprendre le langage Python et de manipuler des logiciels de SIG. Cependant il requiert un investissement dans une station informatique performante, car les calculs réalisés prennent du temps et de l'espace de stockage. Pour donner un ordre de grandeur, les calculs de *Fordead* sur les 159 dalles Sentinel-2 ont pris une dizaine d'heures sur un ordinateur performant, et ont nécessité environ 500 Go de stockage (250 Go de dalles Sentinel-2, et 250 Go de sorties du programme). Une alternative à cet investissement pourrait être de délocaliser les calculs sur un serveur de calcul à distance, disponibles dans plusieurs universités.

En ce sens, il nous semble que *Fordead* est un outil pertinent à utiliser pour le PNRPA, pour diagnostiquer les zones à fort enjeux et pour prioriser les actions de gestion à mettre en œuvre.

4.3. Etude des dépérissements et stress hydriques sur les peuplements de feuillus par analyse d'images satellitales

4.3.1. Matériel et Méthode

Véronique Chéret et Jean Philippe Denux de l'école d'ingénieur de Purpan ont étudié à la demande du PNRPA la pertinence des données de télédétection pour le diagnostic de la vulnérabilité des forêts. Parmi plusieurs indicateurs spectraux, ils retiennent le C_{Igreen} pour l'étude des feuillus dans la mesure où il présente la plus forte variabilité spatiale, et l'étudient pour les années 2020 et 2021 (Chéret et Denux, 2022).

4.3.1.1. Choix de l'indice d'étude

Le Clgreen est un rapport entre les bandes du vert (Green) et du proche infra-rouge (NIRn), qui représentent la teneur en pigments foliaires du houppier (Gitelson et al., 2003).

$$Clgreen = \rho NIRB8a / \rho greenB3 - 1$$

Plus l'indice Clgreen est grand, plus la teneur en chlorophylle est élevée. Nous calculons la différence de cet indice entre la fin de l'été (mois d'août) et le début de l'été (mois de juin) :

$$\Delta Clgreen = Clgreen_{août} - Clgreen_{juin}$$

Une valeur négative de $\Delta Clgreen$ est donc un signe de dépigmentation du houppier, dû à un stress estival. Contrairement à Chéret et Denux, il a été choisi de ne pas normaliser cet indice, afin de pouvoir en comparer les variations entre les années. Il est étudié sur l'ensemble des forêts de feuillus du PNR étendu, sans distinction par essence.

4.3.1.2. Choix des dates d'étude

Le choix des dates des dalles d'août et de juin pour calculer cet indice répond à trois critères : un faible taux de couverture nuageuse (seuil fixé à 30%), un passage du satellite sur l'ensemble de la zone, et la volonté d'avoir des dates les plus proches possibles sur l'ensemble des années étudiées afin que la comparaison de résultat soit la plus pertinente (Tableau 4). L'année 2017 a été éliminée car la couverture était supérieure au seuil fixé de 30% sur tous les passages du satellite sur les mois. Les années 2019 et 2021 ne s'alignent pas tout à fait sur les dates à cause de ces contraintes, et l'interprétation pour ces années sera à mitiger en conséquence.

Année	Date pour le début d'été	Date pour la fin de l'été
2018	19/06	03/08
2019	05/17	05/08
2020	24/06	08/08
2021	14/06	28/08
2022	19/06	04/08

Tableau 4 : Tableau des dates des dalles utilisées pour les calculs de l'indice $\Delta Clgreen$. En gras sont mises en évidence les dates qui ne s'alignent pas avec les autres années

4.3.1.3. Traitement des nuages

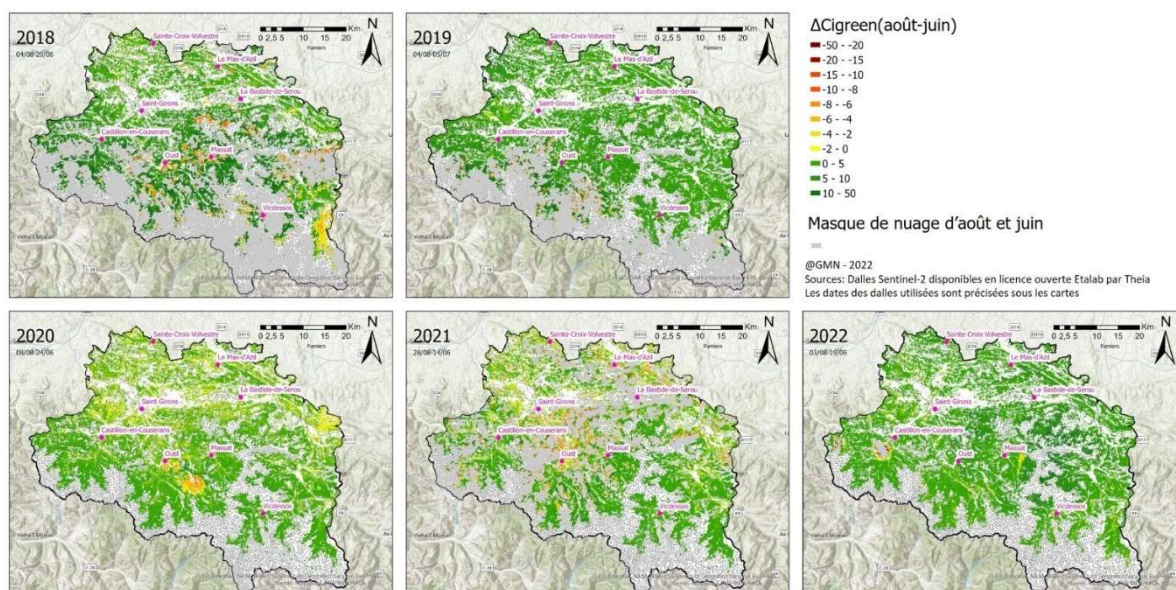
Enfin, pour pouvoir supprimer les données faussées par les nuages, il est nécessaire d'appliquer un masque sur les dalles. Le masque de nuage fourni avec les dalles Sentinel-2 n'a pas été considéré comme assez filtrant, et ne prend pas en compte les ombres projetées des nuages qui faussent les résultats. Un nouveau masque de nuages plus précis a été réalisé à partir de la bande B8A de la dalle (correspondant au proche infra-rouge pNIR), en éliminant les valeurs supérieures à 5000 pour éliminer les valeurs de nuage, et les valeurs inférieures à 1000 pour éliminer leur ombre.

4.3.1.4. Comparaison des résultats

La comparaison entre les résultats obtenus et ceux de Chéret et Denux est présentée en annexe (Annexe 12). La méthode de construction de l'ensemble des cartes est précisée dans les métadonnées associées.

4.3.2. Résultats

Pour chaque année, l'indice ΔCI_{green} a été spatialisé. Les résultats sont visibles sur la figure 22.



On observe une forte variabilité spatiale et interannuelle de l'indice, avec des zones de dépigmentation localisées pour les années 2018, 2020 et 2022, et des zones généralisées à toutes la plaine et les vallées pour les années 2020 et 2021, ce qui peut être mis en lien avec les résultats du sujet 1 (chapitre 3), qui constatait un déficit hydrique plus marqué dans les vallées.

Pour étudier plus en détail la variabilité interannuelle, les valeurs de ΔCI_{green} ont été regroupées par classes, identiques à celles de la légende de la figure 22. Puis la classe majoritaire de ΔCI_{green} présente sur la zone a été attribuée à chacune des unités forestières homogènes de la BD forêt. L'évolution temporelle du pourcentage de surface d'unité forestière pour chaque classe de ΔCI_{green} est présentée sur la figure 23.

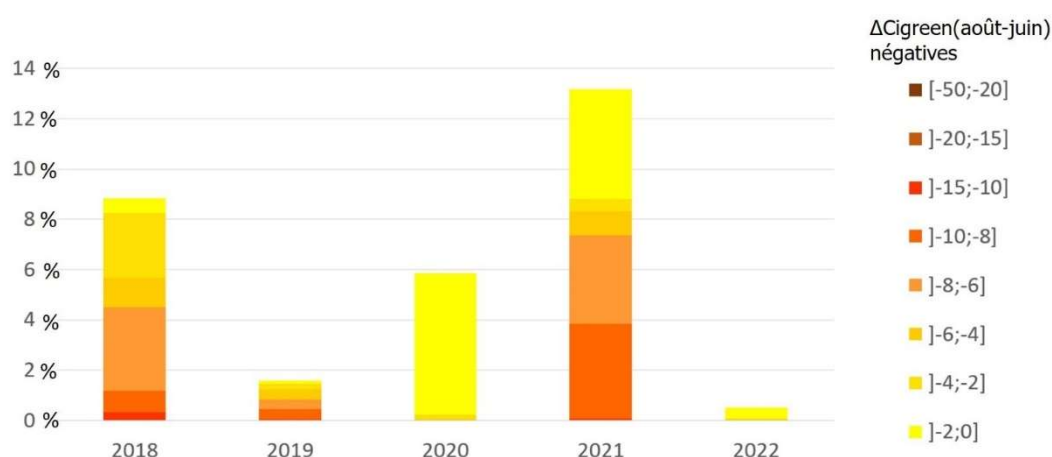


Figure 23 : Evolution temporelle du pourcentage de la surface forestière du PNR présentant une dépigmentation entre les mois d'août et juin.

Les surfaces concernées par des dépigmentations entre juin et août sont en moyenne inférieures à 10%. Elles varient fortement d'une année sur l'autre, et ne semblent pas être corrélées avec les anomalies de température présentées dans le sujet 1 "Caractérisation et cartographie de l'évolution du stock d'eau du sol disponible pour les plantes en contexte de changement climatique " (chapitre 3). L'année 2021 qui est celle présentant une plus forte dépigmentation entre août et juin alors qu'elle n'était pas identifiée comme une année extrême en termes de températures et pluies, peut s'expliquer par le choix de la date d'août beaucoup plus tardive que les autres (28 août VS première semaine d'août pour les autres années).

Les résultats de l'année 2022 de la figure 22 et 23 qui présentent les indices ΔCI_{green} les plus faibles de la séquence 2018-2022 peuvent paraître surprenants aux regards du fort stress hydrique estival qui a eu lieu. La comparaison des valeurs absolues de l'indice CI_{green} au mois de juin 2022 par rapport à l'année 2018 apporte une piste d'explication (figure 24). Bien que la variation août-juin est moins importante en 2022, à des dates presque identiques de juin, les valeurs de CI_{green} en 2022 étaient bien inférieures à celles de 2018, avec notamment une dépigmentation plus intense sur le versant Est de la vallée est. La dépigmentation liée au stress hydrique en 2022 était antérieure au mois de juin et n'est donc pas visible lors du calcul du ΔCI_{green} .

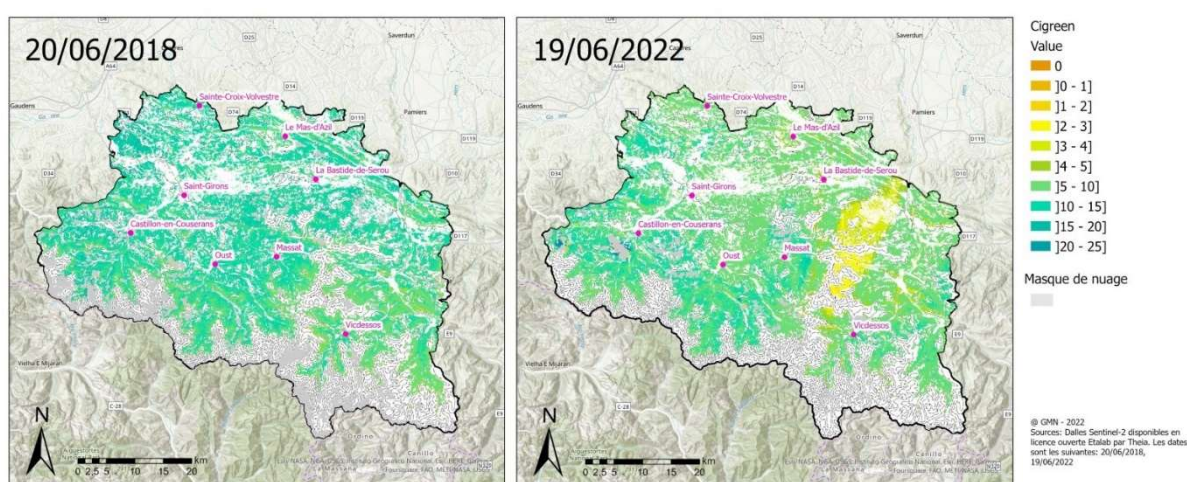


Figure 24 : Comparaison du CI_{green} de 2022 par rapport à 2018

Puisque l'accumulation des stress répétés sur une longue période de temps peut être à l'origine d'un affaiblissement des peuplements, pouvant conduire à un dépérissement (spirale de la mort, présentée par Franklin et al., 1987), la somme des valeurs de ΔCI_{green} négatives sur les 5 années a été étudiée (Figure 25). Lorsque le ΔCI_{green} était positif, ou masqué par un nuage, la valeur de 0 a été attribuée pour les pixels concernés.

On constate sur la figure 25 que les zones les plus fréquemment atteintes par des dépigmentations estivales sont les basses altitudes, notamment la vallée d'Oust à Saint-Girons, et la plaine.

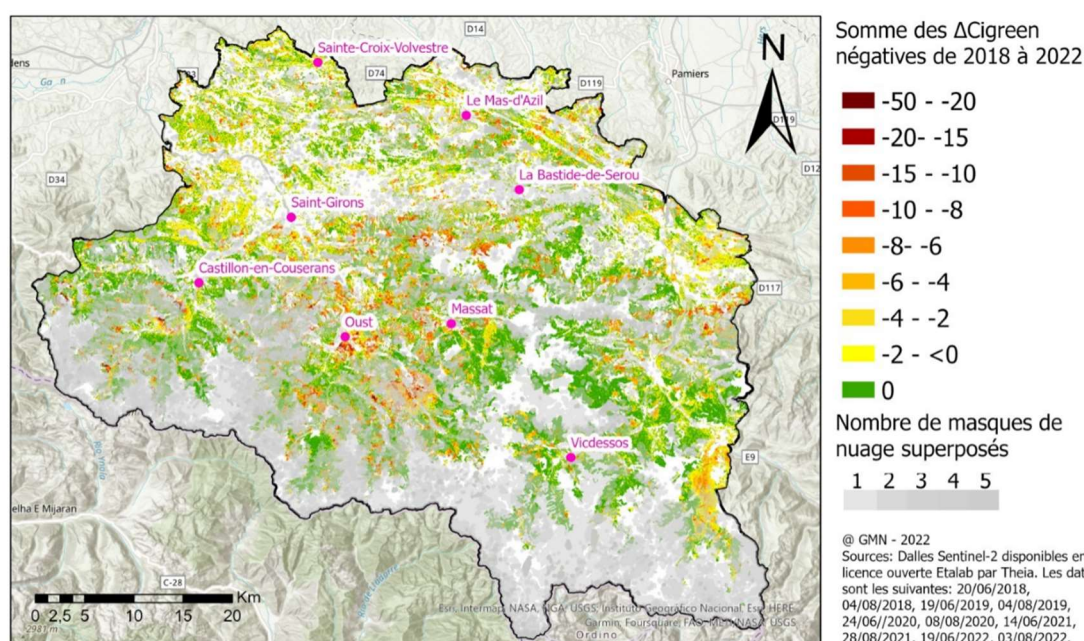


Figure 25 : Variation spatiale des dépigmentations accumulées entre août et juin de 2018 à 2022

4.3.3. Discussion de la pertinence de l'étude de ΔCI_{green} pour la détection de stress de dépérissement

L'étude du ΔCI_{green} pour appréhender les zones de stress estivaux des feuillus paraît assez prometteuse puisque l'indice présente une forte hétérogénéité spatiale, comme le soulignaient Véronique Chéret et Jean-Philippe Denux dans leur rapport (Chéret et Denux, 2022). Cependant, se contenter de cet indice conduirait à masquer les stress advenant avant le mois de juin. Dans un contexte de changement climatique où les stress hydriques se manifestent de plus en plus tôt, il pourrait être intéressant de considérer la variation de l'indice CI_{green} sur une période plus large décalée vers la fin du printemps, et en tout cas prendre en compte également les variations absolues de cet indice d'une année sur l'autre à des dates fixes, comme nous l'avons proposé pour l'année 2022.

Un grand frein à la comparaison interannuelle des variations de ΔCI_{green} réside également dans le choix contraint des dates des dalles sentinelle utilisées, puisque la comparaison ne fait sens que si les dates sont proches. Les satellites passent assez souvent sur les zones, et les couvertures nuageuses sont globalement faibles en été. Cependant, il ne balaie pas toute la dalle en entier, ce qui nous a conduit à éliminer certaines dates du fait de la trop faible surface de données acquises. Une solution serait d'agréger les dalles voisines, afin d'avoir une couverture de la zone d'étude complète.

La question de la pertinence de cet indice pour la détection de zone de stress ou de dépérissement se pose. Tout d'abord, rappelons que la résolution des données satellites est de 10m*10m, et que cet indice ne permet de détecter des anomalies spectrales qu'à l'échelle du peuplement. Ensuite, il faudrait par la méthode de validation déterminer l'existence d'un seuil de cet indice à partir duquel une valeur négative de l'indice serait corrélée à une observation terrain réelle de stress ou de dépérissement. Notre méthode de validation n'est malheureusement pas assez robuste pour déterminer l'existence de ce seuil.

4.3.4. Validation des résultats

Le jeu de validation des résultats pour les feuillus est le suivant :

- WikiRenat : Ont été sélectionnées pour la validation les observations de dépérissements recensées par les contributeurs de la plateforme, avec 20 observations pour les feuillus sur le territoire du parc (observés le 7 avril 2022 et entre le 3 et le 23 août 2022),
- IFN : 110 placettes recensant des feuillus ont été réalisées sur le PNRPA après 2018. Les placettes utilisées pour la validation sont à la fois celles présentant un dépérissement et celles répertoriées comme saines, différenciées selon la méthodologie utilisée par le groupe 3 “Etude de l’état de santé des principales essences de production” (Chapitre 5).

4.3.4.1. Méthodologie

L’indice de végétation Clgreen étant calculé pour toute la surface du PNRPA, sans seuil distinctif entre dépérissement et non-dépérissement, il n’est pas possible d’appliquer la méthodologie utilisée précédemment pour la validation des résultats *Fordead*.

Pour vérifier si l’indice Clgreen est lié au dépérissement, on veut montrer que la différence entre début et fin d’été est significativement différente pour les zones dépérissantes et les zones non dépérissantes.

Les moyennes des $\Delta\text{Clgreen}$ de 2018 à 2022 sont calculées pour chacun des pixels de la zone, et les surfaces recouvertes de nuages pour chaque année sont supprimées. Ceci permet de récupérer la valeur moyenne de $\Delta\text{Clgreen}$ pour chaque point du jeu de validation. Pour les placettes IFN, une zone tampon de 500m autour du point a été appliquée pour tenir compte du floutage appliqué sur les coordonnées. La valeur de l’indice $\Delta\text{Clgreen}$ affecté à ces placettes est la médiane des valeurs des pixels compris dans cette zone buffer.

Un diagramme en boîte présenté en figure 26 est réalisé pour présenter les résultats.

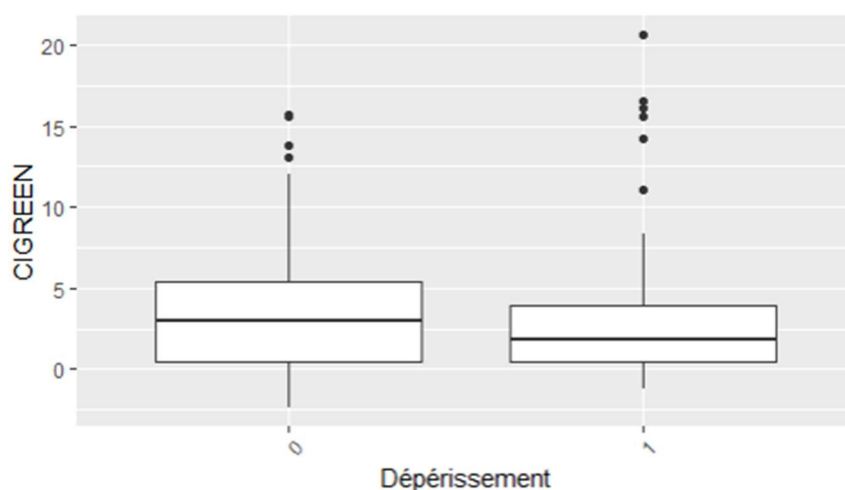


Figure 26 : $\Delta\text{Clgreen}$ annuel moyen entre 2018 et 2022 pour les données terrain ne présentant pas de dépérissement (0) et présentant un dépérissement (1)

Un test statistique anova a permis d’établir que le $\Delta\text{Clgreen}$ n’était significativement pas différent entre les placettes dépérissantes et non dépérissantes. Au vu de nos données, il est donc difficile de dire que l’indice $\Delta\text{Clgreen}$ est lié au dépérissement.

4.3.4.2. Limites

La distinction binaire faite entre des placettes de terrain considérées comme saines ou dépérissantes à partir des données IFN est discutable. En effet, comme pour la validation des résultats *Fordead*, la localisation de ces placettes est assez peu précise et apporte un biais important sur la validation des résultats. Nous avons ainsi généralisé les informations terrain de dépérissement de ces placettes à une zone beaucoup plus importante de 500m de rayon, ce qui n'est pas représentatif de la réalité. Enfin, de même que pour les placettes IFN utilisées pour la validation des résultats *Fordead*, le seuil utilisé pour déterminer si une placette est catégorisée comme dépérissante n'est pas cohérent avec l'approche satellitale via les images Sentinel-2, dont la résolution est de 100m², puisque ce seuil prend en compte de faibles pourcentages de branches mortes dans le houppier, ce qui est donc peu visible sur les images satellitales.

De plus, bien que le nombre de données terrain soit plus important ici, il reste insuffisant pour représenter la réalité du terrain. Enfin, la présence de nuages sur la zone au cours des différentes années ne laisse, après la concaténation des couches masquées de ces différentes années, que peu de surface exploitable pour la validation.

Un plus grand nombre de données terrain précisément localisées ainsi que la réalisation de ce travail avec des dates comprenant une moindre quantité de nuage auraient pu donner de meilleurs résultats.

La validation des résultats étant peu concluante et par manque de temps, le seuil de dépérissement n'a pas été déterminé. Il aurait fallu pour cela réaliser un graphique représentant l'indice Clgreen en abscisse et les placettes dépérissantes (1) ou non (0) en ordonnée, ce qui aurait pu permettre de mettre en évidence une valeur de $\Delta Clgreen$ en dessous de laquelle les placettes sont catégorisées comme dépérissantes.

4.4. Analyse des zones de stress et de dépérissement en fonction des facteurs environnementaux

4.4.1. Analyse de l'influence des conditions environnementales et du type d'essence sur le dépérissement des conifères

La relation entre dépérissement et conditions environnementales a été étudiée selon 4 variables quantitatives que sont l'altitude, le bilan hydrique climatique (BHC), le déficit d'évapotranspiration (DE) et la réserve utile en eau (RU), ainsi que selon une variable qualitative, le type d'essence. La recherche de corrélation a été faite sur R après traitement des couches SIG.

Pour ce qui est des variables quantitatives, une régression linéaire a été faite sur R. Les matrices de corrélations réalisées sont représentées en Annexe 13, 14, 15 et 16. Nous remarquons qu'il n'y a à priori pas de corrélation entre la proportion de pixels dépérissant et les paramètres environnementaux. Cependant, pour en être sûr, il faut étudier les p-values de ces variables.

Nous remarquons sur les sorties R (modèles linéaires) en Annexe 17, 18, 19 et 20 que seule l'altitude a une p-value significative (inférieure à 0,05). Ainsi, la proportion de pixels dépérissant est corrélée à l'altitude mais pas aux autres variables quantitatives (BHC, DE et RU). Le coefficient de l'altitude étant négatif, cela signifie que plus l'altitude est faible, plus il y a de dépérissement. Ce paramètre est important à prendre en compte dans une optique d'adaptation au changement climatique.

Pour ce qui est du type d'essence (variable qualitative), après avoir réalisé une ANOVA à un facteur (Analyse de la variance : test statistique qui permet d'établir s'il y a une corrélation entre une variable quantitative et une variable qualitative), on remarque après analyse du modèle que les seules essences ayant une p-value représentative sont les pins à crochets et cembro. En effet, la proportion de pixels dépérissant est proche de 0 pour ces essences (figure 27). Ces essences ont un coefficient négatif, ce qui veut dire qu'elles sont moins touchées par le dépérissement que les autres (Annexe 21). Ce paramètre est important à prendre en compte car ces essences moins touchées par le dépérissement pourraient remplacer celles qui y sont plus sensibles.

De plus ces essences sont des essences de haute altitude, et on a vu précédemment que le dépérissement était plus observé à faible altitude, ce qui explique en partie l'absence de dépérissement de ces pins. Néanmoins la corrélation entre les deux variables n'a pas été étudiée et il ne s'agit donc que d'une hypothèse.

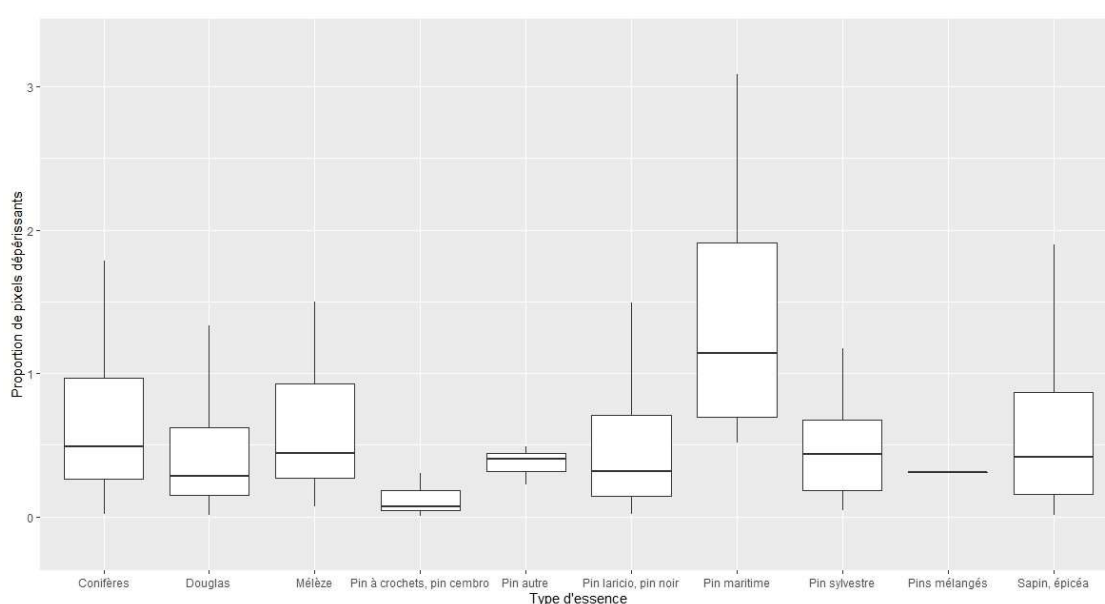


Figure 27 : Graphique de la proportion de pixels dépérissant en fonction du type d'essence

4.4.2. Analyse de l'influence des conditions environnementales sur le dépérissement des feuillus

Pour ce qui est des feuillus, l'analyse n'a été effectuée qu'avec le type d'essence par manque de temps, mais il serait intéressant de poursuivre l'analyse avec d'autres variables environnementales. Une analyse de modèle a donc été effectuée avec un modèle statistique ANOVA à un facteur. On remarque en Annexe 22 que toutes les essences sont significativement corrélées au ΔC_{lgreen} , malgré une faible variation ($p\text{-value} < 0.05$).

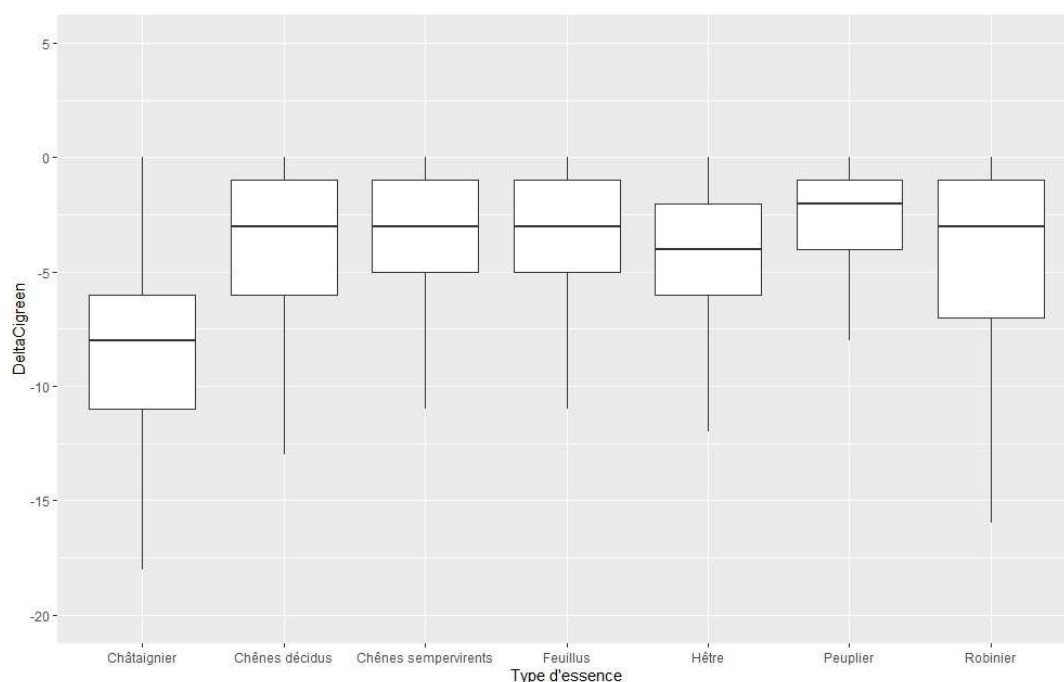


Figure 28 : Graphique de l'indice ΔCI_{green} en fonction du type d'essence

La figure 28, représentant l'indice ΔCI_{green} en fonction du type d'essence, nous permet de constater que le châtaignier semble plus affecté par le dépérissement que les autres essences, ce qui peut être lié aux problèmes sanitaires, notamment cynips, chancre et encre. Il faudrait alors surveiller les châtaigneraies et éventuellement mettre en place des mesures de gestion spécifiques à celles-ci.

4.5. Conclusion générale

L'utilisation de la télédétection est pertinente pour appréhender les dépérissements sur le territoire du PNRPA, et les résultats obtenus sont très prometteurs. Néanmoins, une valorisation de ces données ne peut être rigoureuse sans l'application d'une méthode de validation robuste, que ce soit pour les résultats de *Fordead* ou l'étude d'indices spectraux. En plus de la multiplication des observations terrains, il nous semble nécessaire d'appliquer un protocole spécialisé d'observation de stress et dépérissement adapté à l'objectif de validation de données satellites, qui s'appliquerait sur des placettes de même dimensionnement que la résolution des dalles Sentinel, et où serait relevée une observation effectivement visualisable par satellite, comme un rougissement du houppier généralisé à la placette.

L'imagerie satellitale, les indices infrarouges de végétation et *Fordead* sont des outils intéressants que le PNRPA pourrait utiliser à l'avenir. Nous aurions aimé aller plus loin dans la réflexion, et dans la compréhension des zones de stress et de dépérissement. Nous sommes tout de même satisfaits du travail fourni dans le temps imparti. Il est cependant nécessaire d'obtenir un jeu de données terrain suffisant pour valider les résultats, qui permettrait au PNRPA de poursuivre les travaux initiés durant ce projet.

5. Détermination des facteurs liés au dépérissement des principales essences de production et réalisation de cartes de vulnérabilité

(Aurélien BUREAU-THIBAUT, Eléonore CHENEVOIS, Romain DELASALLE, Pauline DUWE, Orhan GRIGNON, Alice LECOEUCE, Laura STANIC, Baptiste TORLAI)

5.1. INTRODUCTION

Parmi les multiples impacts potentiels des changements climatiques sur les forêts, l'augmentation de la mortalité des arbres figure parmi les plus préoccupants et les plus étudiés. Bien que de forts dépérissements forestiers n'aient pas, pour le moment, été relevés au sein du PNRPA, il est essentiel de suivre l'état de santé des principales essences et de comprendre les causes des dépérissements actuels, afin d'anticiper les impacts des changements à venir.

L'objectif dans cette partie est donc de réaliser un état des lieux des dépérissements et de leur évolution pour les principales essences du PNRPA à partir des données de terrain, puis de déterminer les variables environnementales corrélées au dépérissement, afin de réaliser, grâce à des modèles, des cartes de vulnérabilité pertinentes.

Les questions auxquelles ce chapitre va s'intéresser sont donc les suivantes :

- A partir des données de l'inventaire forestier de l'IGN, quel est l'état actuel du dépérissement et quel a été son évolution pour les essences étudiées ? Quel indicateur choisir pour suivre le dépérissement ?
- Quelles sont les variables permettant d'expliquer ces dépérissements ? Varient-elles selon les essences ?
- Quels types de modèles statistiques sont les plus efficaces pour prédire le dépérissement des essences étudiées ? Ces modèles discriminent-ils les mêmes variables ?
- Quelles sont les zones de plus forte vulnérabilité face aux changements climatiques à l'échelle du parc, pour les essences étudiées ?

Une comparaison avec les études existantes, et une analyse des intérêts/limites de la méthode mise en œuvre s'ajoute à l'étude du dépérissement et de ses causes afin d'avoir une vision plus complète des résultats.

5.2. Méthodologie

5.2.1. Zone d'étude

A l'échelle de la chaîne pyrénéenne, il existe de forts gradients écologiques sur l'axe Est-Ouest, principalement en termes de précipitations et de températures. L'ouest de la chaîne, sous influence atlantique, est plus frais et plus humide que l'est, sous influence méditerranéenne (voir Annexe 23).

A l'échelle du PNRPA, ces gradients écologiques sont trop restreints pour calibrer des modèles statistiques intégrant leur impact sur la mortalité. La zone d'étude a donc été élargie dans ce chapitre pour inclure les départements suivants : Hautes Pyrénées, Haute Garonne, Ariège, Aude, Pyrénées Orientales.

5.2.2. Période d'étude

Pour l'étude de l'évolution des dépérissements, la période choisie s'étend de 2009 à 2021, car les changements de protocoles de l'IFN survenus avant 2009 ne permettent pas d'intégrer des données antérieures à cette date.

Pour l'étude des dépérissements actuels et pour la calibration des modèles, la période choisie s'étend de 2017 à 2021. Le choix de cette période résulte d'un compromis entre le nombre de placettes souhaité pour effectuer les analyses et la volonté d'étudier les signes de dépérissement sur une période récente.

Les variables climatiques sont extraites sur la période 2007-2020, afin de prendre en compte l'impact potentiel d'événements climatiques anciens sur les dépérissements actuels.

5.2.3. Essences étudiées

Six essences sont étudiées :

- Le Sapin pectiné (*Abies alba*)
- Le Hêtre (*Fagus sylvatica*)
- Le Châtaignier (*Castanea sativa*)
- Le Chêne pédonculé (*Quercus robur*)
- Le Chêne sessile (*Quercus petraea*)
- Le Chêne pubescent (*Quercus pubescens*)

Ces essences ont été sélectionnées du fait de leur importance pour les filières bois locales (Hêtre : 35586,92ha sur le PNRPA ; Chênes décidus : 14190,14ha), de leur sensibilité face aux changements climatique (Sapin : 6355,22ha) ou de leur importance patrimoniale (Châtaignier : 1736,89ha) (BD ForêtV2).

La répartition des essences au sein du PNRPA ainsi que des éléments d'autécologie sont présentés en Annexes 24 et 25.

5.2.4. Données utilisées

Les jeux de données utilisés comprennent d'une part la variable à expliquer -le dépérissement, étudié à l'échelle de la placette, grâce aux relevés de l'inventaire forestier de l'IGN- et d'autre part les variables explicatives, qui sont liées aux caractéristiques du peuplement, aux conditions écologiques, aux conditions climatiques ou aux évolutions climatiques.

5.2.4.1. Choix de la variable à expliquer

Le dépérissement est vu par deux indicateurs de l'inventaire forestier de l'IGN : la mortalité de branche (variable MORTB) et la présence d'arbres morts (variable VEGET). Ces deux variables, relevées à l'échelle de l'arbre, sont utilisées pour construire la variable depESSENCE_5, qui donne, pour une essence donnée sur une placette, le nombre d'arbres dominants ou co-dominants présentant une mortalité de branche supérieure ou égale à 5%, en incluant les arbres morts depuis moins de cinq ans (hors chablis). Le détail des calculs effectués pour le choix des arbres (co)dominants est présenté en annexe 26. Ne prendre en compte que les arbres (co)dominants permet de ne pas prendre en compte la mortalité par compétition, que différentes études (GMN 2021 AgroParisTech, 2021; Taccoen, 2019) identifient comme étant une cause très fréquente de la mort des arbres dominés.

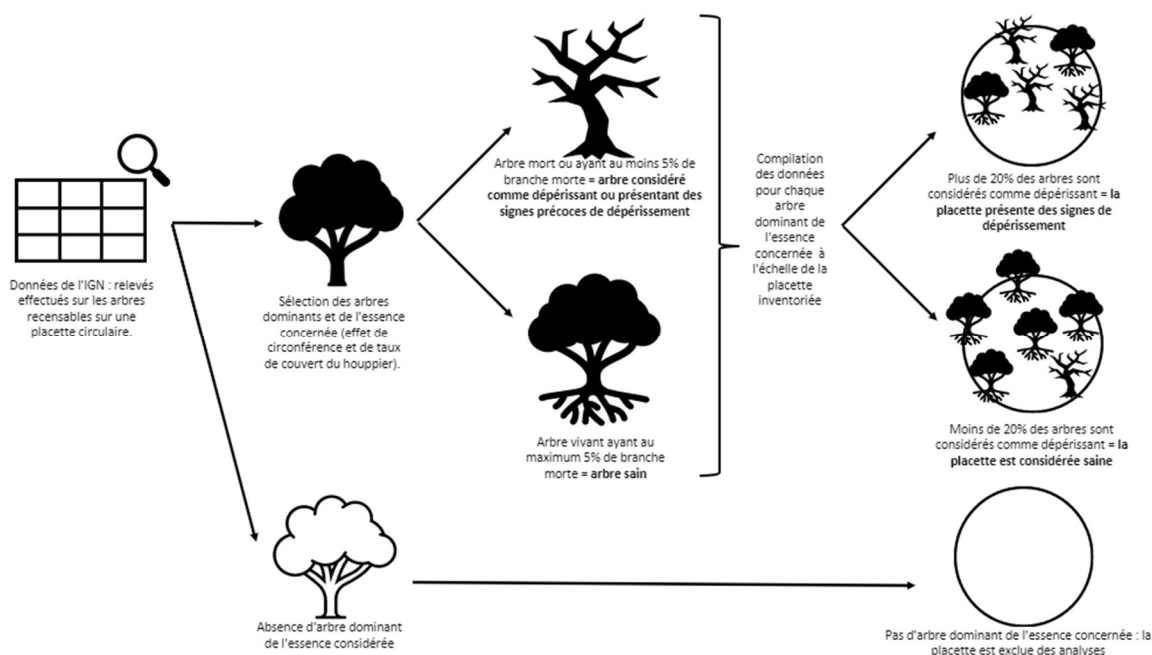


Figure 29 : Schématisation du processus de définition du dépérissement

A l'échelle de la placette, le seuil de 20% a été retenu pour différencier les placettes considérées comme "saines" des placettes considérées comme "présentant des signes précoces de dépérissement" (Fig. 29).

Il est important de noter pour la suite de l'étude que le seuil de dépérissement retenu est très précoce, et ne traduit pas une mort prochaine probable des arbres de la placette mais bien la présence de signes avant-coureurs, indicateurs d'un stress. Ce choix a été motivé par l'état globalement bon des forêts du PNRPA : étudier des signes de dépérissement avancés aurait conduit à sélectionner un nombre trop faible de placettes pour effectuer des analyses pertinentes.

La variable explicative choisie est donc un proxy du dépérissement, transformée en variable binaire (1 : présence de signes précoces de dépérissement sur la placette - 0 : absence de signes précoces de dépérissement).

5.2.4.2. Choix des variables explicatives

Pour expliquer les signes de dépérissement observés sur les placettes, des variables liées au peuplement, au type de sol, au climat, et à l'évolution du climat ont été considérées. Le choix de ces variables s'est notamment fait en tenant compte des résultats obtenus dans la thèse de A. Taccoen.

A) Peuplement

Quatre types de variables relatives au peuplement à l'échelle de la placette ont été sélectionnées parmi les données IFN disponibles. Il s'agit de données relatives à la structure du peuplement et à sa gestion. A partir des données à l'échelle de l'arbre, les variables explicatives liées à la structure ont été calculées en prenant en compte à la fois les arbres dominés et dominants. Il s'agit de la surface terrière totale du peuplement, de la surface terrière des six essences étudiées, du taux de couvert total des arbres, des essences principale et secondaire du peuplement, et de la richesse spécifique de la placette (voir détails en annexe 27). D'autres variables ont été intégrées pour indiquer si la parcelle est une plantation, et si la présence de signes d'exploitation ou de coupe récente sont observés sur la parcelle.

B) Climat

Quinze variables climatiques de la base de données Digitalis V3 ont été utilisées. Une extraction des données a été réalisée pour chaque placette grâce à ses coordonnées. Il s'agit de données de températures maximales estivales, températures moyennes, précipitations, bilan hydrique climatique, déficit d'évapotranspiration et réserve utile en eau du sol (formule de Thornthwaite, (Lebourgeois & Piedallu, 2005)). Pour toutes ces variables, les moyennes annuelles et les moyennes estivales (moyenne des mois de juin, juillet, août) sont également utilisées, ainsi que les moyennes des températures minimales printanière et hivernales pour intégrer l'impact des gelées tardives sur le dépérissement.

Pour intégrer au modèle l'évolution du climat, les moyennes de quatre variables climatiques sont calculées sur une période de référence (1961-1985) et sur une période récente remontant jusqu'à dix ans avant le début de nos relevés (2007-2020) afin de calculer des anomalies climatiques relatives (voir détails en annexe 27). Il s'agit des anomalies de température moyenne annuelle, de précipitations annuelles, de bilan hydrique climatique et de déficit d'évapotranspiration.

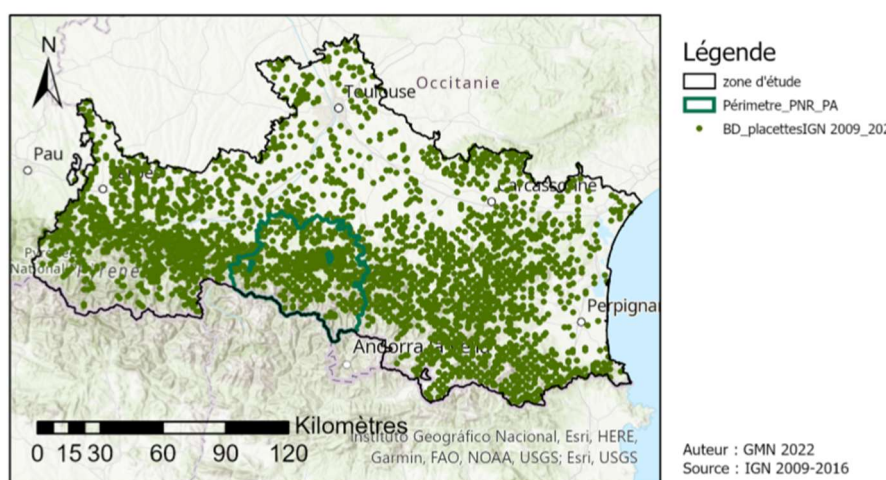
C) Pédologie, topographie

A l'échelle de la placette, neuf variables ont été sélectionnées parmi les données IFN disponibles (voir détails en annexe 27). Il s'agit de variables relatives à la topographie, à la texture et à la profondeur du sol, à des signes éventuels d'hydromorphie, ainsi qu'à la nature de la roche mère et au type d'humus. Afin de limiter le nombre de classes, certaines variables ont été simplifiées (voir détails en annexe 27).

Finalement, la sylvo-écorégion de la placette a été intégrée en tant que variable explicative pour rendre compte de la spatialité du dépérissement. Le choix des variables a abouti à un total de 15 variables qualitatives et 26 variables quantitatives.

5.2.4.3. Placettes de l'inventaire forestier de l'IGN

Les choix décrits ci-dessus conduisent à sélectionner un jeu de 975 placettes issues de l'inventaire forestier de l'IGN sur la période 2017-2021 (3237 placettes sur la période 2009-2021), dont 140 (respectivement 482) sont situées dans l'emprise du PNRPA. La localisation des placettes étudiées sur la période 2017-2021 est illustrée sur la figure 30. Les effectifs de placettes par période et pour chaque essence sont données en annexe 28.



On dispose finalement de 975 placettes, pour lesquelles on dispose de leur état de santé (saine / présentant des signes précoces de dépérissement) et de 41 variables explicatives potentielles.

5.2.5. Construction des modèles logistiques

5.2.5.1. Modèles utilisés

Trois modèles sont comparés pour déterminer les variables explicatives de signes précoces de dépérissement. Il s'agit du Modèle Linéaire Généralisé (GLM), du modèle Random Forest (RF), et du modèle Boosted Regression Trees (BRT). Chacun de ces trois modèles est appliqué indépendamment aux six essences considérées, puisque les facteurs de dépérissement de ces essences peuvent être différents.

Les GLM sont une extension des modèles linéaires classiques, qui peuvent être utilisés lorsque les réponses ne sont pas de type numérique continue. Ils sont donc adaptés lorsque les données sont binaires et suivent une distribution binomiale, ce qui est le cas de la variable étudiée ici.

Les modèles RF et BRT sont des modèles d'apprentissage automatique qui permettent d'agréger des arbres de classification. Ils permettent d'expliquer des variables qualitatives ou quantitatives (ici, si la placette présente des signes de dépérissement ou non) par des variables qualitatives ou quantitatives. Le principe de fonctionnement des deux modèles sont les mêmes mais la manière d'agréger les arbres créés entre eux pour arriver au modèle diffère (voir annexe 29).

Pour chaque essence, on ne dispose que d'un nombre limité de placettes, et donc de données pour entraîner les modèles. Avec le modèle GLM, on va donc utiliser la méthode du bootstrap pour "augmenter" artificiellement la taille de l'échantillon. En effet, le bootstrap est une méthode d'échantillonnage qui fait de l'inférence statistique, c'est-à-dire qui généralise les caractéristiques d'un échantillon de données à un plus grand groupe. Le modèle est calibré plusieurs fois, sur un sous-échantillon différent, prélevé aléatoirement parmi le jeu de données final. Les modèles RF et BRT réalisent automatiquement des bootstrap et des validations croisées.

5.2.5.2. Présélection de variables non-corrélées pour le GLM

Les 41 variables explicatives sont des variables actives, c'est-à-dire qu'elles sont manipulées par le modèle pour sa construction. Dans le cas des modèles statistiques linéaires comme le GLM, utiliser des variables fortement corrélées peut engendrer des problèmes lors de la construction du modèle. Cette multi colinéarité des variables rend difficile l'interprétation des coefficients de régression. En effet, des variables corrélées expliquent le même phénomène, ce qui peut induire des biais d'estimation des modèles.

Ainsi, dans le cas du modèle GLM, un tri des variables a été effectué en amont de la construction du modèle afin d'éliminer les variables trop fortement corrélées.

Lorsqu'un choix s'impose entre deux variables fortement corrélées (coefficient de corrélation de Pearson supérieur à 0,75 (Lebourgeois & Piedallu, 2005; Taccon, 2019)), un modèle linéaire simple a été construit avec chacune des variables, afin de comparer leur significativité. Les critères de comparaison utilisés sont les suivants :

1. L'AIC ("Akaike Information Criterion") qui est une mesure de la qualité de prédiction du modèle statistique. Plus le critère est faible, plus le modèle est de bonne qualité.
2. La déviance (D^2), qui est un indicateur de la pertinence de la variable pour la réalisation du modèle.

3. La p-value, qui est utilisée pour quantifier la significativité statistique d'un résultat. Le seuil choisi est de 0,05 afin d'assurer une estimation correcte de la valeur au sein d'un intervalle de confiance de 95%.

Une exception a été faite pour certaines variables d'évolution climatique, corrélées aux variables climatiques actuelles, mais qui ont été conservées car ayant un sens à part et un intérêt particulier dans le cadre de notre étude.

Pour les modèles RF et BRT, ces tris sont effectués automatiquement, une pré-sélection manuelle des variables n'est donc pas nécessaire.

5.2.5.3. Critères de sélection et de validation des modèles

Les indicateurs de performance utilisés pour identifier la qualité des modèles sont issus de la matrice de confusion du modèle, c'est-à-dire le tableau croisant les effectifs des placettes saines et dépérissantes, observées et prédites par le modèle. Quatre indicateurs ont été sélectionnés pour identifier la qualité des modèles :

- La sensibilité : la proportion de placettes prédites comme dépérissantes sur le nombre de placettes effectivement dépérissantes. Ce critère indique la capacité du modèle à identifier les placettes dépérissantes.
- La spécificité : la proportion de placettes prédites comme saines sur le nombre de placettes effectivement saines.
- Le succès : la proportion de placettes dont l'état sanitaire est bien prédit sur le nombre total de placettes.
- L'Area Under Curve (AUC) de la courbe Receiver Operating Characteristic (ROC), qui traduit les performances de classification du modèle. Une valeur de 50% est proche du hasard.

Pour ces quatre indicateurs, plus leur valeur est proche de 1, meilleur est le modèle.

5.2.6. Cartographie des zones de vulnérabilité

La cartographie prédictive des zones de vulnérabilité à partir des modèles est effectuée sur l'emprise du PNRPA. Pour pouvoir utiliser les modèles de vulnérabilité établis par l'étape décrite ci-dessus, il faut disposer des cartographies de chaque variable explicative entrant dans ces modèles :

- **Donnée spatialisée disponible** : certaines cartes ont pu être réutilisées directement, c'est notamment le cas pour les variables climatiques. Dans le cas des variables qualitatives, la typologie a été reprise pour coller à celle de notre base de données, par exemple pour la géologie.
- **Donnée spatialisée non disponible** : En l'absence de cartographie préexistante, une interpolation par krigeage d'indicateurs (Walter, 1993) a été réalisée à partir des données des relevés IFN. C'est le cas de la profondeur du sol, de la texture et de la présence d'hydromorphie.
- **Variable peuplement** : Une cartographie fiable des conditions de peuplement étant impossible à obtenir, la valeur des paramètres peuplement a été fixée à une valeur constante sur l'ensemble du PNR. Cette valeur correspond à la modalité la plus représentée dans le cas d'une variable qualitative ou à la moyenne des placettes IFN de la zone d'étude pour les variables quantitatives.

Par contrainte de temps et de complexité des opérations, seul le modèle GLM a été utilisé pour faire les cartographies de vulnérabilité.

5.3. Résultats

5.3.1. Etat des lieux du dépérissement et de son évolution

5.3.1.1. Etat des lieux sur la période 2017-2021

Les placettes étudiées sont représentées sur les figures 31, 32 et 33, afin de dresser un portrait des dépérissements récents pour chaque essence. Le code couleur permet de différencier les placettes considérées comme saines (classe [0;20[: moins de 20% d'arbres présentant des signes précoces de dépérissement, en vert) de celles considérées comme présentant des signes précoces de dépérissement, avec une distinction par classes ([20;40[, [40;60[, [60;80[, [80;100]). On constate que les différentes essences ne présentent pas les mêmes schémas de dépérissements.

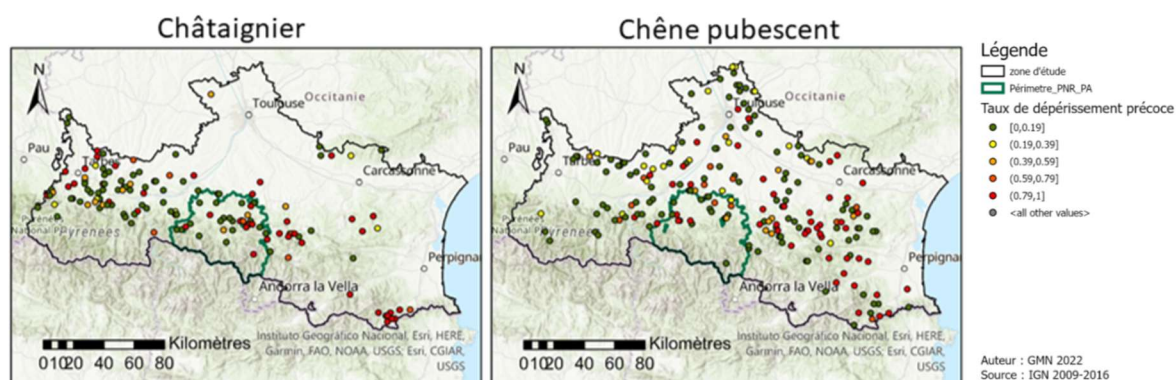


Figure 31 : Etat sanitaire des placettes étudiées pour le châtaignier et le chêne pubescent, pour la période 2017-2021

Le châtaignier et le chêne pubescent présentent beaucoup de signes de dépérissement précoces (respectivement 48,3 et 46% des placettes sur lesquelles on retrouve ces essences présentent des taux de dépérissements précoces supérieurs à 20%). La répartition de ces placettes (voir figure 31) ne semble pas suivre de gradient spatial clair. En revanche, la bibliographie (D.S.F, 2018) permet d'identifier pour ces deux espèces la présence de pathogènes/ravageurs dans la zone d'étude (chancre et cynips pour le châtaignier, bupreste du chêne pour le chêne pubescent), qui sont probablement en partie responsables des signes de dépérissement observés.

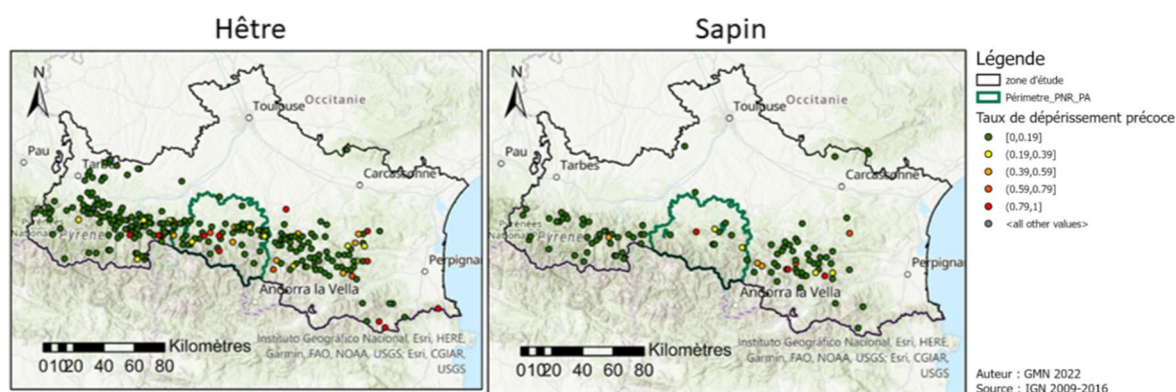


Figure 32 : Etat sanitaire des placettes étudiées pour le sapin et le hêtre, pour la période 2017-2021

Le hêtre et le sapin présentent relativement peu de signes précoces de dépérissements (respectivement 14 et 11% des placettes sur lesquelles on retrouve ces essences présentent des taux de dépérissement précoces supérieurs à 20%). La répartition de ces placettes semble suivre un gradient Est-Ouest, avec davantage de signes précoces de dépérissement à l'est (Fig. 32).

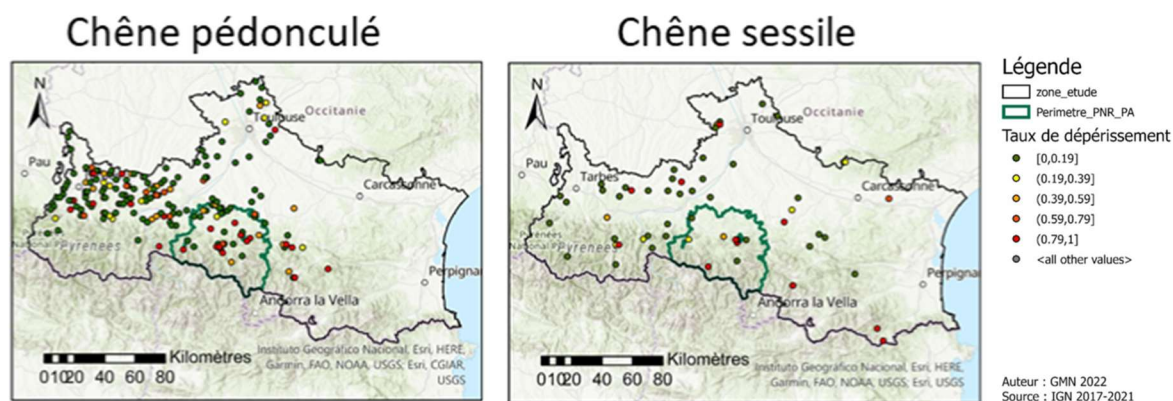


Figure 33 : Taux de dépérissement précoce par placette pour le hêtre et le sapin, pour la période 2017-2021

Enfin, les chênes sessiles et pédonculés, avec pour chacun 34% des placettes sur lesquelles on les retrouve présentant des taux de dépérissement précoce supérieurs à 20%, ne semblent pas présenter de schéma spatial particulier dans la répartition des placettes considérées comme présentant des signes de dépérissements précoces (voir figure 33). Il est important de noter que la distinction sur le terrain de ces deux espèces est difficile et que des erreurs d'identification ont pu être commises.

Le tableau présenté en annexe 30 résume les effectifs de placettes obtenues par essence et par zone d'étude sur la période 2017-2021. Il permet de constater que :

- Les essences présentant le plus de signes précoces de dépérissement ne sont pas les mêmes selon la zone d'étude :
 - Sur la zone d'étude étendue, les essences les plus touchées sont le châtaignier et le chêne pubescent.
 - Sur l'emprise du PNRPA, les essences les plus touchées sont le chêne sessile et le chêne pédonculé.
- Le taux de placette présentant des signes précoces de dépérissement est plus élevé sur l'emprise du PNRPA que sur la zone d'étude étendue pour toutes les essences considérées, sauf pour le châtaignier.

Il est important de noter que les effectifs de placettes sont très faibles pour certaines essences. Il convient donc de manipuler les résultats avec précaution.

Un bilan cartographique des signes précoces de dépérissement à l'échelle du PNRPA est également présenté en annexe 31.

5.3.1.2. Evolution du dépérissement sur la période 2009-2021

La figure 34 illustre l'évolution du taux moyen d'arbres présentant des signes précoces de dépérissement sur la période 2009-2021 dans la zone du PNRPA. En annexe 32 est présentée la même carte pour la zone d'étude étendue aux 5 départements étudiés. Il est important de noter avant toute analyse, que ces taux de dépérissements sont calculés à partir d'un nombre faible de placettes. En effet, on compte en moyenne 232 placettes par année entre 2009 et 2021 sur l'emprise de la zone d'étude et 37 dans l'emprise du PNRPA (cf. Tableau des effectifs en annexe 28). Il arrive également que pour une année et une essence donnée, il n'y ait qu'une placette pour l'essence considérée dans le cas du PNRPA. Les résultats sont donc à considérer avec précaution.

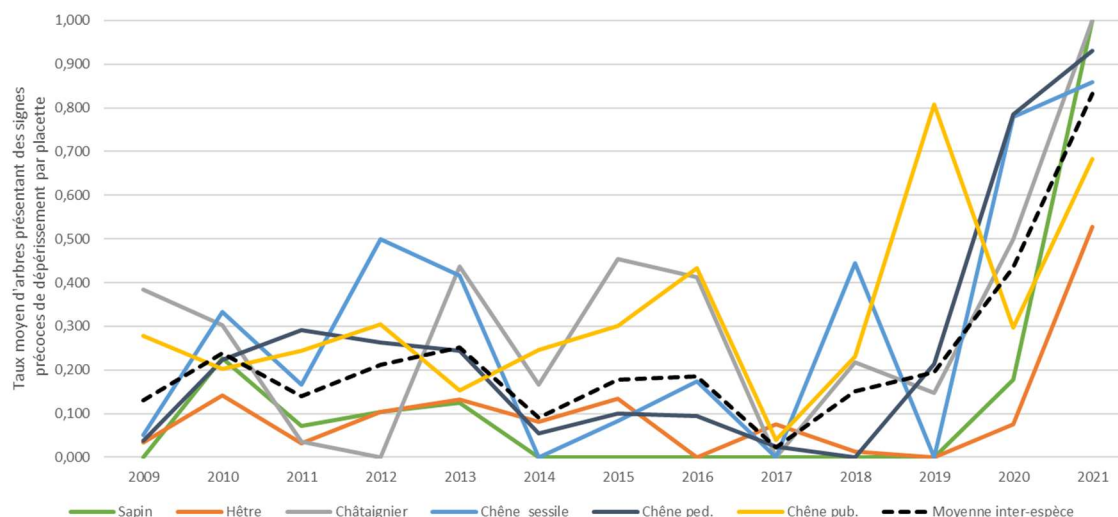


Figure 34 : Taux moyen d'arbres par placette présentant des signes précoces de dépérissement à l'échelle du PNRPA, par année et par essence sur la période 2009-2021

(Effectifs de placettes moyen/essence/année : Sapin 2,7 ; Hêtre 13,4 ; Châtaignier 5,8 ; Chêne ses. 3,4 ; Chêne péd. 6,7 ; Chêne pub. 5,2)

Malgré les limites précédemment évoquées pour ces deux graphiques, on observe une tendance à la hausse du taux d'arbres présentant des signes de dépérissement précoce dans les deux zones considérées à partir de l'année 2017.

Les graphiques d'anomalie présentés en annexe 33 et 34 permettent d'illustrer le caractère "anormal" des signes précoces de dépérissement observés pour les années 2020 et 2021 : en effet, pour ces deux années et pour toutes les essences étudiées (2021 uniquement pour le Hêtre), les taux moyens d'arbres par placette présentant des signes précoces de dépérissement sont largement au-dessus de la moyenne de la période 2009-2021.

5.3.2. Résultats des modèles statistiques

Pour chacun des trois modèles effectués (GLM, RF, BRT) avec chacune des six essences, la démarche d'analyse des résultats est la suivante :

- Evaluer la performance du modèle pour juger de la fiabilité des résultats,
- Identifier les variables expliquant les signes de dépérissement précoce des parcelles,
- Etudier les courbes de réponses du dépérissement en fonction de ces variables, pour identifier comment chaque variable influence le dépérissement.

Pour le modèle RF, l'annexe 35 présente l'importance des différentes variables dans l'explication des signes précoces de dépérissement. Pour le modèle BRT, l'annexe 36 présente les courbes de réponse des variables principales expliquant les signes de dépérissements de chaque espèce, ainsi que les interactions de ces variables entre elles. Pour le GLM, les annexes 37 et 38 montrent respectivement les courbes de réponse des variables significatives dans le modèle, et les équations des modèles statistiques.

Pour chacune des essences, un bilan des variables expliquant le dépérissement des placettes a été construit. Les tableaux récapitulatifs des variables sélectionnées par les différents modèles sont en annexes 39, 40, 41, 42, 43 et 44. Les noms et le détail des variables utilisées dans les modèles sont disponibles en annexe 27.

Par manque de temps, le GLM n'a pas pu être appliqué aux 3 essences de chênes.

5.3.2.1. *Hêtre* (annexe 39)

Dans les modèles GLM, RF et BRT, la vulnérabilité du hêtre répond de manière similaire au bilan hydrique climatique et au déficit d'évapotranspiration, qui représentent pratiquement le même phénomène : la vulnérabilité diminue lorsque les arbres se trouvent dans de meilleures conditions hydriques. Le BRT affiche un seuil clair à partir duquel la vulnérabilité chute drastiquement, tandis que les 2 autres montrent une courbe qui décroît puis se stabilise à un plafond de vulnérabilité minimale. Les anomalies jouent également un rôle important, selon les RF et BRT. Dans l'ensemble, le hêtre semble davantage affecté par les conditions hydriques et leur évolution que par la température en elle-même.

On note également que la densité du peuplement diminue la vulnérabilité, qu'elle soit représentée par la surface terrière ou la fermeture du couvert. Ce résultat, qui va à l'encontre de la bibliographie (GMN 2021 AgroParisTech, 2021; Taccoen, 2019) pourrait s'expliquer par le fait que les peuplements les plus clairs sont des peuplements initialement denses ayant déjà subi des mortalités. De la même manière, la présence de la variable Gestion dans le GLM ne veut pas dire que les peuplements gérés sont moins vulnérables, mais fait simplement ressortir le biais de gestion : dans les peuplements gérés, les arbres dépérissants sont récoltés, et donc plus rarement rencontrés lors des relevés.

Son association avec certaines espèces secondaires semble jouer un rôle pour le BRT, où la vulnérabilité augmente en présence de sapin ou de chêne pédonculé. La compétition entre ces deux essences est bien connue du fait de leur caractère d'espèce dryade et de l'enrésinement des peuplements de manière générale.

Seul le modèle BRT fait ressortir des variables liées au sol telles que la profondeur du sol, la nature de la roche mère et la topographie ; mais les deux premières ressortent difficilement interprétables d'un point de vue écologique et seule la topographie de type milieu de versant concave semble augmenter la vulnérabilité du hêtre.

5.3.2.2. *Sapin* (annexe 40)

Pour cette essence, les effectifs sont trop faibles pour faire fonctionner le modèle BRT. De plus, le modèle RF a une sensibilité de 0% : les seules placettes qu'il détecte correctement sont des placettes saines. Le seul modèle pertinent est donc le GLM.

On peut voir que la vulnérabilité du sapin est la plus forte là où les conditions hydriques se détériorent le plus vite : endroits où la baisse de pluviométrie est la plus importante, sols sableux dont la faible RUM suffisait dans de bonnes conditions hydriques mais ne permet plus de faire face à l'intensification des sécheresses. C'est donc davantage une réponse sur la baisse des conditions hydriques que sur l'état absolu de celles-ci.

On peut aussi voir une courbe en cloche en lien avec la présence du hêtre, avec un maximum de vulnérabilité lorsque la moitié du peuplement est composé de hêtre. Aux deux extrêmes, les sapinières pures ou les sapins en diversification dans une hêtraie sont en revanche moins vulnérables. Cela pourrait s'expliquer par le fait que la présence du hêtre est également corrélée à des stations de plus basse altitude, moins favorables, mais aussi au fait que le mélange bénéficie bien moins au sapin qu'au hêtre (partie montante de la courbe). La partie descendante de la courbe laisse toutefois penser qu'un mélange poussé est bénéfique au sapin. Cette courbe en cloche convexe est cohérente avec la bibliographie (Taccoen, 2019).

5.3.2.3. *Châtaignier* (annexe 41)

Les variables topologiques et pédologiques ressortent dans les trois modèles. Pour la topographie, certes les facteurs ne ressortent pas identiques mais cela indique que le châtaignier peut se montrer exigeant en termes de station. On peut également souligner le gradient Ouest – Est révélé par les modèles RF et BRT via la variable Sylvo-écorégion. Cette variable regroupe cependant beaucoup d'informations différentes, ce qui ne permet pas d'affirmer si la répartition de la vulnérabilité du châtaignier est plutôt due aux conditions climatiques, à la topographie ou aux essences principales.

Les modèles GLM et RF identifient des variables climatiques liées à la disponibilité en eau comme étant un facteur de vulnérabilité et le BRT identifie des variables de température. Globalement, ces variables montrent une vulnérabilité croissante à l'assèchement à la fois par des stress hydriques ou des températures trop importantes pour le châtaignier.

De manière similaire au cas du hêtre, la gestion ressort dans le modèle GLM. Un autre facteur qui n'a pas pu être pris en compte est celui des bioagresseurs du châtaignier, ces données n'étant pas disponibles sur l'ensemble de nos placettes IFN.

5.3.2.4. *Chêne pubescent* (annexe 42)

Les modèles RF et BRT relèvent une corrélation positive entre le dépérissement et la surface terrière globale G. En effet, plus il y a d'arbres sur la parcelle et plus il y a d'évapotranspiration par la végétation. Cela provoque une réduction de la ressource hydrique du sol et peut entraîner un stress des arbres.

D'autre part, les signes de dépérissement du chêne pubescent sont corrélés à son taux de surface terrière G_CHPUB. Cela révèle qu'il y a plus de vulnérabilité du chêne pubescent en peuplement pur. Cela traduit la sensibilité à la compétition intra spécifique et laisse penser que le chêne pubescent a une préférence pour les peuplements mixtes.

L'association du chêne pubescent avec le châtaignier en essence principale augmente sa vulnérabilité. De plus, les signes de dépérissement du châtaignier et du chêne pubescent suivent un gradient Ouest-(Sud)Est d'après la variable sylvo-écorégion (SER). Les paramètres sous-jacents à la

variable SER influençant les signes de dépérissement du chêne sont potentiellement multiples, comme dans le cas du châtaignier.

Les variables de topographie sont difficilement interprétables. En revanche, la plus forte vulnérabilité sur les sols profonds, surprenante de prime abord, pourrait s'expliquer par le fait que les arbres ayant poussé sur ces sols ont été habitués à des situations "d'abondance" et développent, à l'apparition de conditions défavorables auxquelles ils n'ont pas été habitués, des signes de stress marqués.

Enfin, la variable texture du sol nous informe que la vulnérabilité augmenterait en sol sableux, qui est un sol sensible au ressuyage rapide, ce qui paraît logique au vu de son optimum écologique en sol limoneux et souligne un besoin en eau important pour cette essence.

Les températures maximales actuelles semblent être un facteur important dans l'apparition de signes de dépérissement ainsi que la température minimale hivernale. La courbe de réponse de cette dernière variable a une forme de courbe convexe où l'optimum est aux alentours de $-0,5^{\circ}\text{C}$, et ce pour les deux modèles. Cependant, cela peut venir de la répartition spatiale de nos données car peu de chênes pubescents sont retrouvés en altitude ou dans des zones à températures plus fraîches, donc si l'on ne prend en compte qu'une partie de la courbe, l'interprétation redeviendrait cohérente avec une vulnérabilité croissante pour des températures minimales en hiver plus basse. Cette essence est donc globalement sensible aux températures extrêmes, qui vont s'accroître au cours du temps avec les changements climatiques.

De même, les courbes des anomalies apparaissent difficilement interprétables voire contraires à un sens écologique logique et ce pour les deux modèles.

5.3.2.5. *Chêne pédonculé* (annexe 43)

Ce chêne est l'espèce de chêne la plus sensible aux réchauffements climatiques : il est donc cohérent que les modèles RF et BRT relèvent un dépérissement corrélé positivement à l'anomalie relative de température moyenne et négativement à la température minimale printanière, importante pour le succès du débourrement.

Les situations de sommet et haut de versant sont défavorables d'un point de vue hydrique. Il est donc compréhensible que la vulnérabilité y soit plus forte. Les signes de dépérissement en milieu de versant et vallée, en revanche, sont plus difficiles à expliquer d'un point de vue hydrologique et écologique de manière générale. La vulnérabilité plus forte sur les sols profonds s'interprète de la même manière que pour le chêne pubescent. Enfin, le fait que la vulnérabilité augmente sur certaines roches, notamment calcaires, est un caractère davantage associé à l'autécologie du chêne sessile que du pédonculé mais le relevé des espèces lors des inventaires IFN pourrait comporter des erreurs quant à l'identification entre ces deux chênes, ce qui expliquerait cette tendance.

5.3.2.6. *Chêne sessile* (annexe 44)

Le modèle RF fait ressortir une augmentation de signes de dépérissement lors de la diminution de la température minimale hivernale, ce qui est concordant avec le fait que le chêne sessile est particulièrement sensible au gel.

De plus, cette espèce supporte mal les engorgements temporaires ou permanents du sol donc il n'est pas surprenant de voir sa vulnérabilité augmenter en fond de vallon avec le modèle RF. Les

facteurs de topographie apparaissant via le modèle BRT seraient donc davantage liés à un autre facteur écologique.

D'un autre côté, le chêne paraît aussi réagir négativement à la baisse de précipitations via la variable d'anomalie de précipitations dans le modèle RF, mais ce dernier identifie aussi une baisse de vulnérabilité avec des déficits d'évapotranspiration qui augmentent, ce qui n'est pas réaliste.

Ce chêne semble également sensible aux caractéristiques du peuplement, notamment à une compétition intra spécifique illustrée par les variables de surface terrière du chêne sessile (RF) et l'espèce principale (Chêne sessile ou pubescent dans BRT) qui augmente sa vulnérabilité.

5.3.3. Cartographie prédictive de la probabilité de dépérissement

Avec les résultats du modèle GLM, des cartographies de la probabilité d'apparition de signe précoce de dépérissement ont été effectuées pour le hêtre (fig. 35), le sapin et le châtaignier.

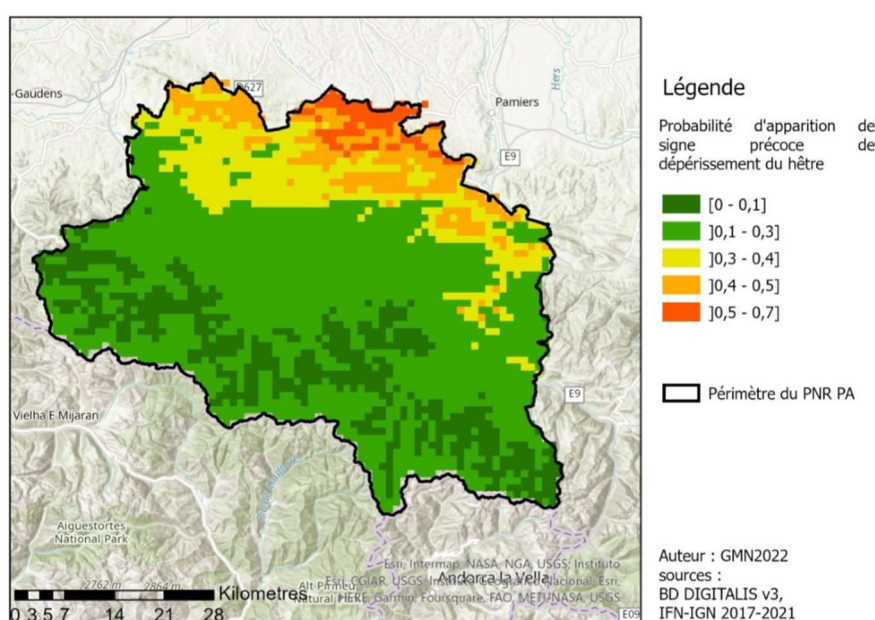


Figure 35 : Carte de probabilité d'apparition de signe précoce de dépérissement pour le hêtre

Pour le hêtre, le modèle GLM retient les variables de peuplement TCAT10 (taux de couverture du houppier), GEST (traces de gestion), G_HET (taux de surface terrière du hêtre) et le bhc_13_actuel (bilan hydrique climatique annuel) comme variable climatique. La carte de vulnérabilité présentée figure 35 montre un gradient Nord Ouest – Sud Est, qui est le même pour la carte du bilan hydrique climatique annuel (2007-2020). Le hêtre ne semble pas très vulnérable au dépérissement causé par des variables écologiques étant donné que la probabilité d'apparition de signes précoces de dépérissement du hêtre est comprise entre 0 et 0,3 pour plus de 70% de la surface du PNRPA. Et c'est sur cette même surface que l'on retrouve actuellement le hêtre (cf fig. 32). La variable bhc_13_actuel était fortement corrélée (coefficient de Pearson de plus de 0,75) aux autres variables climatiques du déficit d'évapotranspiration et des précipitations qui n'ont donc pas été retenues par le modèle. Globalement, on retient de cette spatialisation du modèle GLM du hêtre qu'une baisse de la ressource

en eau le rend plus sensible à l'apparition de signes précoces de dépérissement, ce qui est particulièrement marqué dans le nord du PNRPA où il n'aurait pas sa place aujourd'hui. Aussi, le modèle de vulnérabilité du hêtre met en évidence que ce sont des facteurs de peuplement qui expliquent en grande partie son dépérissement.

Les cartes de probabilité d'apparition de signes précoces de dépérissement du châtaignier et du sapin pectiné associées à leur analyse sont présentées en annexe 45 et en annexe 46.

5.4. Discussion

Pour les six essences étudiées, les signes de stress augmentent en 2020 et 2021. Ce phénomène n'a pas pu être relié à un évènement climatique en particulier, les données 2021 n'étant pas disponibles (sujet 1 "Caractérisation et cartographie de l'évolution du stock d'eau du sol disponible pour les plantes en contexte de changement climatique", chapitre 3). S'il apparaît clairement que les signes de stress sont en augmentation, il est aujourd'hui trop tôt pour déterminer si ces signes de stress sont appelés à se traduire dans un futur proche par des dépérissements de large ampleur. Toutefois, les évolutions climatiques prévues à moyen et à long terme n'incitent pas à l'optimisme (sujet 1, chapitre 3). A ce titre, refaire un bilan à l'échelle du PNRPA d'ici deux ou trois ans semblerait pertinent.

Parmi les modèles utilisés, le modèle BRT semble être le plus adapté à notre problématique et aux types de variables étudiées, car il fournit les meilleures performances (AUC les plus élevées, entre 91 et 97% selon les essences). En revanche, il nécessite de ne pas disposer d'effectifs trop faibles. Pour le modèle RF, le choix du mode utilisé (régression ou classification) modifie la qualité des prédictions en sortie, ce qui doit être pris en compte selon l'usage souhaité des résultats. De plus, les performances du modèle RF sont particulièrement sensibles à la taille du jeu de données. Enfin, pour le GLM, la sélection à la main des variables explicatives est chronophage mais permet une interprétation plus facile. Cependant, les résultats ont tendance à être simplistes du fait des choix de sélection des variables non corrélées en amont.

Les facteurs de vulnérabilité obtenus par la modélisation sont globalement pertinents en regard de la bibliographie (GMN 2021 AgroParisTech, 2021; Taccoen, 2019) : les facteurs d'évolution climatique ressortent particulièrement pour plusieurs essences, ainsi que les facteurs climatiques classiques. Parmi les facteurs de peuplement, il est particulièrement intéressant de noter que le mélange n'est pas favorable à toutes les essences.

Pour la cartographie de la vulnérabilité des essences, on retrouve les mêmes limitations concernant les modèles. Le modèle GLM n'est pas le plus performant car très simplificateur par rapport au BRT qui a donné de meilleurs résultats et prenait plus de variables en compte. Cela se reflète sur la cartographie de la probabilité d'apparition de signes précoces de dépérissement, qui prend peu de variables écologiques en compte. Nous obtenons ainsi des cartes de vulnérabilité assez simplistes dans leurs interprétations qu'il serait pertinent de rendre plus détaillée par la cartographie des autres modèles de vulnérabilité. De plus, les variables de peuplement expliquaient une part non négligeable des modèles de dépérissement. Pour évaluer la vulnérabilité d'une placette, il conviendrait donc d'utiliser les cartes de vulnérabilité produites conjointement à des observations de terrain pour ces variables.

Plusieurs perspectives d'amélioration peuvent être proposées :

- **Protocole IFN** : Dans le plan d'échantillonnage de l'IFN, le dépérissement n'est pas particulièrement ciblé : dans une forêt exploitée, la fenêtre entre l'apparition des symptômes de dépérissement et la récolte de l'arbre peut être très courte. Les effectifs d'arbres dépérissants sont donc faibles, car il est peu probable que les mesures de terrain aient eu lieu au bon moment.
- **Seuil de dépérissement** : Pour obtenir des effectifs suffisants de placettes dépérissantes, le seuil de branches mortes a été fixé à 5%. Cela correspond à un signe précoce de dépérissement de l'arbre qui n'indique en aucun cas la mort prochaine ou certaine d'un arbre : il pourrait être intéressant de relever ce seuil pour étudier les signes de dépérissement plus avancés, notamment pour le sapin, pour lequel ce seuil est moins adapté que pour les feuillus, cette espèce exprimant davantage le stress par de la microphyllie (réduction de la taille des aiguilles) que par des mortalités de branches (Sabatier et al., 2014).
- **Période d'étude** : Pour avoir des effectifs suffisants, les modèles ont été calibrés sur la période 2017-2021. Néanmoins, les signes précoces de dépérissement constatés sur le parc ont eu lieu principalement en 2021. Quelques années de recul seraient donc nécessaires pour évaluer leurs causes et leurs conséquences, et voir si les tendances à l'augmentation se maintiennent dans le temps.
- **Variables d'évolution du climat** : les anomalies ont été calculées de façon à obtenir une anomalie relative pondérée par les valeurs actuelles. D'autres formules auraient pu être utilisées pour calculer des anomalies relatives, ce qui aurait été pertinent dans le cadre de cette étude.
- **Données climatiques** : seule une station météorologique est présente en altitude (fig. 6, chapitre 3) ce qui s'observe notamment sur la carte du dépérissement du sapin (annexe 45) où la donnée d'anomalie de précipitation fait une couronne autour de cette station, ce qui fausse partiellement notre interprétation.
- **Modèles statistiques** : Le choix a été fait de comparer trois modèles différents pour expliquer le dépérissement des placettes. Un effort a été mis dans la construction de ces modèles afin de ressortir des résultats pour chacun d'eux. Néanmoins, la performance des modèles pourrait être améliorée. Il serait intéressant de poursuivre les analyses à partir des modèles construits, en choisissant à la main certains critères pour améliorer la qualité des résultats.
- **Données de validation** : par manque de temps et de données, une validation des modèles avec un jeu de données indépendantes n'a pas pu être réalisée. Il serait intéressant de réaliser cette validation avec les données DEPERIS. En effet, celles-ci n'ont pas été utilisées pour nos modèles, car réalisées uniquement dans les zones dépérissantes. Mais une comparaison / vérification de nos résultats avec ces données serait pertinentes.
- **Cartographie de la vulnérabilité** : pour compléter les cartes simplistes produites en employant seulement les résultats du GLM et donc peu de variables écologiques, il serait intéressant de cartographier aussi les résultats du modèle BRT qui donnait de meilleurs résultats pour quelques essences.

6. Quels outils peut-on mettre en œuvre pour cartographier le risque d'incendie ?

(Zoé BENEVOLO, Clara DISSE, Oriane DORGET, Clara LE LAY)

6.1. Introduction

6.1.1. Le risque d'incendie forestiers : à la croisée entre l'aléa, la vulnérabilité des forêts et les enjeux locaux

En France métropolitaine, la majorité des feux de forêt (c'est-à-dire couvrant une surface minimale de 0,5 hectare d'un seul tenant) entre 2007 et 2018 ont eu lieu en zone méditerranéenne, avec 6 698 hectares de forêts brûlés en moyenne, sur 11 117 hectares brûlés sur l'ensemble du territoire. Récemment, en 2018 et 2019, ce sont les massifs forestiers des régions du Sud-Ouest (Nouvelle-Aquitaine) et du Sud-Est méditerranéen qui ont été le plus exposés à ces phénomènes (fig. 36). En effet, des zones où la température est plus élevée, où le vent attise le feu et où la végétation et la matière organique sont particulièrement sèches sont plus propices au déclenchement et à la propagation du feu. Ceci explique pourquoi les régions au climat méditerranéen (étés secs et chauds, vents forts...) subissent plus de feux de forêts (*Fiches Descriptives Des Grandes Régions Écologiques (GRECO) et Des Sylvoécorégions (SER) - INVENTAIRE FORESTIER*, n.d.).

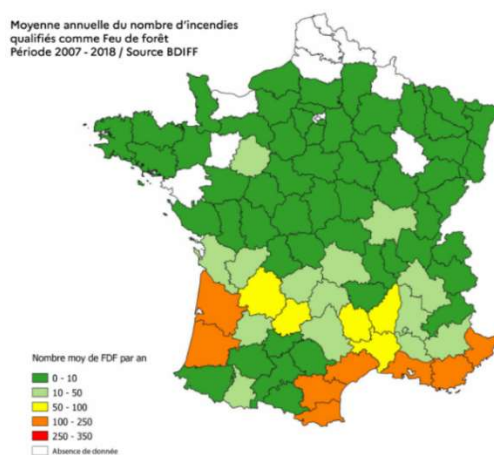


Figure 36 : Moyenne annuelle du nombre d'incendies qualifiés de feu de forêt entre 2007 et 2018

De plus, dans le contexte des changements climatiques, des aires telles que les Pyrénées Ariégeoises actuellement faiblement concernées par le risque incendie pourraient expérimenter un risque accru de départs de feux, d'autant qu'elles sont aux portes de la région méditerranéenne. En effet, les températures moyennes annuelles ainsi que la fréquence et l'intensité des sécheresses estivales tendent à augmenter, ce qui conduit à une diminution de la teneur en eau des végétaux et du sol et augmente donc la combustibilité de la végétation. Selon l'Observatoire National sur les Effets du Réchauffement Climatique (ONERC), les changements climatiques perturberaient dès 2040 les conditions météorologiques : une sécheresse extrême couplée à une canicule intense pourraient avoir lieu durablement et régulièrement en période estivale dans les milieux méditerranéens (*Prévention des feux de forêt*, n.d.). Pour donner un exemple à l'étranger, l'Espagne, pourtant familière avec le risque d'incendies en forêt, a vécu l'été 2021 les pires incendies de son histoire. Pour un mois donné, le nombre d'incendies a triplé en 2022 par rapport à la moyenne de la période 2006-2021 (DatosRTVE, 2022).



Par définition, un risque correspond au croisement entre l'aléa, la vulnérabilité et les enjeux (Jappiot et al., 2001). Ici l'aléa se définit comme la probabilité qu'un incendie se produise en un lieu donné tandis que la vulnérabilité correspond à l'ampleur des conséquences si un incendie devait avoir lieu. Quant aux enjeux, ceux-ci correspondent à la présence de personnes et de biens pouvant être significativement affectés par un incendie.

6.1.2. Analyse spatio-temporelle des occurrences d'incendies passés sur le territoire du Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises

Grâce à la Base de Données sur les Incendies de Forêt en France (BD_IFF) de l'IGN, des données nationales de surface et de nombre d'incendies sur les feux de forêts sont disponibles. Ces données sont mises en ligne par l'IGN et récoltées par un "réseau de contributeurs". Ces données permettent de cartographier les incendies ayant eu lieu dans l'enceinte du PNRPA à l'échelle communale entre 2006 et 2021.

La cartographie des occurrences d'incendies (fig. 37-A) et des surface brûlées (fig. 37-B) au sein du PNRPA entre 2006 et 2021 permet d'affirmer que les feux ont majoritairement lieu en zone de montagne.

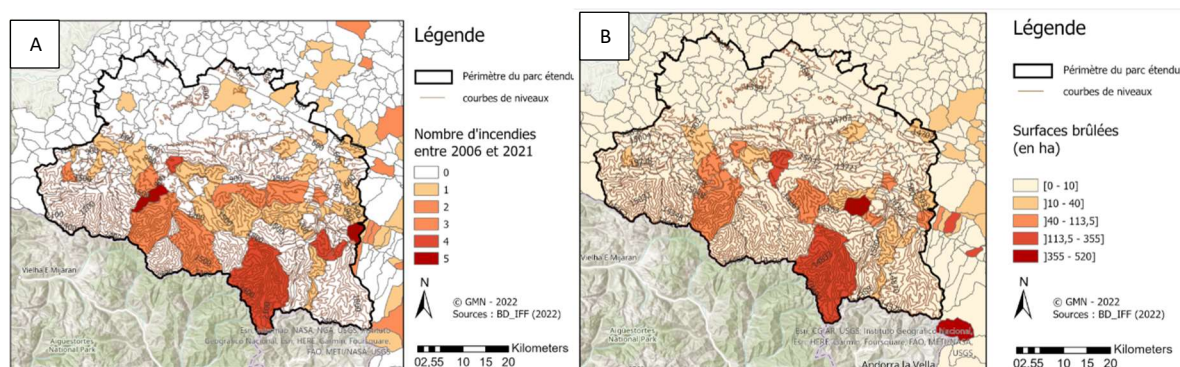


Figure 37 : Carte du nombre d'incendies (A) et des surfaces brûlées(B) par communes entre 2006 et 2021

Cette observation peut paraître étonnante puisque les zones montagneuses sont des zones où la température est moins élevée et les précipitations sont plus abondantes relativement au reste du territoire, du fait de l'altitude. On s'attendrait donc à une probabilité d'incendie plus faible du point de vue de l'aléa météorologique. Cependant, la pratique de l'écobuage dans les zones de recolonisation par des broussailles entre les estives et la lisière de forêt peut être la cause de feux en raison d'une perte de contrôle.

L'analyse temporelle des incendies en Ariège entre 2006 et 2021 (fig. 38-A et 38-B) met en évidence le fait que le nombre de feux tend à diminuer depuis 2006. Néanmoins, les surfaces brûlées dévoilent une dynamique différente puisqu'en 2012, 2015 et 2017 de grandes surfaces, supérieures à 500 hectares, ont brûlé.

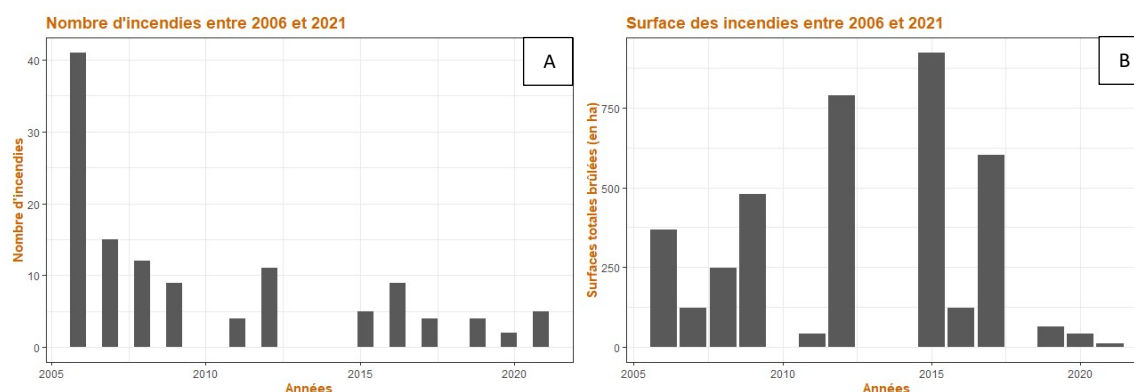


Figure 38 : Graphes du nombre d'incendies (A) et des surfaces brûlées (B) par année entre 2006 et 2021

Bien qu'aujourd'hui l'Ariège soit un département qui reste relativement épargné par les incendies, il ne faut pas oublier qu'il est proche du pourtour méditerranéen pour lequel les départs de feux représentent un véritable enjeu. De plus, le changement climatique pourrait accentuer les événements météo liés à ce type de climats au sein du PNR des Pyrénées Ariégeoises. De ce fait, il est utile de cartographier le risque incendie au sein du PNRPA afin de mettre en place une surveillance accrue des massifs forestiers les plus sensibles, et d'adapter la gestion du territoire en conséquence.

6.2. Matériels et méthodes utilisés pour aboutir à une méthodologie de cartographie du risque d'incendie sur le territoire du PNRPA

La réponse à cette problématique s'articule en 2 phases. En premier lieu, une méthodologie de cartographie du risque incendie apparaissant comme la plus pertinente et la plus réaliste a été retenue à partir des recherches bibliographiques. Dans un second temps, une mise en œuvre adaptée de cette méthodologie a été proposée afin d'évaluer sa faisabilité, aboutissant à une carte du risque incendie à l'échelle du PNRPA, à la fois pour des séries temporelles passées et des scénarios futurs. Cette représentation spatiale peut être utilisée in fine pour déterminer des pratiques de gestion préventives, notamment dans les massifs forestiers les plus sensibles.

La première phase nécessaire à l'établissement de cette méthodologie est un travail bibliographique. Tout d'abord, il est indispensable de pouvoir définir le "risque incendie" car sa définition varie selon les études. En conséquence des recherches sur le sujet, il a été choisi de définir en l'occurrence le risque comme le croisement entre un aléa (le départ de feu), une vulnérabilité (sensibilité de la végétation face au feu) et des enjeux (humains, environnementaux et d'exploitabilité). La figure 39 schématise la déclinaison des différentes composantes du risque.

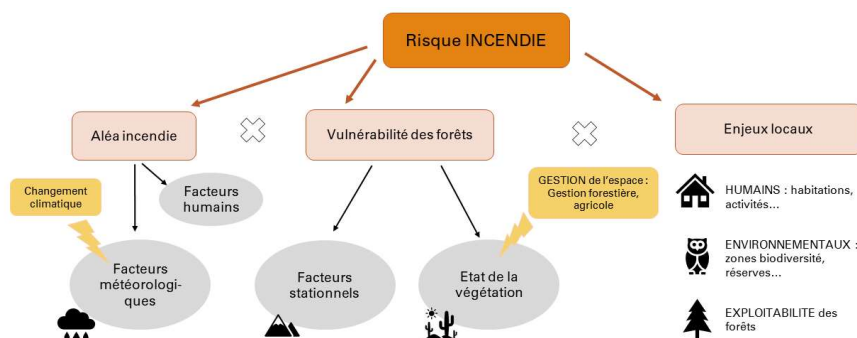


Figure 39 : Schéma des facteurs constitutifs du risque incendie

Les recherches bibliographiques se sont ensuite focalisées sur l'étude des méthodes existantes pour cartographier le risque incendie à la fois en France et à l'étranger avec la littérature espagnole et anglophone. Cela a permis d'établir une liste des indicateurs usuels pour cartographier l'aléa, la vulnérabilité et les enjeux.

En parallèle de la recherche des indicateurs, une collecte des données cartographiques disponibles a été réalisée afin de proposer une méthodologie applicable. En effet, certaines données utiles pour cartographier le risque incendie ne sont pas disponibles pour le moment, comme les données LiDAR. Il a donc été nécessaire d'adapter la méthodologie aux données disponibles. En outre, le Parc ayant émis des préoccupations concernant les feux issus des pratiques d'écobuage, il a été décidé de réaliser des recherches spécifiques aux feux d'hiver, portant sur l'origine de ces feux mais aussi sur les actions qui peuvent les atténuer. Des personnes ressources ont été contactées, notamment de l'INRAE d'Avignon et de Toulouse (DYNAFOR), afin d'obtenir des informations complémentaires.

Une fois la méthodologie déterminée et les données SIG récupérées, la phase de travail sur SIG a pu commencer. La base de données de référencement des incendies passés (BD_IFF, 2022) a été d'une part cartographiée et d'autre part analysée sur R afin de visualiser les incendies au sein du PNRPA dans l'espace et le temps. La méthodologie utilisée pour créer la cartographie du risque incendie est détaillée ultérieurement dans la partie résultats. Le principe de cartographie du risque consiste en un croisement entre une couche d'aléa incendie lié aux facteurs météorologiques, d'une couche de vulnérabilité de la végétation en termes d'inflammabilité des essences, d'une couche de vulnérabilité des forêts par rapport aux facteurs stationnels – sol et exposition au soleil - avec des couches d'enjeux.

L'Indice Forêt Météo (IFM, 2022), détaillé plus loin, est un indice permettant d'évaluer l'aléa incendie en fonction de données météorologiques. Il a été cartographié grâce aux données ponctuelles de Météo France. Ces données ponctuelles ont été interpolées afin d'être estimées de manière continue sur tout le territoire du PNRPA. La méthode d'interpolation utilisée est le "Krigage" (cf sujet 1, 3.3.3. "Interpolation de la RUM par krigage"). Quant à la cartographie de la vulnérabilité de la végétation, celle-ci a été réalisée grâce aux données de la BD Forêt de l'IGN. Un niveau de sensibilité, de 1 à 4 (1 : faible, 4 : fort), a été attribué à chaque formation végétale selon la hauteur de la strate dominante et selon l'essence dominante dans les peuplements arborés. La cartographie de la vulnérabilité stationnelle a été réalisée en croisant des cartes d'exposition et de pente (réalisées à partir du MNT) avec une carte des types de sols (Sols & Territoires, 2017). Enfin, la cartographie des enjeux est issue du croisement entre la carte des enjeux humains (données de la BD TOPO, IGN, 2022), la carte enjeux environnementaux (données de l'INPN, 1994 et 2022) et d'exploitabilité des forêts (CNPF, 2020). Une fois les cartographies de l'aléa, des vulnérabilités et des enjeux établies, ces cartes ont été croisées afin d'aboutir à la carte finale de risque incendie. Cette carte a été analysée et commentée en lien avec le groupe travaillant sur les pratiques de gestion afin d'établir des recommandations relatives à la gestion du risque d'incendies (cf sujet 5 "Réflexion sur la mise au point d'une méthode pour l'adaptation des forêts du PNRPA au changement climatique").

6.3. Résultats

6.3.1. Définition du risque incendie

Il n'est pas aisé de définir le risque incendie car il existe de nombreuses définitions sur cette notion de risque. D'après le Centre National de Ressources Textuelles et Lexicales (CNRTL) le risque peut se définir ainsi : "Éventualité d'un événement futur, incertain ou d'un terme indéterminé, ne dépendant pas exclusivement de la volonté des parties et pouvant causer la perte d'un objet ou tout autre dommage (Cap. 1936)" (*RISQUE : Définition de RISQUE*, n.d.). Une définition plus scientifique du risque est la possibilité qu'un aléa se produise et touche une population vulnérable à cet aléa. Ainsi, un incendie de forêt dans une zone sans enjeu pour la biodiversité et éloignée de toute habitation présente un risque faible. De cette définition peut se déduire la formule suivante : $\text{risque} = \text{aléa} * \text{enjeu}$.

Cependant, il paraît important d'ajouter une dimension de vulnérabilité des forêts car toutes les forêts ne sont pas égales face à un incendie. Par exemple, si l'on considère les essences, une forêt pure de conifère sera plus sensible face à un incendie qu'une forêt mixte de feuillus de par leur différence de combustibilité (Morandini, 1979). Après étude de la bibliographie il apparaît que certaines méthodologies d'étude du risque prennent en compte la vulnérabilité en tant que "conséquences prévisibles d'un phénomène naturel d'intensité donnée sur des enjeux" (Jappiot et al., 2001). On peut résumer cela en disant que l'aléa représente la probabilité qu'un événement incertain advienne et que la vulnérabilité correspond à la gravité des conséquences sur les enjeux si cet événement advient. Ainsi, la définition retenue s'apparente à la formule :

$$\text{risque} = \text{aléa} * \text{vulnérabilité} * \text{enjeu}$$

Dans cette étude, la méthodologie utilisée pour cartographier le risque incendie s'inspire largement d'une méthode développée par Yvon Duché (Duché et al., 2011) dans le cadre du rapport de la mission interministérielle sur le changement climatique et l'extension des zones sensibles aux feux de forêts de 2010 (Chatry et Le Gallou, 2010). Dans la suite de ce rapport, le terme "méthode Duché" sera employé pour se référer à cette méthodologie de cartographie du risque incendie.

6.3.2. Cartographie de l'aléa incendie

Dans le cadre de l'aléa incendie, les facteurs qui déterminent les départs de feu et que l'on se propose d'étudier sont les facteurs météorologiques. La littérature scientifique, que ce soit à l'échelle internationale ou nationale, recense une multitude d'indices permettant de relier les variables météorologiques à l'aléa incendie (cf. annexe 47 : Tableau des différents indices météo pour caractériser le risque incendie). Parmi tous ces indices, l'Indice Forêt Météo (IFM) ou Forest Fire Weather Index (FWI) apparaît comme l'un des plus utilisés et des plus cités dans les publications sur le sujet.

Initialement élaboré dans les années 1970 au Canada, le calcul de l'IFM prend en compte la température, l'humidité de l'air, la vitesse du vent et les précipitations. Les données météorologiques permettent de calculer cet indice de façon journalière. En France, il est évalué sur l'ensemble du territoire national par MétéoFrance. Plusieurs études telles que la mission interministérielle sur le changement climatique et l'extension des zones sensibles aux feux de forêts (Chatry et Le Gallou, 2010) montrent des corrélations élevées entre l'IFM et les départs de feu ce qui fait de l'IFM un indice pertinent pour l'étude du risque incendie. Cet indice étant largement employé en France et dans le

monde, le choix de le retenir pour notre étude s'explique notamment dans un souci d'homogénéisation des méthodes de caractérisation du risque incendie. Par ailleurs, les projections climatiques permettent de calculer des évolutions de l'IFM dans le futur à plus ou moins long terme.

Les données d'IFM à disposition pour cette étude à l'échelle du PNRPA sont des données moyennes annuelles par saison, sur des mailles de 8km par 8km et extraites pour les années passées : 1959-2007. Les prédictions de l'IFM ont aussi été calculées pour trois périodes futures : à court terme (2021-2050 : période H1), moyen terme (2041-2070 : période H2), et long terme (2071-2100 : période H3) en se basant sur le modèle d'évolution du climat Arpege_V4_CNRM et le scénario d'émission A1B (intermédiaire). Seules les données des périodes H1 et H2 seront étudiées par la suite puisque l'on considère que les incertitudes de prédictions pour la période H3 sont d'autant plus grandes que la période est lointaine.

L'étude se concentre sur le risque de feu de forêt d'été, c'est pourquoi seules les données correspondant à la saison "été" sont analysées. On distingue une période passée de référence (1961-1986), avant la tendance d'augmentation continue des températures moyennes annuelles et une période plus récente, considérée comme les données du présent (1987-2007). Les valeurs d'IFM s'échelonnent de 0 à 30, 30 étant l'aléa maximal. On obtient la distribution spatiale de l'IFM en réalisant des interpolations sous ArcGIS selon la méthode du Krigage, en prenant les valeurs moyennes d'IFM de chaque point de relevé géographique sur la période considérée. Il faut être prudent concernant les résultats pour les zones les plus en altitude, le long de la frontière Sud car l'absence de données conduit à des extrapolations peu interprétables de l'IFM. L'IFM est cartographié pour chaque période selon une échelle de valeur unique afin d'en observer l'évolution (Fig. 40).

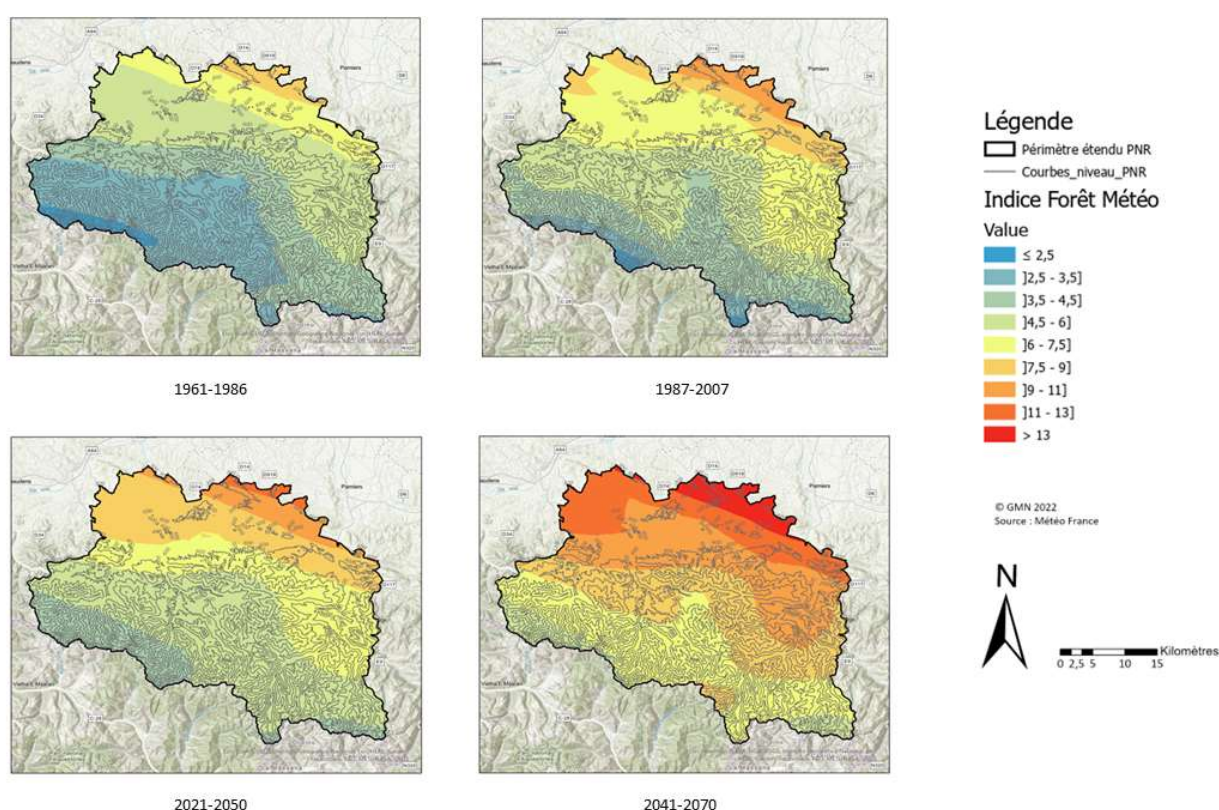


Figure 40 : Indice Forêt Météo moyen dans le PNRPA entre 1961 et 2007 et prédit entre 2021 et 2070

L'IFM est décroissant selon l'axe Nord-Est – Sud-Ouest entre les zones de plaine et les zones de montagne pour chacune des périodes étudiées. La distribution spatiale de l'IFM semble donc indiquer une plus forte probabilité d'incendie en plaine car les conditions météorologiques sont plus sèches qu'en altitude. De plus, l'aléa augmente entre chaque période et est multiplié par 2 à 3 entre la période de référence et les prédictions de l'IFM à l'horizon 2041-2070 d'après le scénario choisi. Ainsi, la distribution temporelle de l'IFM montre une tendance à la progression de l'aléa incendie vers le Sud, donc en altitude, ce qui invite à anticiper dès à présent et mettre en place les mesures nécessaires pour faire face à un aléa accru d'ici 40 ans. Toutefois, l'analyse spécifique de cette évolution par différence de l'IFM entre les différentes périodes montre qu'elle n'est pas homogène temporellement et spatialement (annexe 48).

Il est clair que le facteur météorologique est un paramètre qui doit être pris en compte dans le calcul du risque incendie au vu des indices prédits pour les prochaines décennies mais cette augmentation doit être relativisée. En effet, bien que doublé ou triplé, les valeurs maximales restent moyennes selon l'échelle de l'IFM et bien inférieures aux prévisions pour le bassin Méditerranéen voisin (Duche et al., 2011). Ce résultat est cohérent avec les données disponibles sur les incendies réels passés, qui ne révèlent que très peu d'occurrence de feux l'été (cf 6.3.6. Feux d'hiver : pratiques d'écobuage).

L'IFM intervient dans la méthodologie retenue pour cartographier le risque incendie lors des croisements avec les enjeux et la vulnérabilité. Pour ces croisements, les valeurs d'IFM sont divisées en classes selon la méthode employée par Duché (Duche et al., 2011) c'est-à-dire en se basant sur la fréquence à laquelle l'IFM moyen estival dépasse le seuil de 14 :

- Classe 1 : moins de 25 % des valeurs de l'IFM sur la période dépassent 14 ;
- Classe 2 : entre 25% et 50% des valeurs de l'IFM sont supérieures à 14 ;
- Classe 3 : plus de 50% des valeurs de l'IFM sont supérieures à 14.

6.3.3. Cartographie des vulnérabilités

6.3.3.1. Vulnérabilité stationnelle des massifs forestiers

La vulnérabilité stationnelle des forêts correspond à la vulnérabilité liée aux caractéristiques pédologiques et topographiques du site. La vulnérabilité topographique est par exemple prise en compte dans la méthode de cartographie du risque par Andrée Dagorne (Dagorne et al., 1994) grâce à une formule mathématique. Cependant, cette formule n'a pas été choisie car sa justification concrète n'a pas pu être vérifiée. D'autres études utilisent l'indicateur de vulnérabilité stationnelle sous un autre angle. Par exemple dans l'étude de cartographie de Duché (Duche et al., 2011) cette vulnérabilité est prise en compte en croisant des classes de sols (qui dépendent aussi de la pente) avec des classes d'expositions. Cette méthode permet d'approximer la capacité potentielle de réserve en eau des sols. En effet, les zones classées en 4 avec un sol peu épais, une pente forte et une exposition ensoleillée ont une réserve en eau très faible et seront plus vulnérables face à un incendie. Le choix de cette méthode s'explique d'une part car elle nécessite uniquement une carte des sols et un MNT et d'autre part car cette démarche est relativement simple.

En premier lieu, les différents sols ont été répartis en trois classes (d'après la méthode Duché) selon leur capacité à retenir l'eau. Cette classification est fonction à la fois de leur composition, et de la pente à laquelle ils sont associés :

- Catégorie 1 : les sols qui ont a priori une bonne réserve en eau donc associés à des cours d'eau (fluviosols) ;

- Catégorie 3 : les sols présentant une faible capacité de rétention d'eau, peu épais, pauvres en nutriments, particulièrement filtrants ou pierreux en pente forte (plus de 50%) ;
- Catégorie 2 : les autres types de sols, considérés "moyens" en termes de capacité de rétention d'eau.

Dans un second temps, les expositions sont elles aussi classées en 3 catégories :

- Catégorie 2 : secteurs présentant des pentes inférieures à 30%, considérés comme "plats" donc neutre vis-à-vis du facteur exposition ;
- Catégorie 1 : Les cas de figure les plus ombragés sont considérés comme favorables à la préservation de la réserve en eau ;
- Catégorie 3 : les situations les plus ensoleillées sont estimées comme étant défavorables à la conservation de l'eau.

Une fois ces facteurs "sol" et "exposition" établis, en 3 classes chacun, ceux-ci sont croisés selon la matrice tableau 5.

Tableau 5 : Matrice de croisement des facteurs "sol" et "exposition" (Duche et al., 2011)

		facteur «exposition»		
		1	2	3
facteur «sol»	1	1	1	1
	2	1	2	3
	3	3	3	4

A l'issue de ce croisement, la capacité potentielle de réserve en eau des sols obtenue est répartie en 4 classes, qui peuvent être représentées spatialement (Fig. 41).

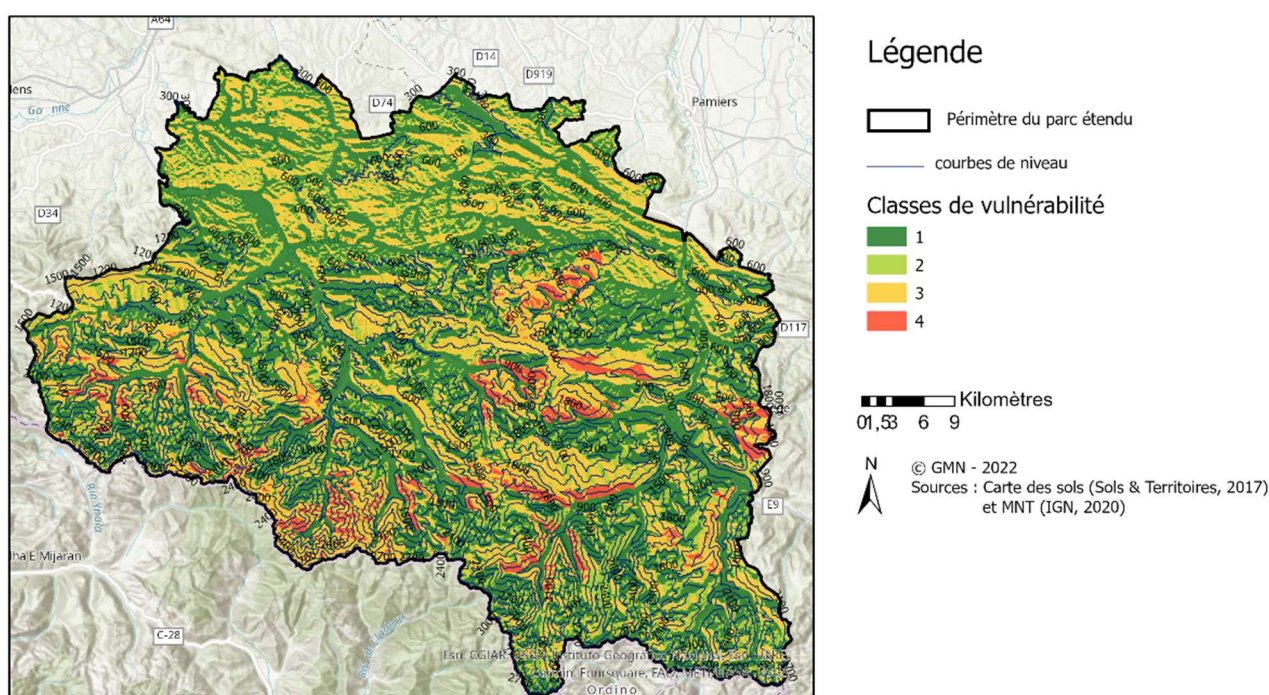


Figure 41 : Représentation spatiale de la vulnérabilité stationnelle (liée au type de sol et à l'exposition) des peuplements sur le territoire du PNRPA

Les zones orangées (vulnérabilité 3 et 4) sont les plus sensibles aux incendies à cause de leur faible capacité à retenir l'eau. La végétation de ces régions est plus vulnérable aux sécheresses, et donc a plus de probabilité de faciliter la propagation du feu. Ces zones sont essentiellement situées au sud du Parc, en altitude, du fait de la forte pente et de leur exposition ensoleillée.

6.3.3.2. Vulnérabilité des formations végétales

Pour appréhender la vulnérabilité de la végétation, une batterie de facteurs propres à celle-ci a été analysée : structures verticale et horizontale du peuplement, continuité du couvert, essences ainsi que leur influence sur la propagation du feu. Suite à ces recherches, c'est l'indicateur BEHAVE (Anderson, 1982; Burgan et al., 1984) qui a été retenu. En effet, cet indice classant la végétation selon 13 catégories de combustibles, il est facilement adaptable à chaque territoire (exemple du projet ICONA en Espagne (Molina Terrén, 2009) et adaptation spécifique aux îles Canaries (Marino et al., 2016)). Le système Fuel Characteristic Classification System (FCCS), dérivé du système BEHAVE, semble être l'indicateur le plus complet, avec une diversité de classes de combustibles plus élevée, et le plus répandu pour étudier la sensibilité de la végétation au feu (Riccardi et al., 2007). Un logiciel existe également pour classer automatiquement les différentes formations végétales. Néanmoins, ce logiciel demande des paramètres d'entrée précis que nous n'avons pas à disposition. De ce fait, la méthodologie retenue est la méthode Duché (Duché et al., 2011), qui propose un classement simplifié de la végétation.

La vulnérabilité de la végétation face au feu intègre à la fois la proportion de chaque strate végétale au sein de la formation (strates herbacée, arbustive et arborée) et la proportion de chaque essence dans les peuplements forestiers. En effet, chaque essence a un comportement différent face au feu, notamment en termes d'inflammabilité.

Afin de synthétiser ces deux types d'informations, la méthode Duché propose de catégoriser la vulnérabilité des formations végétales selon 4 niveaux de sensibilité : de 1 (sensibilité faible) à 4 (sensibilité forte). Les formations détaillées dans la version 2 de la BD Forêt de l'IGN sont donc classées selon cette échelle de sensibilité (annexe 49). Si les formations à strates herbacées et arbustives dominantes ainsi que les peuplements purs ont pu être classés directement, les zones de couvert arboré sans essence dominante identifiée ont dû être traitées différemment. Les peuplements de feuillus indifférenciés ont été discriminés selon la présence dominante du chêne pubescent tandis que les peuplements mixtes et ceux de conifères indifférenciés ont été divisés selon la présence significative de la hêtraie-sapinière. Le choix de ces essences n'est pas anodin : le chêne pubescent, avec le châtaignier, est la seule essence feuillue de sensibilité 3 (contre 1 pour le reste des feuillus). De même, la hêtraie-sapinière est un mélange moins vulnérable au feu (sensibilité 2) que les mélanges présentant d'autres conifères (sensibilité 4). Partant de ce constat, il a été choisi de déterminer les rangs d'altitudes au sein desquels ces essences étaient dominantes dans les peuplements. Les données de surface terrière des principales essences, extraites précédemment (dans le sujet 3 "Etude de l'état de santé des principales essences de production") et issues de l'IFN, permettent de déterminer au-delà de quelles altitudes ces espèces ne sont plus dominantes (annexe 50 et 51). La carte obtenue à partir de ce processus de catégorisation (fig. 42) permet d'identifier les formations végétales du PNRPA qui sont les plus vulnérables face au risque d'incendies.

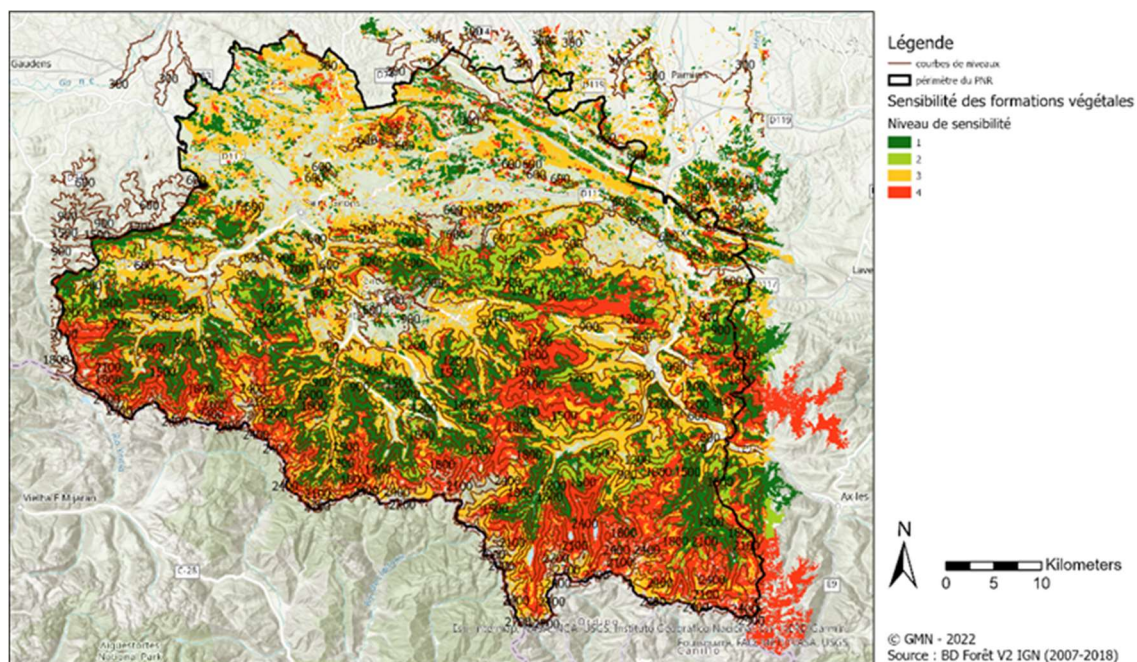


Figure 42 : Représentation spatiale des niveaux de sensibilité des formations végétales sur le territoire du PNRPA

Les différentes régions de sensibilité des végétaux semblent suivre les courbes de niveaux. Les formations végétales les plus vulnérables se situent principalement en altitude, là où se trouvent à la fois les estives (formations herbacées combinées à des formations arbustives) et les peuplements de conifères autres que les sapinières, dont la vulnérabilité est forte. La sensibilité relativement élevée (niveau 3) à plus faibles altitudes est principalement due à la dominance du chêne pubescent.

6.3.4. Cartographie des enjeux

Afin de définir quels enjeux choisir pour cartographier le risque incendie nous avons réalisé une recherche bibliographique sur les enjeux couramment utilisés. Les enjeux qui sont ressortis sont les suivants : enjeu humain (zones urbaines), enjeu biodiversité (zones de protection des milieux naturels), enjeu de protection (forêts de protection et les forêts Restauration des Terrains en Montagne) et l'enjeu "infrastructure" (lignes électriques, routes, gazoducs...). D'autres méthodologies plus complexes prennent par exemple en compte les zones urbaines selon un gradient de vulnérabilité en classant comme plus vulnérables les interfaces « forêt-habitat » (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 1999). Dans notre méthodologie il a été décidé de prendre en compte les enjeux les plus importants et dont la donnée est disponible. Ainsi, seuls les enjeux humains et biodiversité ont été choisis pour notre étude. Un enjeu exploitabilité a été rajouté, bien que cet enjeu n'ait pas été trouvé dans la bibliographie.

6.3.4.1. Enjeu humain

Lorsque l'on parle des enjeux liés au risque incendie, l'enjeu humain apparaît primordial. Celui-ci peut être pris en compte en cartographiant toutes les zones situées à moins de 100 mètres d'une habitation ou d'une zone d'activité. Il a été décidé de rajouter les zones situées à moins de 100 mètres des lignes électriques puisqu'un incendie touchant des lignes électriques pourrait priver de nombreux foyers d'électricité et causer de graves dégâts (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement, 1999). L'annexe 52 présente le résultat de cette cartographie.

6.3.4.2. Enjeu biodiversité

En tant que perturbation, l'incendie altère le modèle régulier de développement des communautés, ce qui est généralement à l'origine de mortalité dans les populations (Sousa, 1984). Les vieilles forêts et les zones de protection de la biodiversité telles que les zones Natura 2000, APB, réserves de l'ONF et ZICO sont des zones particulièrement riches en biodiversité et plus précisément en espèces et habitats d'intérêt communautaire. L'annexe 53 présente les différentes zones de protection présentes sur le territoire du PNRPA.

Dans le plan départemental de protection des forêts contre les incendies en Ariège entre 2018 et 2028 (Préfecture de l'Ariège, n.d.) il a été attribué un score d'enjeu plus fort lorsque plusieurs zones de protection se superposent mais nous avons décidé de ne pas réaliser cette classification en score. En effet, une zone classée en zone Natura 2000 ainsi qu'en ZICO n'est pas nécessairement à enjeu plus fort qu'une zone uniquement classée en Natura 2000. Notre cartographie en annexe 54 a donc été réalisée uniquement en agrégeant les différentes zones de protection (enjeu égal à 1).

6.3.4.3. Enjeu exploitabilité

Il a été décidé de prendre en compte l'enjeu exploitabilité des forêts car le territoire contient peu de forêts avec une bonne exploitabilité en raison du relief et de la faible présence de routes forestières. Ainsi, si une forêt de bonne exploitabilité venait à brûler ceci serait fortement préjudiciable étant donné qu'il en existe déjà peu. Le Centre National de la Propriété Forestière (CNPF) a créé 5 classes d'exploitabilité, selon des critères détaillés dans la clé d'exploitabilité en annexe 55. Cette clé d'exploitabilité prend en compte la pente, la distance de débusquage et l'accessibilité à la forêt. Pour cartographier l'enjeu face au risque incendie il a été décidé de classer les exploitabilités mauvaises et très mauvaises en enjeu égal à 0 et les exploitabilités moyennes, bonnes et très bonnes en enjeu égal à 1. L'annexe 56 présente le résultat de cet enjeu exploitabilité. On y distingue clairement que les forêts en plaines sont plus exploitables du fait du relief moins complexe.

6.3.4.4. Croisement des enjeux

Une fois ces enjeux cartographiés individuellement, il convient de croiser les enjeux afin de distinguer là où plusieurs enjeux se superposent et où le risque est donc plus élevé. La figure 43 présente le résultat du croisement des enjeux.

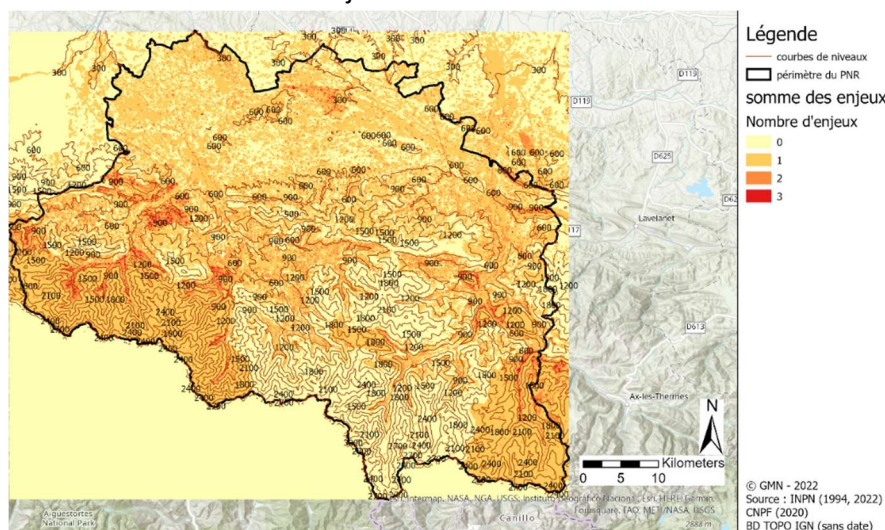


Figure 43 : Carte de croisement des enjeux (humain, biodiversité et exploitabilité forestière) concernant le risque incendie dans le PNRPA

La majeure partie du territoire du PNRPA présente au moins 1 enjeu parmi les enjeux retenus pour cette étude. La région située entre 900 et 2400m d'altitude au Sud Est du PNRPA n'est pas concernée par ces enjeux. Les zones cumulant les enjeux sont situées dans les vallées entre 600 et 1200m d'altitude, principalement au Sud-Ouest et au Centre Ouest du PNRPA ainsi que dans la plaine au Nord. Cependant, elles couvrent une faible part du territoire. Afin d'évaluer si ces zones à enjeux sont potentiellement soumises au risque incendie, il reste à les croiser avec les cartes de la vulnérabilité et de l'aléa incendie.

6.3.5. Cartographie finale du risque incendie

Les cartographies finales du risque sont obtenues en croisant les cartes évoquées précédemment (aléa, vulnérabilités et enjeux) grâce aux matrices de croisements détaillées dans l'annexe 57. Trois cartes de risque ont été réalisées selon la période temporelle étudiée : période passée (1961 – 2007) (Fig. 44), la période future à court terme (en annexe 58) et la période future à moyen terme (Fig. 45).

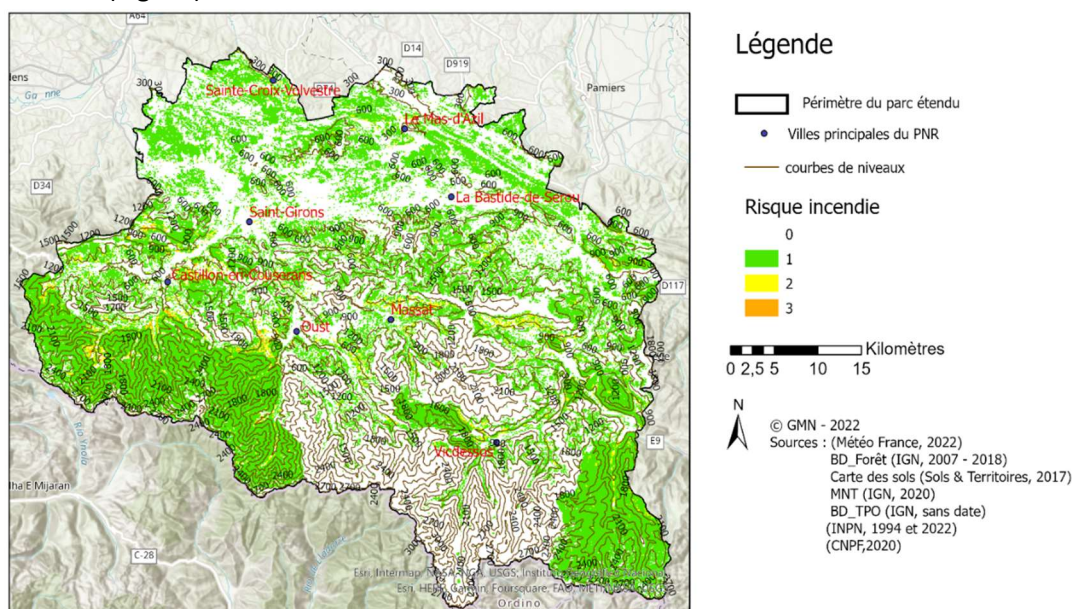


Figure 44 : Carte du risque incendie pour la période 1961 – 2007

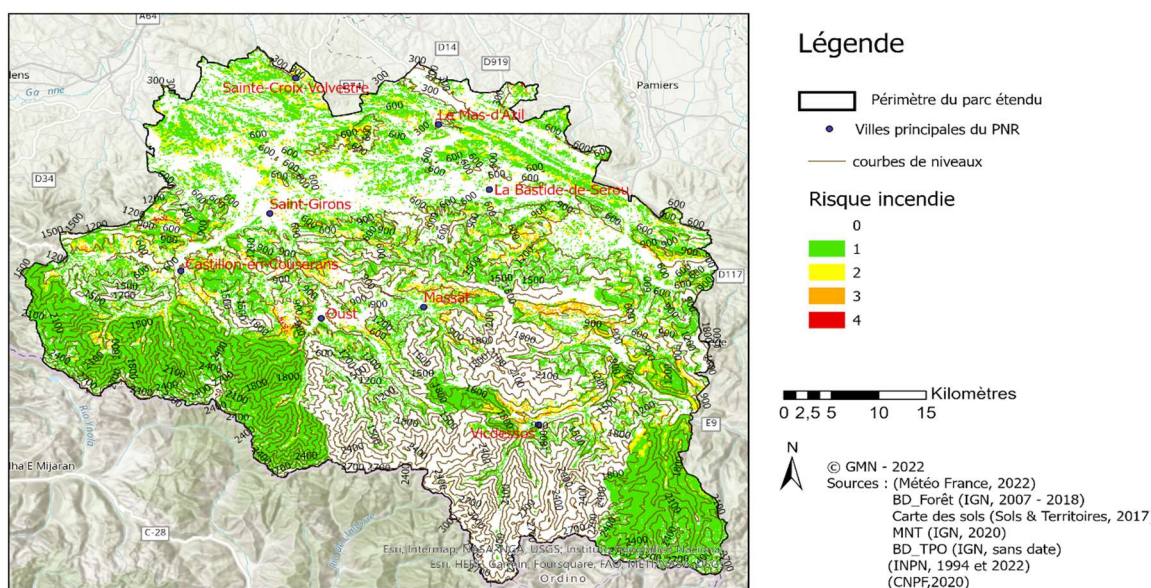


Figure 45 : Carte du risque incendie pour la période future à moyen terme (2041 – 2070)

Pour la période passée (1961 – 2007), les zones où le risque incendie est assez fort (risque compris entre 2 et 4) couvrent une faible part du territoire et sont situées plutôt dans les zones de basse altitude, et notamment dans les vallées. Il s'agit en effet de zones plus urbanisées (contribution de l'enjeu habitation), soumises à des conditions météorologiques plus sèches qu'en altitude.

A moyen terme, les prédictions de l'IFM ont tendance à augmenter (cf. 6.3.2. Cartographie de l'aléa incendie) et les conditions plus sèches progressent en altitude c'est pourquoi les zones à risque fort s'étendent légèrement sur la plaine au nord du parc et dans les vallées. Les zones montagneuses au Sud du territoire restent globalement peu soumises au risque incendie (classe 0 ou 1) d'après la méthode de cartographie mise en œuvre.

6.3.6. Feux d'hiver : pratiques d'écobuage

La distribution mensuelle moyenne des incendies sur la période 2006 et 2021 au sein du territoire du PNRPA (Fig. 46) révèle que la majeure partie des feux a lieu l'hiver, de décembre à mars. Ceci s'explique entre autres par les pratiques d'écobuage, courantes en Ariège.

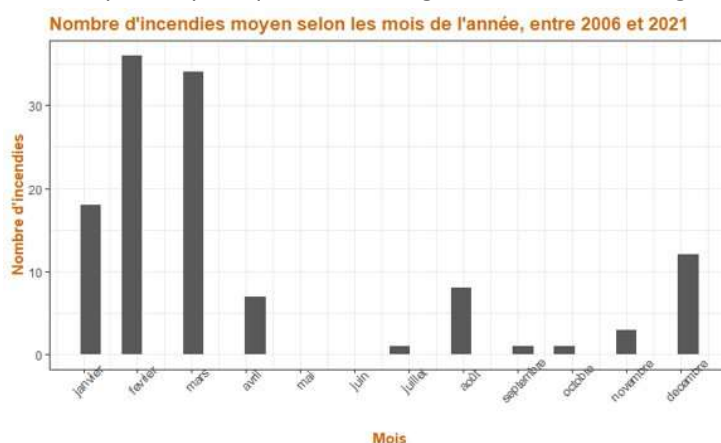


Figure 46 : Distribution mensuelle moyenne des incendies sur la période 2006-2021 en Ariège, Source : BD_IFF

Le terme "écobuage" désigne une méthode de débroussaillage et de valorisation par le feu employée par les éleveurs et agriculteurs, souvent complémentaire du broyage et du pâturage. Cette pratique est à distinguer des brûlages dirigés, plutôt préventifs et utilisés principalement par les pompiers (éventuellement par les forestiers et agriculteurs formés) dans le but d'éliminer notamment broussailles et litières.

L'écobuage est réglementé en Ariège par l'arrêté préfectoral du 02/12/2009 : le brûlage des végétaux est soumis à déclaration du 1er octobre au 31 mai. Or, c'est une réglementation assez contraignante qui nécessite de remplir un dossier administratif. De ce fait, de nombreux feux sont réalisés de manière "clandestine". Les zones les plus sensibles en fréquence de départ de feu se situent en haute-montagne, exceptée les extrêmes est et ouest. Il s'agit en effet des zones d'estives où l'écobuage est pratiqué. Résultant de l'exode rural, l'abandon de pâtures a conduit à une dynamique importante d'embroussaillage des parcelles. En conséquence, les feux sont plus délicats à contrôler et les débordements plus fréquents. On observe actuellement un étalement des zones écobuées, à des altitudes moins élevées, elles aussi soumises à l'abandon. C'est dans ces zones intermédiaires que l'écobuage est le plus dangereux en raison des contacts entre friches facilement inflammables, forêts

et villages voisins. Afin de prévenir le risque incendie, plusieurs solutions sont à envisager telles que la formation des agriculteurs aux brûlages dirigés et l'animation de commissions locales d'écobuage qui pourraient être portées par la chambre d'agriculture (*Brûlage Des Végétaux et Écobuages Les Règles à Respecter - Actualités - Les Services de l'État En Ariège*, n.d.).

6.4. Discussion, perspectives et conclusion

6.4.1. Discussion

Cette étude a permis la création d'une méthodologie de cartographie du risque incendie applicable sur le territoire du PNRPA. Cette méthodologie prend en compte l'aléa incendie via l'Indice Forêt Météo, la vulnérabilité des forêts via les caractéristiques stationnelles et via l'état de la végétation et les différents enjeux. La méthodologie a par la suite été mise en pratique et a permis d'aboutir à des cartes du risque d'incendies sur les périodes passées, et futures à court et moyen termes. Les cartes intermédiaires de l'aléa, des vulnérabilités et des enjeux sont une donnée intéressante pour le PNRPA car elles peuvent être analysées indépendamment. Par exemple, la carte de l'aléa incendie grâce à l'indice IFM permet de prendre en considération l'augmentation dans le futur de l'aléa incendie au niveau de la plaine. Quant aux cartes de vulnérabilité, celles-ci permettent de rendre compte d'une vulnérabilité plus forte des forêts au niveau des zones en altitude au sud du PNRPA. Enfin, la combinaison de ces cartes avec les enjeux humains, biodiversité et exploitabilité des forêts permet de cartographier les zones où le risque incendie est plus élevé. Pour la période passée et le futur proche l'ensemble du territoire du PNRPA présente un risque incendie faible mais pour le futur moyen certaines zones sont soumises à un risque plutôt élevé et devront faire l'objet d'une vigilance particulière et de pratiques de gestion adaptées.

6.4.2. Limites des données et indicateurs utilisés, perspectives pour aller plus loin

L'indicateur IFM utilisé dans cette étude est un indicateur puissant pour caractériser l'aléa incendie en se basant sur des données météorologiques. Cependant, il ne prend pas en compte de données d'activité réelle du feu. Les données d'IFM qui ont été utilisées remontent à 15 années en arrière pour les données les plus récentes, ce qui rend les conclusions difficiles pour l'évaluation présente du risque incendie. Concernant les prédictions d'évolution de l'IFM, celles-ci dépendent d'un modèle d'évolution du climat assez ancien, développé dans les années 1990 et depuis, d'autres modèles plus ajustés ont été produits. Il pourrait de ce fait être intéressant de se pencher sur la technique de calcul de l'IFM afin de calculer cet indice pour d'autres modèles et scénarios d'évolution du climat. Il serait alors possible de comparer les modèles.

La méthodologie de cartographie mise en œuvre s'est appuyée sur le travail de Duché et a nécessité des ajustements afin de s'adapter aux données à disposition (Duché et al., 2011). Si Duché a cartographié le risque incendie au niveau national, l'étude au niveau local s'avère plus fine et plus complexe, notamment la prise en compte du type de végétation. En effet, les catégories pour statuer sur la sensibilité végétale ont été déterminées selon l'aire de distribution des essences à l'échelle nationale. Choisir de se concentrer sur d'autres essences pourrait donc être plus pertinent, notamment pour rediviser les peuplements en mélange (feuillus et conifères indifférenciés, peuplements mixtes de la BD Forêt de l'IGN). De plus, diviser ces mélanges en différentes sensibilités selon l'aire de répartition d'essences clé (critère d'altitude) reste une approximation qui demanderait à être affinée avec le terrain.

Des choix en matière de prise en compte de certains enjeux (humains, biodiversité, exploitabilité de la forêt) ont été faits et il faut donc être vigilant quant à l'interprétation du risque cartographié qui ne s'applique qu'à ces enjeux, en particulier en leur donnant un certain poids. De

plus, pour chacun de ces enjeux, certaines zones ou infrastructures n'ont pas été retenues car non considérées comme d'importance majeure pour la problématique. D'autres enjeux pourraient néanmoins être inclus telles que les forêts de protection et de Restauration des Terrains de Montagne (RTM).

Lorsqu'il est question d'incendies sur le territoire des Pyrénées Ariégeoises, il faut bien avoir à l'esprit que la plupart des feux sont d'origine humaine et résultent de l'écobuage. Les facteurs influant sur l'aléa sont donc plutôt anthropiques (essentiellement agricoles) que météorologiques ou climatiques. En revanche, la vulnérabilité à ce type de feu dépend de la végétation environnante. Ainsi, une piste pour pousser la réflexion à propos de ces feux serait de modéliser les surfaces et/ ou le nombre de feux par communes issus de la BD_IFF en fonction de variables explicatives telles que la longueur de lisière, la distance à la lisière, la surface de broussailles... Il pourrait être envisagé d'utiliser le Registre Parcellaire Graphique (RPG) pour mettre en relation les feux avec les zones agricoles les plus susceptibles d'être écobuées (estives).

De manière générale, il serait intéressant de disposer de données spatialement plus précises que l'échelle communale pour localiser les départs de feu.

Le LiDAR, quant à lui, est une technique qui apporterait une réelle plus-value dans le cadre de la cartographie du risque incendie, notamment en ce qui concerne la vulnérabilité de la végétation. En effet, le LiDAR comble un manque de données sur les strates présentes sous couvert arboré. Une strate arbustive dense sous couvert peut faciliter la propagation du feu jusqu'à la cime, quand bien même l'essence arborée est peu inflammable. Afin de caractériser cette continuité verticale, différents paramètres peuvent être relevés via cette technique tels que la Fraction de la surface terrestre couverte (FCC), la hauteur moyenne des arbres ou encore le Canopy Relief Ratio, un indicateur lié à la longueur libre de couvert de la masse calculé à partir d'observations des hauteurs (Parker & Russ, 2004). Ces paramètres peuvent également servir à déterminer les classes de combustibles des formations végétales via le logiciel du FCCS. Si la carte SIG des formations végétales n'est pas suffisamment précise et/ou actualisée, certaines méthodes de classification comme la méthode Prometheus nécessitent même uniquement les informations sur la structure végétale relevées par le LiDAR (Domingo et al., 2020). Enfin, cette technique présente l'avantage d'un gain de temps et d'argent par rapport à une campagne d'inventaire de terrain. De ce fait, il s'agit d'un outil intéressant, notamment pour appuyer les actions de gestion qui cherchent à réduire le risque incendie.

7. Réflexion sur la mise au point d'une méthode pour l'adaptation des forêts du PNRPA au changement climatique

(Alice BERTRAND, Flavia PAYGNARD, Justine RENAUD, Léa VERMERSCH)

7.1. Introduction

Après avoir étudié la vulnérabilité des peuplements présents sur le PNRPA, l'objectif est maintenant d'essayer de trouver de nouvelles méthodes de gestion de ces peuplements pour faire face aux changements climatiques et ses effets.

Pour cela, la réflexion a été portée sur la détermination des enjeux principaux présents sur le territoire. En utilisant à la fois le diagnostic réalisé par Coline DUBOIS lors de son stage, la charte du Parc, les documents de candidature au projet LIFE ARTISAN et les interventions données à notre promotion sur le territoire, cinq grands enjeux ont été déclarés importants pour le territoire et ses habitants (Dubois, 2021; Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises, 2008, 2018)

Ces enjeux sont les suivants :

- La préservation de la biodiversité
- La cohabitation avec les risques naturels
- La qualité de l'eau dans les zones de captage
- La préservation du cadre de vie et des paysages pour le tourisme ainsi que pour les habitants
- Le maintien de la filière bois

Chacun de ses cinq enjeux sera divisé en plusieurs "sous-enjeux" selon les documents cités ci-dessus ainsi que le Schéma de Cohérence Territoriale (SCoT) (Syndicat Mixte du SCOT de la Vallée d'Ariège, 2021) et le Schéma d'Aménagement et de Gestion de l'Eau (SAGE). Cela sera détaillé dans la partie suivante.

Chacun de ces cinq enjeux est sensible aux effets du changement climatique (Dubois, 2021). En effet, à moyen ou long terme, les effets du changement climatique seront :

- Une augmentation du stress hydrique (cf sujet 1 "Caractérisation et cartographie de l'évolution du stock d'eau du sol en contexte de changement climatique")
- L'augmentation des risques naturels déjà présents sur le territoire et du risque incendie (cf sujet 4 "Quels outils peut-on mettre en œuvre pour cartographier le risque d'incendie ?")
- L'augmentation des tempêtes et des événements météorologiques extrêmes
- L'augmentation des gels tardifs et des phénomènes de neige lourde
- La prolifération d'agents pathogènes

Tous ces effets pourront avoir un impact sur les peuplements forestiers en place comme des dépérissements massifs, et à terme, le déclin du fonctionnement des écosystèmes, et donc des services écosystémiques qu'ils procurent.

Ainsi, il est donc nécessaire de proposer de nouvelles méthodes permettant de faciliter l'adaptation face aux changements climatiques dès maintenant afin de ne pas se retrouver dans une impasse d'ici les prochaines années. Comme le Parc fait partie du projet LIFE ARTISAN, les recommandations de gestion devront être en concordance avec les Solutions d'Adaptation Fondées sur la Nature. Par la suite, nous tenterons de créer un outil et une méthode pour proposer des mesures de gestion des différentes forêts du PNRPA, en adaptation aux changements climatiques et aux enjeux du territoire. L'outil et la méthode seront pensés pour être généralisables et reproductibles sur d'autres territoires.

7.2. Méthode

7.2.1. Méthode de la construction des cartes présentant chaque enjeu

Afin de spatialiser les enjeux sur notre zone d'étude, des cartes ont été réalisées pour illustrer chaque enjeu. Elles ont été construites en grande partie avec les couches des enjeux utilisées par Coline Dubois pour son stage, mais elles ont aussi été complétées par des couches récupérées auprès d'acteurs du territoire ou bien auprès des autres groupes travaillant sur ce projet. Le choix a été fait de ne garder que les couches qui occupent moins de la moitié de la surface du Parc, dans le but de ne pas avoir trop de zones qui cumulent tous les enjeux.

7.2.1.1. Carte des enjeux liés à la biodiversité

La couche des périmètres étendus autour des grottes remarquables fournie par le PNR a été ajoutée. Elle a été dessinée en par l'ANA - Conservatoire d'Espaces Naturels Ariège en fonction des chauves-souris présentes et de la surface dont elles ont besoin autour des grottes.

Pour illustrer la trame verte et bleue sur le territoire, le PNR a fourni les couches issues du diagnostic de trame écologique réalisé en 2015. Les données des sous-trames des milieux boisés, des milieux humides et des cours d'eau ont été récupérées. Les couches des cours d'eau n'ont pas été prises en compte du fait de leur omniprésence sur le territoire. Pour les couches sur les milieux boisés et humides, seules les couches des secteurs à préserver autour des corridors ont été sélectionnées, car les cœurs de biodiversité représentent 72% du territoire du Parc. Les corridors en question sont des corridors potentiels, modélisés sous SIG par une approche éco-paysagère. Cette dernière représente moins bien la connectivité pour les espèces volantes (Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises, 2015). Les secteurs à préserver sont des zones tampons de 500 m autour des corridors qui présentent des niveaux de connectivité fort et moyen. Les secteurs à restaurer correspondent aux corridors ayant des coûts de déplacement supérieurs au coût maximum de dispersion mais qui présentent un fort indice de connectivité. Cette couche ne prend en compte que la restauration des corridors pour les espèces à forte capacité de dispersion (JUDGE, 2022).

7.2.1.2. Carte des enjeux liés aux risques

La couche des zonages d'aléas comprenant uniquement les risques d'inondation, d'avalanche et de mouvement de terrain provient du site Géorisques où les cartographies du plan de prévention des risques naturels sont accessibles. La donnée a été actualisée en septembre 2020.

Une couche pour spatialiser l'érosion a été créée en calculant l'indice de puissance de flux (Stream Power Index, SPI) qui prédit l'érosion et la déposition nettes à partir du MNT. Les 20 % de valeurs de SPI les plus élevées ont été sélectionnées pour ne garder que les cas d'érosion forte sur la carte (Wilson et Gallant, 2000).

La couche des forêts de protection a été récupérée auprès de la DRAAF d'Occitanie en 2019 et ajouté à la carte des enjeux liés aux risques.

Pour les autres types de risques ciblés sur la zone d'étude comme le retrait-gonflement des sols et les crues torrentielles, une couche issue de la Direction Départementale des Territoires (DDT) présentant la présence ou l'absence de ces risques par commune aurait pu être utilisée, mais ces risques étaient présents dans la quasi-totalité des communes.

La couche de risque incendie sur la période 2021-2050 (centrée sur 2035) a été récupérée auprès du sujet 4 (chapitre 6) travaillant sur les incendies. Il a été choisi de ne garder que les catégories de risques supérieures ou égales à 2.

7.1.2.3. Carte des enjeux liés au paysage

La couche des zones visibles depuis les points de vue panoramiques est issue du stage de Coline Dubois. Elle se compose d'une catégorie de zones visibles depuis un point de vue et d'une autre catégorie de zones visibles depuis au moins deux points de vue.

La couche des sentiers de randonnée provient aussi du stage de Coline Dubois, qui a créé une zone tampon de 25m autour des sentiers de randonnée (Dubois, 2021). Elle provient du Plan départemental des itinéraires de promenade et de randonnée (PDIPR) d'Occitanie.

La couche des paysages remarquables rassemble les paysages considérés comme à préserver en priorité dans la rédaction de la Charte de 2008. Ils comprennent entre autres les sites inscrits et classés, et les sites grandioses largement connus et remarquables. Elle provient du PNRPA.

Ces données issues de la Charte de 2008 devraient être renouvelées avec la Charte plus récente.

Pour illustrer la fréquentation des sentiers de randonnée, un raster du passage des utilisateurs de l'application Strava a été utilisé. Du fait de la faible résolution de la donnée, des polygones des zones les plus fréquentées ont été dessinés à la main. Cette donnée imprécise ne renseigne que sur les sentiers parcourus par un certain type d'utilisateurs (sportifs, jeunes...).

7.1.2.4. Carte des enjeux liés à l'eau potable

Une couche des bassins versants dont les exutoires sont les points de captage d'eau potable a été créée à partir d'une couche de périmètres de protection des zones de captage récupérée sur le site de l'ARS. Ces périmètres ont été délimités soit par arrêté préfectoral, soit par un expert hydrogéologue. Les bassins versants ayant une surface inférieure à 10 ha ont été mis de côté.

7.1.2.5. Carte des enjeux liés à l'exploitation forestière

La couche d'exploitabilité est la même que celle utilisée dans le sujet 4 "Quels outils peut-on mettre en œuvre pour cartographier le risque d'incendie ?" (6.3.4.3. Enjeu exploitabilité). Seules les zones d'exploitabilité moyenne, aisée et très aisée ont été conservées. Cette couche ne donne cependant pas d'information sur la productivité des peuplements, qui donnerait une idée de leur valeur économique et donc de leur probabilité d'être exploités en priorité.

7.2.2. Carte de tous les enjeux présents sur le territoire combinés à la vulnérabilité des essences

Pour chaque carte d'enjeu toutes les couches ont été unies sous SIG pour constituer une couche générale pour chaque enjeu. Les cartes sont présentes en annexe 59. Celles-ci ont été superposées avec les cartes de vulnérabilités des essences créées par Coline Dubois (Fig. 47). Ces dernières correspondent au déficit d'évapotranspiration, un indicateur de stress hydrique (cf sujet 1, 3.4.1. Méthodologie). Chaque couche de vulnérabilité pour une essence donnée comprend trois niveaux de vulnérabilité (0, 1 et 2, respectivement faible, moyen et fort). Le pourcentage de

recouvrement de chaque enjeu sur chaque essence a été calculé (Tableau 6). Le tableau complet est disponible en annexe 60.

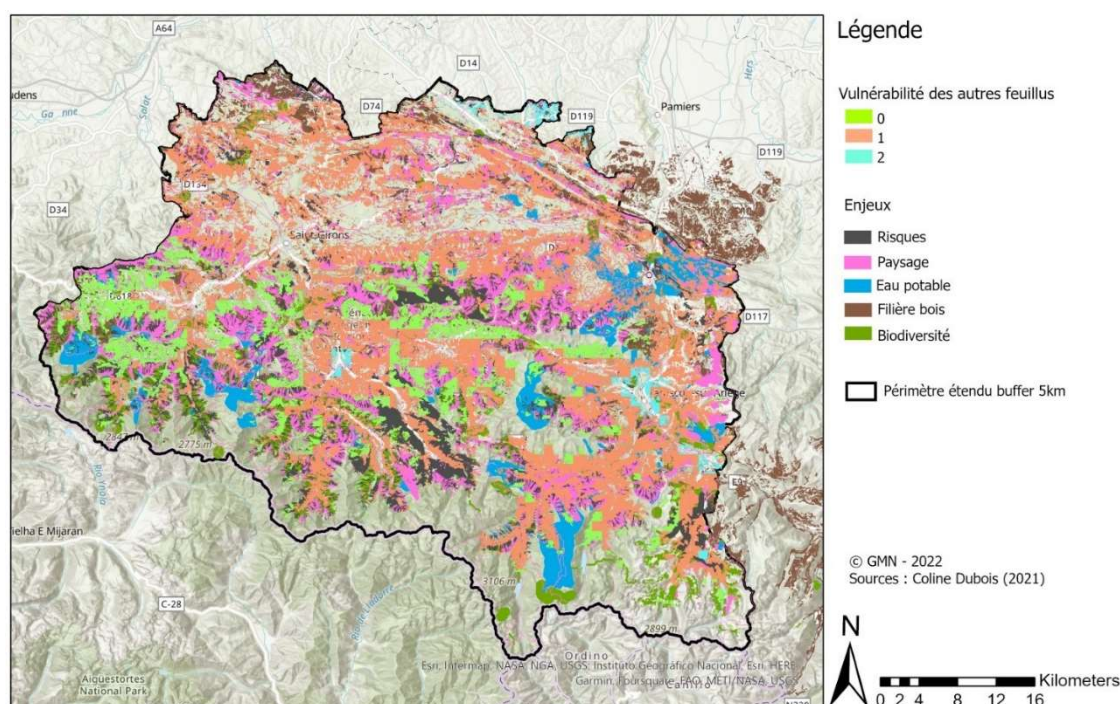


Figure 47 : Carte des enjeux couplés à la vulnérabilité de chaque essence

Tableau 6 : Pourcentage de recouvrement de chaque enjeu sur les principales essences

Essence	Biodiversité	Risques	Eau potable	Paysage	Filière bois	Surface totale
Autres feuillus	36,11	29,12	6,33	38,23	51,22	50
Hêtre	74,97	30,86	11,41	47,50	26,46	25
Chênes décidus	42,26	23,00	7,30	44,00	60,48	10
Sapinière hêtraie	55,37	25,83	8,80	48,32	46,90	7

Les différents enjeux sont plutôt bien répartis entre les essences en termes de surface. L'une d'entre elles se démarque toutefois : le hêtre. Les trois quarts de sa surface sont concernées par un enjeu de biodiversité tandis que sa surface totale occupe le quart de la zone forestière. Ces chiffres montrent l'impact sur la biodiversité des hêtraies montagnardes proches de la frontière qui sont non exploitées. Le risque concerne majoritairement le hêtre et les autres feuillus. Les chênes décidus, plus exploitables et moins concernés par les risques, le sont probablement de par leur positionnement plus en bas de versant. Les bassins versants des périmètres de protection s'étendent de manière homogène sur tous les peuplements, soulignant le caractère omniprésent de cet enjeu qui devrait être pris en compte quelle que soit la situation. Enfin, les sapinières hêtraies et hêtraies, décrites comme étant des peuplements typiques de la région, sont de plus touchées par l'enjeu paysage avec quasiment la moitié de leurs surfaces concernées.

Il serait intéressant de calculer les pourcentages de recouvrement de chaque essence sur chaque enjeu, pour définir quelle essence recouvre le plus chaque enjeu. Il est aussi envisageable

d'effectuer le même travail en prenant en compte chaque niveau de vulnérabilité pour chaque essence, pour détecter l'enjeu touchant le plus largement les peuplements à forte vulnérabilité. Ainsi, il serait plus aisé de hiérarchiser les mesures de gestion à mettre en place.

7.2.3. Elaboration d'un outil d'aide à la mise en place de mesure de gestion d'adaptation des peuplements forestiers face aux changements climatiques

7.2.3.1. Choix de l'outil

L'objectif est de créer un outil permettant aux propriétaires et gestionnaires forestiers de prendre en compte les changements climatiques, en cours et à venir, dans leur gestion forestière. Par souci de simplification, à la chaque fois que les termes « propositions de gestion » seront mentionnés, cela sous-entendra "propositions de gestion d'adaptation aux changements climatiques". Cet outil se veut à la fois général pour englober un plus grand nombre de cas possibles, et spécifique pour intégrer les caractéristiques propres au peuplement sur lequel les propositions de gestion s'appliquent. Les paramètres choisis selon lesquels les propositions de gestion varient sont : le type de traitement sylvicole actuel, la composition et la vulnérabilité du peuplement, ainsi que le contexte territorial dans lequel il se situe (enjeux présents). D'après ces attentes, c'est la forme d'une clef de détermination qui a été retenue permettant d'englober un large panel de peuplements correspondant à chaque sortie de la clef.

7.2.3.2. Première partie du raisonnement : établir un outil général pour l'appliquer à des cas concrets

La première piste de réflexion consistait à lister les différentes modalités possibles pour chaque paramètre puis, à associer à chacune des propositions de gestion qui lui sont propres et adaptées, c'est-à-dire remplir les tableaux 7 et 8. Ces tableaux complétés sont présentés dans les annexes 61, 62, 63 et 64.

Tableau 7 : Préconisations adaptées à chaque modalité liée au peuplement

Modalités	Propositions de gestion liées au type de peuplement
Vulnérabilité du peuplement face au changement climatique	
Forte	
Moyenne	
Faible	
Composition du peuplement	
Pure	
Mélangée	
Type de traitement sylvicole actuel	
Taillis	
Futaie régulière	
Futaie irrégulière	

Tableau 8 : Préconisations adaptées à chaque modalité liée aux enjeux

Enjeux	Propositions de gestion liées au territoire
Biodiversité	
Eau	
Tourisme	
Risques	
Production	

Parfois, certaines mesures de gestion proposées sont difficilement compatibles entre elles. Etant donné que l'impact d'un enjeu est à l'échelle du territoire et donc plus étendu que celui du peuplement, la gestion préconisée pour les enjeux prime sur celle liée au type de peuplement. Si plusieurs enjeux sont présents sur le territoire alors, il revient au gestionnaire de déterminer l'enjeu prioritaire. Par conséquent, les enjeux n'apparaissent pas dans la clef de détermination, figure 48. Aussi, deux cas particuliers de peuplement ont été identifiés : le cas post-dépérissement et celui des peuplements avec de forts problèmes sanitaires (ravageurs, maladies). Ils n'apparaissent pas dans la clef car ce sont des cas extrêmes ayant besoin de mesures de gestion très particulières et éloignées des cas généraux traités dans la clef. Ensuite, les mesures de gestions préconisées à chaque sortie de

la clef de détermination sont construites en combinant celles référencées par modalité de paramètre dans le tableau 7. En complément de la clef de détermination générale, il y avait la volonté de créer quelques fiches actions détaillées pour des cas précis de peuplements présents sur le PNRPA.

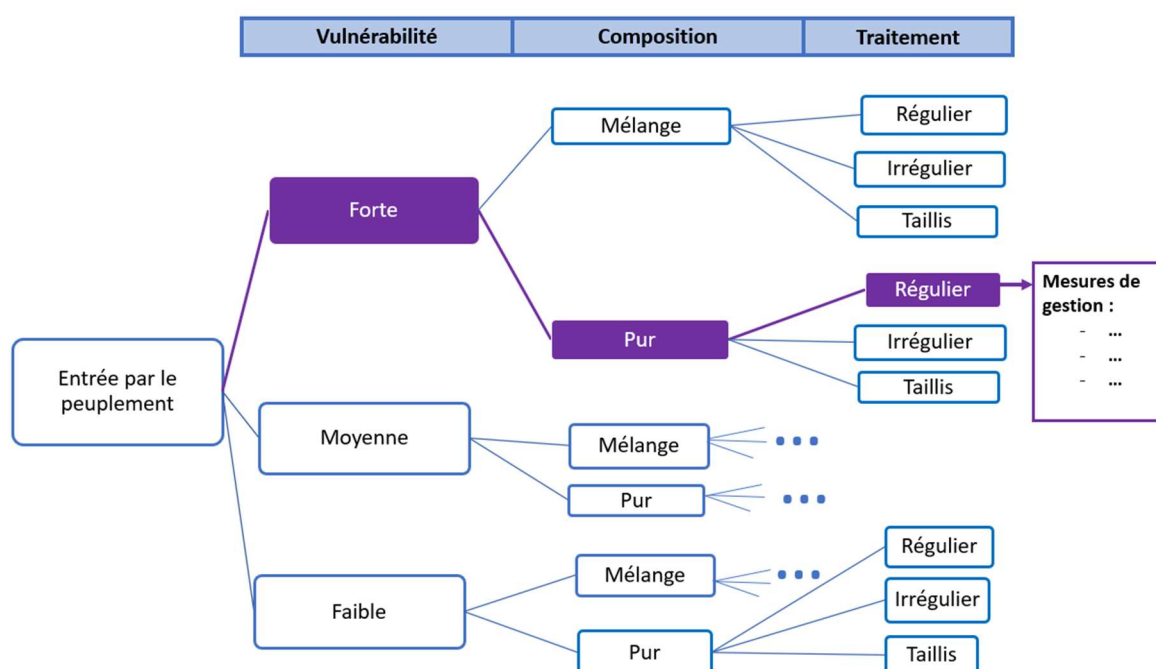


Figure 48 : maquette de la clef de détermination et son fonctionnement

Proposer des mesures de gestion pour chaque enjeu a été possible car ils relèvent chacun de cas concrets. Cependant, la démarche élaborée a révélé ses limites lors de la recherche de recommandations de gestion pour chaque modalité du Tableau 7. En raisonnant directement sur des cas généraux, les propositions de gestion étaient trop déconnectées du territoire et elles n'étaient pas contrastées entre les différentes modalités d'un paramètre. Par exemple, des mesures assez similaires étaient suggérées pour les peuplements très vulnérables ou peu vulnérables.

Un changement de stratégie a donc été adopté. Pour autant, cette première phase de réflexion ne fut pas vaine car elle nous a permis d'identifier une pluralité de cas possibles sans se restreindre uniquement à ceux présents dans le PNRPA. De fait, des cas posant problèmes dans d'autres territoires que le PNRPA ont pu être envisagés. Par exemple, les pessières dépérissantes de plaine sont un cas problématique en France mais elles ne sont pas représentées dans le PNRPA. Or, elles apparaissent tout de même dans le raisonnement général à travers les cas particuliers hors clef de détermination.

7.2.3.3. Changement de stratégie : des mesures de gestion ancrées dans un territoire à la construction d'un outil général

Il a été décidé de s'appuyer sur les cas particuliers des peuplements forestiers du PNRPA pour construire un outil à plus large portée. Pour ce faire, il faut regrouper les informations sur les caractéristiques des différents peuplements du PNRPA pour identifier les grands types de peuplement présents sur ce territoire en fonction de leurs caractéristiques : vulnérabilité, composition et traitement. Ici, dans la composition, il sera aussi pris en compte les essences présentes et non plus uniquement le caractère mélangé ou pur du peuplement. Ensuite, il s'agit de proposer des gestions

concrètes et précises à chaque type de peuplement identifiés. Les mesures de gestion proposées pour les différents cas pratiques sont comparées pour essayer de distinguer des tendances en fonction d'un caractère du peuplement. Par exemple, les mesures de gestion proposées pour les sapinières et celles proposées pour les hêtraies du PNRPA sont comparées. S'il y a des similitudes, il faut regarder si elles sont liées au caractère "pur" (pour le paramètre composition) du peuplement. Et enfin, si c'est le cas, il est également nécessaire de voir si c'est généralisable à d'autres essences. Pour remplir toutes les cases de la clef de cette manière, cela demande un travail poussé d'analyse et de recherches bibliographiques, ce qui n'était pas possible dans le temps imparti du projet.

7.2.4. Choix des cas particuliers

D'après le Parc et les acteurs du territoire, les peuplements de feuillus mélangés sont les plus présents sur le territoire. Le calcul de la surface de chaque peuplement ainsi que leur représentation dans le territoire a été réalisé et rassemblé dans le tableau 9. Cette évaluation a été réalisée à partir de la BD_forêt. A cela a aussi été ajouté la vulnérabilité de chaque peuplement présent sur le territoire du Parc. Le tableau complet se trouve en annexe 65.

Tableau 9 : Calcul des surfaces des peuplements forestiers principaux, de leur occupation du territoire et de leur vulnérabilité (Annexe 5, Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises, 2018)

Essence	Surface en ha	% du territoire forestier	Vulnérabilité ?
Autres feuillus	81306	50	Peu vulnérable
Hêtre	38807	24	Forte dans les hêtraies montagnardes
Chênes décidus	15794	10	
Sapin et épicéa	6917	4	Très vulnérable à vulnérable
Châtaignier	1707	1	Taillis très vulnérable
Total	144 541	95	
Surface forestière totale	161 212	100	

Ce décompte permet de vérifier que les peuplements mélangés (autres feuillus) sont majoritaires et représentent 50% du territoire forestier. D'après le dossier sur le PNRPA réalisé dans le cadre du projet Life Artisan (Annexe 5, Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises, 2018), leur vulnérabilité est plutôt faible grâce au mélange des essences présentes en place. Néanmoins, actuellement la gestion de ces peuplements ne semble pas la plus adaptée au changement climatique. Le projet LIFE préconise de s'appuyer sur le renforcement du fonctionnement naturel des peuplements (Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises, 2018). Afin de s'ancrer sur le territoire, un des exemples précis de la clef de détermination concernera les préconisations de gestion pour ce type de peuplement.

Le second type de peuplement très présent sur le territoire est la hêtraie. Présente pour 25% du territoire forestier mais faisant aussi partie des forêts mixtes (mélange feuillus et résineux) (Dubois, 2021), ces forêts présentent donc un enjeu majeur pour le Parc. De plus, les peuplements purs de

hêtre dans les zones de montagne sont considérés comme fortement vulnérables et doivent donc faire l'objet de réflexions poussées pour leur conservation ou pour la conservation d'une forêt différente mais répondant aux mêmes besoins (production, services écosystémiques, ...).

Enfin, le dernier grand peuplement présent sur le territoire du Parc est celui composé de sapins et d'épicéas. Malheureusement au vu de la construction de la BD_Forêt, la séparation entre les peuplements d'épicéas purs et de sapins purs (ou de mélange) est impossible à visualiser. Cela pose question car les deux peuplements évoluent de manière très différente et possèdent des vulnérabilités peu comparables. L'épicéa, essence allochtone, a été planté lors de reboisements issus du Fond Forestier National (FFN) et subit depuis quelques années des attaques répétées par les ravageurs (le scolyte plus précisément). Lors de ces attaques, le peuplement risque de périr très rapidement. Ainsi, une gestion assez interventionniste est nécessaire afin de modifier les peuplements avant les attaques de ravageurs et donc avant que le territoire se retrouve avec une parcelle (ou plus) sans état boisé. *A contrario*, le sapin, essence autochtone, se développe naturellement dans les zones de montagne. Sa vulnérabilité est plus due à l'augmentation des stress hydriques. Il n'est pas encore très déperissant sur le territoire et est donc moyennement vulnérable à court terme. Après entretien avec la commanditaire, les préconisations de gestion seront détaillées pour la sapinière pure.

Ainsi, au vu de la surface forestière occupée par l'ensemble des peuplements cités ci-dessus (95% du territoire forestier du Parc), et de leurs vulnérabilités, la clef s'appuiera donc sur les cas précis suivants :

- Les forêts mélangées, présentes en très grande partie sur le territoire
- La hêtraie pure, vulnérable dans les zones de montagne
- Les peuplements de sapin issus de plantations et moyennement vulnérables à l'heure actuelle mais qui le seront dans quelques années.

Ces cas concrets seront détaillés dans la partie suivante.

Par manque de temps, le cas concret de la hêtraie pure n'a pas été approfondi, nous comptons nous appuyer entre autres sur le Guide de sylviculture des Hêtraies continentales (Sardin et al., 2011). Une ébauche est présentée en annexe (Annexe 66).

7.3. Résultats : 2 cas contrastés présents sur le territoire et demandant une gestion adaptée

7.3.1. Le cas des forêts mélangées

7.3.1.1. Présentation du mélange ariégeois

Pour ce cas particulier des peuplements mélangés, le choix a été fait de choisir un mélange "type" et représentatif du territoire. En utilisant les comptes rendus du réseau de vingt-trois forêts témoins sur le territoire du Parc (Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises, 2015), et les interventions données sur le terrain, le mélange le plus représenté est composé de Hêtre, Chênes (Pubescent et Sessile), Châtaignier, Frêne et Merisier. Pour simplifier notre démarche, l'option privilégiée a été de poser le postulat que les essences étaient présentes en même proportion sauf pour le frêne et le merisier qui sont plus anecdotiques. Ainsi, le peuplement témoin serait composé de 25% de Hêtre, 25% de Chênes, 25% de Châtaignier, 15 % de Frêne et 10% de Merisier.

Un mélange peut être considéré comme une seule entité pour certains aspects comme la productivité par exemple (avec le phénomène de surproduction "overyielding" lié à la diversité des essences (Legay, 2022). Néanmoins, vis-à-vis du stress hydrique, le peuplement mélangé doit être estimé comme la somme de chaque essence, sa vulnérabilité sera donc déterminée selon la vulnérabilité de chaque essence le composant.

Ainsi, dans le tableau 10 sont présentés les conditions climatiques adaptées par rapport au déficit hydrique édaphique des cinq essences choisies (Piedallu et al., 2016) ainsi que la fiche espèce du châtaignier, et le module de comparaison des essences du site internet Clim'essence (*Comparaison d'espèces (Tous Les Critères) | ClimEssences*, n.d.).

Tableau 10 : Récapitulatif des conditions climatiques adaptées pour les cinq essences choisies

Tableau 10-A : Selon les limites de déficit hydrique édaphique (ETP – ETR)

Essence	Limites de déficit hydrique (DH) (en mm)	Remarques
Chêne pédonculé	0 - 65	
Chêne pubescent	25 - 83	
Hêtre	0 - 56	
Châtaignier	Pas de donnée autécologique de DH	Ici ce sont les classements de Clim'essence pour le châtaignier qui feront foi
Frêne	0 - 52	
Merisier	0 - 61	

Tableau 10-B : Selon les classements de Clim'essence pour la résistance face aux fortes sécheresses

Essence	Résistance du peuplement pur	Remarques
Chêne pédonculé	Moyenne	Résistance des juvéniles moyenne
Chêne pubescent	Bonne	Résistance des juvéniles bonne
Hêtre	Médiocre	Résistance des juvéniles médiocre
Châtaignier	Bonne	Résistance des juvéniles médiocre
Frêne	Pas de donnée	Ici ce sont les valeurs du tableau 10-A qui s'appliquent
Merisier	Moyenne	Bonne résistance des juvéniles

Ainsi, suivant les deux classements ci-dessus dans les tableaux 10-A et 10-B, il ressort que les essences du mélange ont une bonne résistance aux sécheresses. Pour le cas du châtaignier, nous avons choisi de le modéliser comme du chêne pédonculé (en portant une attention plus forte aux juvéniles) car les deux évaluations de Clim'essence étaient les mêmes en ce qui concerne la résistance aux sécheresses, aux fortes chaleurs et aux autres conditions climatiques et édaphiques. Pour la suite,

réaliser le modèle du comportement du châtaignier par rapport au stress hydrique édaphique permettrait de le comparer réellement aux autres essences et ainsi d'avoir une analyse plus fine.

Pour classer les essences ci-dessus, il faut comparer les limites maximales des déficits hydriques édaphiques. Si une classification entre ces essences devait être effectuée, elle pourrait s'apparenter à celle-ci :

Frêne < Hêtre < Merisier < Chêne pédonculé < Châtaignier et Chêne pubescent

(Où "<" signifie "moins résistant que")

Pour ensuite trouver la vulnérabilité des essences, il faut comparer ces valeurs aux valeurs des déficits hydriques actuels qui sont à retrouver dans le SIG correspondant à la vulnérabilité des essences sur le territoire.

Avec tous ces éléments, des mesures de gestion se sont dégagées pour les peuplements de feuillus mélangés.

7.3.1.2. Préconisations de gestion adaptées

Dans un peuplement de feuillus mélangés, la préconisation principale est de conserver le mélange. C'est-à-dire de travailler arbre par arbre pour conserver la même proportion de chaque essence.

Aussi, vis-à-vis du changement climatique, la valorisation de toutes les essences les moins vulnérables du peuplement (comme les chênes ou le châtaignier), est primordiale pour entretenir le mélange. Néanmoins, cette sélection ne doit pas se réaliser sur la seule essence la plus résistante du mélange pour ne pas aboutir à terme à un peuplement pur. Aussi, si une essence moins vulnérable que celles en place dans le peuplement arrive et se maintient, des efforts doivent être faits pour la conserver.

Une irrégularisation du peuplement peut être à prévoir, ou a minima un allongement de la récolte du peuplement parent lors des entrées en régénération, avec un prélèvement de 30% maximum du capital lors des coupes pour garder un abri au-dessus des semis (ou des plants si besoin). Afin de maximiser la régénération naturelle, des discussions avec les acteurs du monde de la chasse seraient à prévoir pour rétablir l'équilibre sylvo-cynégétique et ainsi diminuer la pression du gibier sur les semis (cf annexe 63).

7.3.1.3. Enjeux présents sur ces peuplements

Ces peuplements très représentés sont importants car ils représentent l'Ariège et la qualité de vie décrite par les habitants. Aussi, ils participent à la production de bois pour l'alimentation de la filière. Enfin, ce sont des peuplements riches en biodiversité à conserver. Des mesures de gestions ont été réfléchies pour chacun de ces enjeux. La liste de la réflexion complète se trouve en annexe 61.

Pour conserver le paysage existant et éviter une dénaturation de l'image en place dans l'esprit des habitants, les coupes rases suivies de plantation ou les coupes très fortes sont à écarter. La préconisation serait plutôt de garder un couvert continu et si l'introduction d'essences était nécessaire, de conserver des essences ressemblant au peuplement en place actuellement (conserver un peuplement de feuillu).

Pour préserver la production de bois, une exploitation respectueuse des sols est primordiale. Ainsi, si des cloisonnements d'exploitation ne sont pas ouverts, il est nécessaire de les ouvrir et de les maintenir de façon pérenne pour les prochaines exploitations. De plus, la desserte des parcelles est aussi une nécessité avec la création de routes forestières et de pistes afin de faciliter le passage respectueux des engins. Cependant, ces élaborations doivent respecter les zones de quiétude définies par le PNRPA (zones les plus éloignées des dessertes existantes actuellement), zones refuge pour la faune sensible aux activités humaines. Enfin, l'utilisation d'engins moins lourds que les machines actuelles, comme le cheval pour réaliser de la traction animale, ou encore l'exploitation par câble mâât sont à envisager pour la préservation des sols forestiers au sein des parcelles.

Enfin, afin de préserver la biodiversité présente sur place, la création d'îlots de sénescence ou de vieillissement pour respectivement ne pas exploiter les arbres ou décaler le diamètre d'exploitabilité permettrait de conserver plus de gros bois vivant (ou mort) et ainsi d'augmenter cette biodiversité. Aussi, une sensibilisation sur les arbres habitats, arbres isolés à conserver pour leur apport en termes de gîte et couvert pour les êtres vivants et à laisser dans le peuplement, pourrait être menée afin de créer ou conserver une trame de biodiversité au sein d'un même peuplement.

7.3.2. Le cas des sapinières

La grande majorité des sapinières présentes sur le territoire du PNRPA sont issues des plantations post seconde Guerre Mondiale, financées par le Fond Forestier National (FFN) (Annexe 5, Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises, 2018). De par leur forte artificialisation et leur composition monospécifique, ces peuplements sont vulnérables aux changements climatiques même s'ils ne sont pas encore aussi touchés par des dépérissements massifs comme c'est le cas dans d'autres régions françaises, comme dans la vallée de la Doller (Grand Est) (GMN 2021 AgroParisTech, 2021). Ces sapinières, peuplements montagnards, concentrent des enjeux de production et de protection des risques érosion et avalanche.

Deux états sanitaires de ces peuplements peuvent être distingués :

- Sapinières moyennement vulnérables (1)
- Sapinières très vulnérables, avec quelques patches de dépérissements (2)

7.3.2.1. Pistes de gestion cas 1 : Sapinières moyennement vulnérables (Legay, 2022)

Le sapin étant originellement présent en montagne sous la forme d'hêtraie-sapinière, une première mesure peut être de favoriser le retour de cette association naturelle. Les mélanges feuillus-résineux sont très intéressants car ces essences ne possèdent pas la même niche écologique (Lebourgeois, 2022) : leurs fonctionnements hydriques sont assez différents. De ce fait, il y a moins de compétition pour la ressource eau dans la hêtraie-sapinière que dans la sapinière ou la hêtraie pures. Aussi, en hiver les essences feuillus perdent leurs feuilles, cela diminue l'interception de l'eau par le couvert et donc la réserve en eau du sol se remplit mieux que dans une sapinière pure.

Le mélange hêtre-sapin bénéficie davantage au hêtre qu'au sapin (Legay, 2022). De plus, le hêtre étant légèrement plus résistant que le sapin au stress hydrique, il est préférable d'avoir d'autres essences feuillues dans le mélange. Plusieurs stratégies sont alors envisageables. Tout d'abord, diminuer la densité du peuplement de sapin permettrait à la fois de limiter le stress hydrique, et d'amener plus de lumière au sol facilitant la régénération naturelle de nombreuses espèces héliophiles. Des fruitiers pourraient s'installer, leurs graines étant disséminées par les oiseaux sur de

longues distances. Cela diversifiera le peuplement en essences d'accompagnement favorisant toute la biodiversité associée.

En complément de la régénération naturelle, des plantations pourront être envisagées afin de cibler des essences valorisables en production pour répondre aussi à cet enjeu. Des essences comme les chênes ou le châtaignier peuvent être introduites dans le mélange par migration assistée de courte distance. En effet, ces essences sont présentes à plus basse altitude dans le PNRPA, donc les semences de ces peuplements peuvent être utilisées pour les introduire en plantation plus haut en altitude, en anticipation des changements climatiques en cours. Les essences supportant l'ombre lors de leur croissance, comme le hêtre, pourront être introduites directement en plantation sous les sapins. En revanche, les essences héliophiles, comme le chêne pubescent, auront besoin d'être plantées en îlots dans des trouées pour se développer.

Pour limiter le risque d'érosion des sols, il est préconisé d'apporter une attention particulière au sol lors de l'exploitation du peuplement. Pour cela, la récolte du peuplement ne peut se faire que lorsque le sol est sec pour éviter la création d'ornières. Favoriser la création de pistes avec une pente faible limite la création de zones où l'eau va ravinier fortement lors de pluies importantes.

7.3.2.2. Pistes de gestion cas 2 : Sapinières avec des patchs de dépérissements (Legay, 2022)

Une gestion plus interventionniste et des efforts plus importants seront à mettre en œuvre sur ces zones mises à nu par des dépérissements massifs. Mais, c'est aussi l'occasion de faire des tests pour explorer des pistes de gestion plus audacieuses et différentes du peuplement présent initialement et ayant dépéri. Des essences différentes du peuplement initial peuvent être plantées. Par exemple, les trouées créées par les patchs de dépérissement sont utilisables pour faire des plantations en îlot d'essences héliophiles de début de succession qui ne pourraient pas se développer sous le couvert du sapin. Cela pourrait être du pin sylvestre car il est déjà présent naturellement à d'autres endroits sur le PNRPA et ensuite, une autre essence pourrait être introduite en-dessous pour obtenir un mélange. Ces patchs de dépérissement créent donc l'opportunité de diversifier le peuplement en essences mais aussi en termes de classes d'âge des arbres, ce qui est un aspect important dans la résilience d'un peuplement face aux changements climatiques.

Un autre choix très différent en termes de gestion peut être fait : envisager de repartir de la banque de graine présente dans le sol. En effet, en fonction de la situation, de l'ampleur du dépérissement, la régénération naturelle est aussi pertinente à tester et peut être combinée aux pistes de gestion précédemment évoquées.

7.4. Discussion

La création de cas concrets et la proposition de gestion associée ont permis de mettre en lumière certains types de peuplements comportant certains enjeux remarquables sur le territoire. Ces raisonnements ancrés dans le territoire devraient permettre ensuite de remplir la clef de détermination (cf 7.2.3. Elaboration d'un outil d'aide à la mise en place de mesure de gestion d'adaptation des peuplements forestiers face aux changements climatiques). Mais ils nous semblent incomplets pour que l'outil puisse être adapté à tout le territoire (et à d'autres territoires). Ainsi, pour compléter ce travail, il faudrait poursuivre la compilation de références bibliographiques et d'expertises de personnes spécialistes des autres peuplements. Ce qui est ressorti des analyses menées lors de ce projet est qu'il n'y a pas une solution "miracle" qui permettra de faire face aux effets du changement climatique. La gestion doit être adaptée à chaque peuplement selon ses propres

caractéristiques. La seule mesure de gestion généralisable à tous les peuplements est de diversifier les peuplements pour diversifier les gestions afin d'augmenter la résilience du territoire.

Pour compléter la clef, le temps et des connaissances approfondies sur les différentes mesures de gestions actuelles nous ont manqué lors de ce projet, nous avons donc choisi de proposer des pistes d'innovations qui pourront être complétées par le PNRPA et les acteurs du territoire (lors de comités de pilotage ou d'ateliers thématiques). Nous sommes convaincus que ce projet peut et doit être approprié par les acteurs du territoire pour qu'il soit pérenne.

Afin de compléter cette étude, il nous semble important d'enrichir les données cartographiques relatives aux enjeux du territoire et donc l'outil en dépendant. Pour améliorer la connaissance sur la fréquentation touristique des lieux étudiés dans ce projet, sensibiliser les offices de tourisme à comptabiliser les demandes effectuées sur les sites remarquables nous semble être pertinent. Avant d'avoir une banque de donnée importante, continuer le travail via les applications de sport (ou de tourisme) nous paraît être une piste intéressante. Aussi, pour l'étude de la trame verte et bleue, il serait pertinent d'ajouter à l'outil cartographique la couche des cœurs de biodiversité mise à jour. Enfin, le seuil considérant les érosions comme les plus fortes ayant été fixé arbitrairement à 20% et l'indice de SPI ayant été sélectionné pour simplifier les calculs, il pourrait être pertinent de choisir un autre indice comme le Revised Universal Soil Loss Equation (Wilson & Gallant, 2000).

En conclusion, ce travail a permis d'élaborer des pistes de réflexions sur de nouvelles gestions adaptées au changement climatique. C'est maintenant aux acteurs locaux de les adapter au territoire.

Conclusion générale

Ce qui est ressorti de cette étude est que les peuplements du territoire du Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises sont tous différents, suivant leur composition et donc leur vulnérabilité face aux changements climatiques.

Il est donc important de répartir les efforts mis en place sur le territoire pour prendre en compte à la fois les situations urgentes qui nécessitent un traitement impératif mais aussi les peuplements qui paraissent moins vulnérables aujourd'hui mais dont la situation sera critique dans quelques années. Cela est préconisé pour éviter que le territoire ne se retrouve dans la même urgence que d'autres territoires de France actuellement, comme la vallée de la Doller dans les Vosges par exemple.

Dans un premier temps, certains peuplements à surveiller ont pu être mis en avant.

Le faible dépérissement (comparé au reste de la France) observé aujourd'hui dans le PNRPA s'explique en grande partie par le faible stress hydrique auquel est soumis le PNRPA. L'étude de l'évolution future de la ressource en eau indique cependant que cette situation n'est pas amenée à durer. Malgré les incertitudes liées aux différents modèles et scénarios possibles du GIEC, il apparaît que le stress hydrique va augmenter dans le PNRPA. Il est donc important de noter que ces peuplements bénéficient aujourd'hui d'une ressource abondante en eau qui protège la forêt du dépérissement, mais cette protection est amenée à se réduire voire disparaître à l'avenir.

Les données de télédétection ont permis de déterminer que plus l'altitude est faible, plus les dépérissements sont présents. De plus, certaines essences résineuses semblent moins touchées par le dépérissement que les autres, c'est le cas des pins à crochets et pins cembro. A l'inverse, certaines essences feuillues semblent plus affectées par le dépérissement que les autres essences, c'est le cas du châtaignier. Ceci peut être lié aux problèmes sanitaires, notamment cynips, chancre et encre. Ces paramètres et essences plus ou moins touchées par le dépérissement sont importants à prendre en compte dans une optique d'adaptation au changement climatique, afin de déterminer les zones les plus vulnérables.

Pour le risque incendie, actuellement, les peuplements les plus soumis au risque sont ceux situés en plaine (au Nord du territoire du PNRPA) et dans les vallées mais couvrent une faible part du territoire du PNRPA. Dans le futur, les prédictions prévoient une augmentation du risque dans ces zones et une progression selon le gradient d'altitude du fait de l'accentuation des sécheresses. Les zones montagneuses au Sud du territoire restent globalement peu soumises au risque incendie d'après la méthode de cartographie mise en œuvre.

Dans un second temps, les méthodes de surveillance à privilégier ont pu être discutées.

Pour valider certains des modèles et des préconisations, plus de données issues du terrain auraient été nécessaires. Ainsi, afin de faciliter la surveillance, une augmentation de la banque des données de terrain serait bienvenue.

De plus, pour identifier les signes de dépérissement futurs, il faudrait réaliser un nouveau bilan de l'état de santé des peuplements avec des données disponibles comme les placettes de l'inventaire forestier de l'IGN par exemple, dans 2 ou 3 ans. Cela permettrait d'avoir plus de recul sur les signes de stress actuels et de voir si les tendances à l'augmentation de ces signes de stress se poursuivent.

L'utilisation de la télédétection semble en outre pertinente pour appréhender les dépérissements et donc les zones prioritaires. Un protocole spécialisé d'observation de terrain de stress et de dépérissement adapté à l'objectif de validation des données satellites serait nécessaire pour une valorisation rigoureuse des données issues de la télédétection. L'imagerie satellitale, les indices infrarouges de végétation et *Fordead* sont des outils intéressants que le PNRPA pourrait utiliser à l'avenir.

Toutes ces connaissances permettront de prioriser les cas et de cibler où intensifier les efforts. Ces pistes concernant les zones à privilégier et les moyens de surveillance à employer et à développer permettront la mise en place par les acteurs du territoire des pratiques de gestion adaptées.

Bibliographie

- Anderson, H. E. (1982). Aids to determining fuel models for estimating fire behavior. *Gen. Tech. Rep. INT-122*. Ogden, Utah: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 22p., 122, 22. <https://doi.org/10.2737/INT-GTR-122>
- Beven, K. J., & Kirkby, M. J. (1979). A physically based, variable contributing area model of basin hydrology / Un modèle à base physique de zone d'appel variable de l'hydrologie du bassin versant. *Hydrological Sciences Bulletin*, 24(1), 43–69. <https://doi.org/10.1080/02626667909491834>
- Brûlage des végétaux et écobuages les règles à respecter—Actualités—Les services de l'État en Ariège*. (n.d.). Retrieved 16 December 2022, from <https://www.ariège.gouv.fr/Actualites/Brulage-des-vegetaux-et-ecobuages-les-regles-a-respecter>
- Burgan, R. E., Rothermel, R. C., & Intermountain Forest and Range Experiment Station (Ogden, U. (1984). *BEHAVE: Fire behavior prediction and fuel modeling system, fuel subsystem*. U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. <https://catalog.hathitrust.org/Record/007414080>
- Chatry, C., & Le Gallou, J.-Y. (2010). *Rapport de la mission interministérielle Changement climatique et extension des zones sensibles aux feux de forêts* (p. 190). <https://www.vie-publique.fr/rapport/31347-changement-climatique-et-extension-des-zones-sensibles-aux-feux-de-foret>
- Chéret, V., & Denux, J.-P. (2022). *Contribution de la télédétection au diagnostic de la vulnérabilité des forêts du Parc naturel régional des Pyrénées ariégeoises*. Ecole d'ingénieurs de PURPAN.
- Claessens et al. (2022). *Analyse de séries temporelles d'image Sentinel-2 pour la détection des épicéas scolytés*.
- Comparaison d'espèces (tous les critères) | ClimEssences*. (n.d.). Retrieved 13 December 2022, from <https://climessences.fr/fiches-especes/comparaison-despeces-tous-les-criteres>
- Dagorne, Duché, & Castex. (1994). *Protection des forêts contre l'incendie & Système d'information géographique* (p. 12). https://www.foret-mediterraneenne.org/upload/biblio/FORET_MED_1994_4_409.pdf
- DatosRTVE. (2022, November 28). *Incendios activos | Mapas en tiempo real y datos históricos*. RTVE.es. <https://www.rtve.es/noticias/20221128/incendios-ultima-hora/2355461.shtml>
- Daubree, J.-B. (2020, December 9). *(188) Des dépérissements différenciés à l'échelle nationale—YouTube*. https://www.youtube.com/watch?v=I58nOpgj6_o

- Dauriac, F. (2004). *Suivi multi-échelle par télédétection et spectroscopie de l'état hydrique de la végétation méditerranéenne pour la prévention du risque de feu de forêt* (p. 221) [Phdthesis, Doctorat Sciences de l'eau, ENGREF, Montpellier]. <https://hal.inrae.fr/tel-02583466>
- Domingo, D., Riva, J., Lamelas, M., García-Martín, A., Ibarra, P., Echeverría, M., & Hoffrén, R. (2020). Fuel Type Classification Using Airborne Laser Scanning and Sentinel 2 Data in Mediterranean Forest Affected by Wildfires. *Remote Sensing*, 12 (21). <https://doi.org/10.3390/rs12213660>
- D.S.F. (2018, June 7). *Forêts—Chêne pédonculé*. <http://ephytia.inra.fr/fr/C/25492/Forets-Chene-pedoncule>
- Dubois, C. (2021). *Diagnostic de vulnérabilité des forêts ariégeoises face aux changements climatiques*. Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises. https://seafire.agroparistech.fr/lib/56a17ff9-db11-4a01-8d6c-27d5ea7228d6/file/SUJET_5_MESURES_GESTION/Bibliographie/rapports%20FIF/rapport%20de%20stage%20coline%20dubois.pdf
- Duche, Y., Savazzi, R., Commagnac, L., Cloppet, E., & Regimbeau, M. (2011). Essai de cartographie des massifs potentiellement sensibles aux incendies estivaux à l'horizon 2040 -. *Forêt Méditerranéenne*, XXXII(2), 217–224.
- Dutrieux, R., Féret, J.-B., & Ose, K. (2021). *Mise au point d'une méthode reproductible pour le suivi généralisé des dégâts de scolytes par télédétection satellitaire*. ONF - Rendez-vous techniques.
- Edenhofer, O., Pichs-Madruga, R., Sokona, Y., Farahani, E., Kadner, S., Seyboth, K., Adler, A., Baum, I., Brunner, S., Eickemeier, P., Kriemann, B., Savolainen, J., Schlömer, S., von Stechow, C., Zwickel, T., & Minx, J. C. (2014). Summary for Policymakers, In: Climate Change 2014, Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. *Cambridge University Press*, 31.
- Falbet, P. (2017). *Forêt ancienne, vieille forêt ... qu'es aquo?* | *VIEILLESFORETS.COM*. http://www.vieillesforets.com/foret-ancienne-ou-vieille-foret/?fbclid=IwAR0O_HAm3uZCgsj7rYeRVrHy7TTxWuPx_5fgr1ZtKM1f6ZrJTAH5J_e03Y4
- Fiches descriptives des grandes régions écologiques (GRECO) et des sylvoécorégions (SER)—INVENTAIRE FORESTIER*. (n.d.). Retrieved 12 December 2022, from <https://inventaire-forestier.ign.fr/spip/spip.php?article773>
- Fonctionnement du Krigeage—ArcGIS Pro | Documentation*. (n.d.). Retrieved 14 December 2022, from <https://pro.arcgis.com/fr/pro-app/latest/tool-reference/spatial-analyst/how-kriging-works.htm>
- Franklin et al. (1987). Tree Death as an Ecological Process. *Oxford University Press*. <https://doi.org/10.2307/1310665>

- Gitelson, A. A., Gritz †, Y., & Merzlyak, M. N. (2003). Relationships between leaf chlorophyll content and spectral reflectance and algorithms for non-destructive chlorophyll assessment in higher plant leaves. *Journal of Plant Physiology*, 160(3), 271–282. <https://doi.org/10.1078/0176-1617-00887>
- GMN 2021 AgroParisTech. (2021). *Vulnérabilité des peuplements de sapins des forêts de la Vallée de la Doller face au changement climatique (Massif des Vosges, Haut Rhin)* (p. 108). https://seafire.agroparistech.fr/lib/56a17ff9-db11-4a01-8d6c-27d5ea7228d6/file/1_DONNEES_FOURNIES/Rapport_et_annexes_GMN_CCRN2021/Rapport_2021_CCRN.pdf
- Jappiot, M., Blanchi, R., & Alexandrian, D. (2001). *Cartographie du risque d'incendie de forêt: Besoins, méthodes et données. Essai de normalisation*. 11. <https://hal.inrae.fr/hal-02580621>
- Jolivot, C. (2020). *Bilan*.
- JUDGE, V. (2022, February). *Modélisation de l'occupation et de la Trame Verte et Bleue sur le périmètre d'extension du Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises*. <https://webmail.agroparistech.fr/service/home/~/?auth=co&loc=fr&id=21198&part=2>
- Laroumagne, P. (2022). *Evaluation de la vulnérabilité des forêts en Déodat*. UMR Silvae.
- Lebourgeois, F. (2022, December). *Gestion forestière et changements climatiques Adaptation et Atténuation Quelques éléments de réflexion...* https://seafire.agroparistech.fr/lib/56a17ff9-db11-4a01-8d6c-27d5ea7228d6/file/2_COURS/GCC_3AD3_Lebourgeois_Nov2021.pdf
- Lebourgeois, F., & Piedallu, C. (2005). Comment appréhender le niveau de sécheresse dans le cadre des études stationnelles et de la gestion forestière? Notion d'indices bioclimatiques, méthode d'estimation de l'évapotranspiration potentielle. *Revue Forestière Française, LVII, volume 4/2005*, p331-356.
- Legay, M. (2022, May 19). *Les leviers d'adaptation à l'échelle de la parcelle* [Conférence à l'académie des sciences].
- Les modules et paquets Python. (n.d.). *Pierre Giraud*. Retrieved 19 December 2022, from <https://www.pierre-giraud.com/python-apprendre-programmer-cours/module-paquet/>
- Marino, E., Ranz Vega, P., Tomé, J., & Noriega Agüero, M. Á. (2016). Cartografía de alta resolución de modelos de combustible forestal: Metodología de bajo coste basada en datos LIDAR. *FORESTA*, 65, 42.
- Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement. Direction de la Prévention des Pollutions et des Risques, M. de l'Équipement . D. de l'Aménagement F. et de l'Urbanisme. (1999). *Bibliothèque de l'Institut des Risques Majeurs—Plans de prévention des risques naturels (PPR) Risques d'inondation: Guide méthodologique*. http://www.irma-grenoble.com/05documentation/00bibliotheque_document_afficher.php?idDocument=48
- Molina Terrén, D. (2009). *Asignación de Modelo de Combustible para la Planificación* (pp. 265–270).

- Morandini, R. (1979). Sylviculture et incendie. *Revue Forestière Française*, 31(1), 5–9.
<https://doi.org/10.4267/2042/21951>
- Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises. (2008). *CHARTER_PRN_Pyrenees Ariegeoises*.
https://www.parc-pyrenees-ariegeoises.fr/wp-content/uploads/2016/07/CHARTER_BR.pdf
- Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises. (2015, July). *Trame écologique du Parc naturel régional des Pyrénées Ariégeoises: Diagnostic, Identification des enjeux, Plan d'actions*.
https://seafire.agroparistech.fr/lib/56a17ff9-db11-4a01-8d6c-27d5ea7228d6/file/SUJET_5_MESURES_GESTION/Bibliographie/enjeux/biodiversit%C3%A9/DiagnosticTrameEcologique_PNRPA_rapportv0.8.pdf
- Parc Naturel Régional des Pyrénées Ariégeoises. (2018). *Candidature au programme LIFE Intégré de la Commission Européenne: Annexe5 Types peuplements sensibles aux changements climatiques dans le PNRPA*. https://seafire.agroparistech.fr/lib/56a17ff9-db11-4a01-8d6c-27d5ea7228d6/file/1_DONNEES_FOURNIES/Donnes_PNR_PA/Life%20ARTISAN%20-%20Coline%20DUBOIS/biblio/PNR%20PA%20-%20territoire%20d%C3%A9monstrateur/Annexe5_Types_peuplements_sensibles_PNR.docx
- Parker, G. G., & Russ, M. E. (2004). The canopy surface and stand development: Assessing forest canopy structure and complexity with near-surface altimetry. *Forest Ecology and Management*, 189(1–3), 307–315. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.09.001>
- Piedallu, C. (2021). *Le changement climatique: Les différents impacts sur les milieux naturels*.
- Piedallu, C., Gégout, J.-C., Lebourgeois, F., & Seynave, I. (2016). Soil aeration, water deficit, nitrogen availability, acidity and temperature all contribute to shaping tree species distribution in temperate forests. *Journal of Vegetation Science*, 27, n/a-n/a.
<https://doi.org/10.1111/jvs.12370>
- Piedallu, C., Pousse, N., Bruand, A., & Figuepron, J. (2018). Estimer le réservoir en eau des sols— Quelles fonctions de pédotransfert le forestier doit-il utiliser ? *Forêt-entreprise*, 242, 28–32.
- Piedallu, C., Richard, J. B., Villiers, T., Gaudin, S., Lebourgeois, F., Legay, M., Perez, V., Daviller, S., Thirion, E., Riofrio-Dillon, G., Nicolas, M., Kochert, T., Cazet, M., Carnnot-Millard, L., Madesclaire, A., & Hodapp, R. (2011). *Cartographie de l'évolution de la contrainte hydrique en contexte de réchauffement climatique, et exemple d'utilisation dans le cadre des catalogues et guides de stations forestières*. 61.
- Pörtner, H.-O., Roberts, D. C., Tignor, M. M. B., Poloczanska, E. S., Mintenbeck, K., Alegría, A., Craig, M., Langsdorf, S., Löschke, S., Möller, V., Okem, A., & Rama, B. (2022). *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability Working Group II Contribution to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (Cambridge University Press.).
<https://doi.org/10.1017/9781009325844>
- Préfecture de l'Ariège. (n.d.). *PLAN DÉPARTEMENTAL DE PROTECTION DES FORETS CONTRE LES INCENDIES 2018-2028*.

https://www.ariège.gouv.fr/content/download/16599/105655/file/18_pb_PDPFCI_version_definitive_2018_2028.pdf

Prévention des feux de forêt. (n.d.). Ministères Écologie Énergie Territoires. Retrieved 12 December 2022, from <https://www.ecologie.gouv.fr/prevention-des-feux-foret>

Que sont les données raster ?—Aide | ArcGIS for Desktop. (2016). ArcGis for Desktop. <https://desktop.arcgis.com/fr/arcmap/10.3/manage-data/raster-and-images/what-is-raster-data.htm>

Qu'est-ce que le stress hydrique ? Comment y répondre ? (2021, February 8). [Centre d'information sur l'eau]. <https://www.cieau.com/eau-transition-ecologique/enjeux/quest-ce-que-le-stress-hydrique-comment-y-repondre/>

Riccardi, C. L., Ottmar, R. D., Sandberg, D. V., Andreu, A., Elman, E., Kopper, K., & Long, J. (2007). The fuelbed: A key element of the Fuel Characteristic Classification System This article is one of a selection of papers published in the Special Forum on the Fuel Characteristic Classification System. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(12), 2394–2412. <https://doi.org/10.1139/X07-143>

RISQUE : Définition de RISQUE. (n.d.). Retrieved 15 December 2022, from <https://www.cnrtl.fr/definition/risque>

Roman Dobarco, M., Bourennane, H., Arrouays, D., Saby, N., Cousin, I., & Martin, M. P. (2021). *Réservoir utile des sols de la France métropolitaine* [Data set]. Portail Data INRAE. <https://doi.org/10.15454/9IRARJ>

Sabatier, S., Caraglio, Y., & Drénou, C. (2014). L'architecture des arbres au service des forestiers. *Innovations Agronomiques*, 41, 119–128.

Sardin, T., Legay, M., Bock, J., & Conrard, F. (2011). *Hêtraies continentales. 1 Référentiels sylvicoles—FR.* Office National des Forêts.

SILVAE. (n.d.-a). *Evapotranspiration (ETP)*. Retrieved 16 December 2022, from https://silvae.agroparistech.fr/home/?page_id=859

SILVAE. (n.d.-b). *Evapotranspiration Réelle (ETR)*. Retrieved 16 December 2022, from https://silvae.agroparistech.fr/home/?page_id=930

SILVAE. (2012). *Réserve Utile et Déficit d'Évaporation*. https://silvae.agroparistech.fr/home/?page_id=928

Solutions d'adaptation fondées sur la Nature: Des indicateurs pour le suivi des projets. (n.d.). Cerema. Retrieved 12 December 2022, from <http://www.cerema.fr/fr/actualites/solutions-adaptation-fondees-nature-indicateurs-suivi>

- Sousa, W. (1984). The Role of Disturbance in Natural Communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. <https://www.semanticscholar.org/paper/The-Role-of-Disturbance-in-Natural-Communities-Sousa/c1994455c208f319fc13893a08b1b639b7018340>
- Syndicat Mixte du SCOT de la Vallée d'Ariège. (2021). *Bilan_Evaluation_SCoT_Vallee_de_lAriege*. http://www.scot-vallee-ariege.fr/docs/site/Bilan_SCoT_Vallee_de_lAriege.pdf
- Taccoen, A. (2019). *Détermination de l'impact potentiel du changement climatique sur la mortalité des principales essences forestières européennes* [Theses, AgroParisTech]. <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-02433527>
- Thornthwaite, C. W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review*, 38(1), 55–94.
- Thornthwaite, C. W., & Mather, J. R. (1955). The water balance. *Publications in Climatology, Centerton*.
- Villiers, T. (2011). *Cartographie prédictive à haute résolution de la réserve utile maximale du sol dans le Nord-Est de la France*. LERFoB.
- Walter, C. (1993). L'estimation de propriétés du sol par krigeage d'indicateurs confrontée à celle dérivée d'une carte pédologique. *Science Du Sol*, 31(4), 215–231.
- Wilson, J. P., & Gallant, J. C. (Eds.). (2000). *Terrain analysis: Principles and applications*. Wiley.