



HAL
open science

Étude de données en accès libre pour la caractérisation de paramètres associés au dépérissement des chênaies tempérées. Cas d'une forêt de production en climat tempéré soumise aux changements climatiques : la chênaie sessiliflore du massif de Tronçais

Clara Ottavioli

► To cite this version:

Clara Ottavioli. Étude de données en accès libre pour la caractérisation de paramètres associés au dépérissement des chênaies tempérées. Cas d'une forêt de production en climat tempéré soumise aux changements climatiques : la chênaie sessiliflore du massif de Tronçais. Sciences de l'environnement. 2023. dumas-04736064

HAL Id: dumas-04736064

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-04736064v1>

Submitted on 14 Oct 2024

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

MÉMOIRE DE FIN D'ÉTUDES

ÉTUDE DE DONNÉES EN ACCÈS LIBRE POUR LA
CARACTÉRISATION DE PARAMÈTRES ASSOCIÉS AU
DÉPÉRISSEMENT DES CHÊNAIES TEMPÉRÉES

Cas d'une forêt de production en climat tempéré soumise aux changements climatiques : la chênaie
sessiliflore du massif de Tronçais

Présenté par **Clara OTTAVIOLI**



Dominante d'Approfondissement **Gestion Forestière**

Stage effectué du 01 mars 2023 au 31 août 2023
À l'UMR PIAF de l'INRAE, Clermont-Ferrand

Sous la direction d'Éric **LACOMBE**
Encadré par **Philippe BALANDIER, Hervé COCHARD, Ludovic MARTIN**

Mémoire soutenu le **27/09/2023**

Crédits photographiques : Hervé Cochard, Clara Ottavioli

INRAE UMR PIAF, site de Clermont-Ferrand

AgroParisTech, Campus de Nancy

Institut Agro, Campus de Montpellier

MÉMOIRE DE FIN D'ÉTUDES

ÉTUDE DE DONNÉES EN ACCÈS LIBRE POUR LA
CARACTÉRISATION DE PARAMÈTRES ASSOCIÉS AU
DÉPÉRISSEMENT DES CHÊNAIES TEMPÉRÉES

Cas d'une forêt de production en climat tempéré soumise aux changements climatiques : la
chênaie sessiliflore du massif de Tronçais

Présenté par Clara **OTTAVIOLI**

Dominante d'Approfondissement **Gestion Forestière**

Stage effectué du 01 mars 2023 au 31 août 2023

À l'UMR PIAF de l'INRAE, Clermont Ferrand

Sous la direction d'Éric **LACOMBE**

Encadré par **Philippe BALANDIER, Hervé COCHARD, Ludovic MARTIN**

Mémoire soutenu le **27/09/2023**



L'établissement AgroParisTech diffuse ce mémoire et se dégage de toute responsabilité sur le contenu proposé.

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition.

L'obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document doit être respectée selon la licence Creative Commons apposée

Ce document est soumis aux conditions d'utilisation "Paternité – Pas d'utilisation commerciale – Pas de modification 4.0 France disponible en ligne : <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>



Résumé (version française)

Face à la dégradation récente de l'état sanitaire de certaines chênaies en France, se pose la question d'adapter la sylviculture dans un contexte où les stress environnementaux subis par les arbres se multiplient. Cela nécessite en amont d'identifier plus finement les facteurs de dépérissement. Pour cela, la mobilisation de BDD en accès libre conçues à une échelle globale (régionales, nationales ou européennes) est envisageable.

Ce rapport rend ainsi compte, à l'aide de relevés de terrain effectués en Forêt Domaniale de Tronçais, de l'évaluation de la justesse des BDD, relatives aux paramètres de réserve utile en eau du sol et d'indice foliaire des peuplements, à une échelle d'environ 3000 m². Il propose également, à l'aide de photographies aériennes, de caractériser les manifestations du dépérissement depuis 2009 sur le massif. Finalement, il décrit la construction de paramètres architecturaux des peuplements et témoigne de la nécessité de les solliciter dans l'analyse des facteurs et des symptômes du dépérissement.

Résumé (version anglaise)

The recent deterioration in the health of several oak forest in France, raises the need to question the adaptation of the silviculture in a context where the environmental stresses suffered by trees are multiplying. Upstream, this requires more detailed identification of decline factors. That can be achieved using open-access databases designed on a global scale (regional, national or European).

Based on field surveys carried out in the state forest of Tronçais, this report assesses the evaluation of the database's accuracy on a scale of around 3,000 square meters in terms of soil usable reserves and stand leaf index. Using aerial data, it also characterizes manifestations of dieback since 2009 on the state forest of Tronçais. Finally, it describes the construction of stand architectural parameters and demonstrates the need to use them to analyze the factors and the symptoms of decline.

Mots Clés

Chêne sessile, Dépérissement, Ecophysiologie, Indice foliaire, Microclimat, Régimes d'éclaircies, Télédétection

Table des matières (*Annexes comprises*)

Résumés-----	1
Table des matières-----	2
Remerciements-----	8
Index alphabétique-----	9
Introduction-----	10
I. Étude du dépérissement forestier : Risques associés aux perturbations du milieu-----	11
1.1 <i>Manifestations et causes du dépérissement forestier</i> -----	11
1.1.1 Les symptômes du dépérissement-----	11
1.1.2 Les causes du dépérissement des arbres-----	11
1.2 <i>Étude des facteurs déclenchants du dépérissement : ruptures hydrauliques et privation de carbone</i> -	13
1.2.1 Le déficit hydrique des peuplements forestiers comme élément de compréhension du dépérissement	13
1.2.2 Estimation de paramètres environnementaux locaux pour appréhender les risques associés aux	15
ruptures hydrauliques : usage de banques de données en accès libre-----	15
1.3 <i>Étude d'un facteur prédisposant du dépérissement : perturbations induites par les changements</i>	16
<i>climatiques</i> -----	16
1.4 <i>Perturbations du microclimat forestier par ouverture de la canopée, mise en relation avec les facteurs du</i>	17
<i>dépérissement</i> -----	17
1.4.1 Effets instantanés de l'ouverture brutale de la canopée sur le microclimat et sur le bilan hydrique des	17
peuplements-----	17
1.4.2 Étude de la dynamique de recolonisation du milieu après une ouverture de la canopée (sous-couvert	18
forestier et strate dominante)-----	18
1.4.3 Ouverture de la canopée en cas de peuplements à l'état sanitaire dégradé voir dépérissant-----	19
II. Contextualisation de la problématique d'étude : Cas d'une forêt de production au contexte sanitaire altéré	20
2.1 <i>Topographie et géologie de la forêt de Tronçais</i> -----	20
2.2 <i>Changements climatiques et amplification des stress hydriques subis par les Chênes sessiles du massif de</i>	21
<i>Tronçais : tendances actuelles et prévisions futures</i> -----	21
2.3 <i>Évolution récente de l'état sanitaire du massif forestier de Tronçais et premières cartographies du</i>	23
<i>dépérissement</i> -----	23
2.4 <i>La sylviculture comme outils pour moduler l'intensité des stress hydriques : historique et perspectives de</i>	25
<i>gestion sur le massif</i> -----	25
III. Utilisation des données satellitaires pour étudier l'évolution du dépérissement des chênaies :	27
symptomatologie du dépérissement -----	27
3.1 <i>Outils disponibles : Méthode Réconfort et Protocole terrain DEPERIS</i> -----	27
3.2 <i>Utilisation des BD ORTHO® pour déterminer l'état sanitaire des massifs forestiers. Cas de la Forêt</i>	28
<i>Domaniale de Tronçais</i> -----	28
3.2.1 Récupération des images aériennes-----	28
3.2.2 Dates de prise des images et interaction avec les périodes de jaunissement et de sénescence des	28
feuilles-----	28
3.2.3 Analyse d'images aériennes par appréciation visuelle qualitative-----	30
3.2.4 Traitement d'images aériennes selon trois critères quantifiés du dépérissement-----	30

3.2.5	Prédiction du dépérissement : analyse des résultats	31
3.2.6	Validité de la méthode en cas de coupes récentes	33
3.3	<i>Utilisation des BD ORTHO® pour déterminer l'évolution des manifestations physiologiques passées du dépérissement. Cas de la Forêt Domaniale de Tronçais</i>	33
3.3.1	Évolution de la variable de Perte-de-vert (PDV) des placettes dans le temps	34
3.3.2	Évolution de la variable Perte-de-vert (PDV) des placettes soustraite des opérations sylvicoles sur la période [2016 - 2019]	34
3.3.3	Évolution de la variable de Perte-de-vert (PDV) des houppiers en fonction de l'état sanitaire de 2020	35
3.4	<i>Discussion et perspectives</i>	37
3.4.1	Limite de la variable Trouée et donc de la Perte-de-vert (PDV) des houppiers	37
3.4.2	Limites des informations extractibles depuis les images aériennes et perspectives	37
a.	Prise en compte des différentes conditions de prise d'image	37
b.	Différences protocolaires avec la notation DEPERIS	38
c.	Point de vigilance sur l'effet opérateur de la notation DEPERIS	38
d.	Mobilisation d'autres BD ORTHO®	38
e.	Prise en compte de l'architecture 3D des arbres au sein d'une placette	38
IV.	Description des différentes banques de données en accès libre. Évaluation de la justesse de plusieurs d'entre elles à l'aide d'une campagne de mesures	39
4.1	<i>Description des banques de données en libre accès consultées et potentiellement mobilisables sur le massif forestier de Tronçais</i>	39
4.1.1	Les plateformes de référencement des banques de données	40
4.1.2	Les banques de données fournissant une estimation de la Réserve Utile du sol	40
4.1.3	Les banques de données fournissant une estimation de l'indice foliaire des peuplements	41
4.1.4	Les autres données récoltées : paramètres liés à la structure des peuplements et à leur architecture	41
4.2	<i>Évaluation de la justesse des banques de données relatives à l'indice foliaire et à la réserve utile sur le massif forestier de Tronçais à l'aide d'une campagne de mesures</i>	42
4.3	<i>Analyse de la justesse des banques de données disponibles</i>	43
4.3.1	Données sur la Réserve Utile du sol	43
4.3.2	Données sur l'indice foliaire du peuplement	45
4.4	<i>Discussion sur la validité et sur l'usage des données extraites de banques de données en libre accès</i>	47
V.	Perspectives envisagées pour l'analyse des données satellitaires et limites rencontrées	49
5.1	<i>Étude des variations de LAI satellitaires à l'échelle de la placette en fonction de l'état sanitaire et des prélèvements forestiers</i>	49
5.1.1	Justification de l'utilisation de LAI_Wekeo pour étudier les variations de LAI à l'échelle de la placette	49
5.1.2	Étude des variations de LAI en fonction de l'état sanitaire de 2020 à l'échelle de la placette	50
5.1.3	Étude des variations de LAI en fonction des coupes forestières à l'échelle de la placette : limites rencontrées et perspectives	52
5.2	<i>Perspectives : Correction des banques de données satellitaires LAI_Wekeo et prise en compte des paramètres architecturaux du peuplement</i>	52
	Conclusions	55
	Références bibliographiques	58
	Glossaire	63
	Table des Annexes (Répétée)	64

Annexe 1 : Les flux d'eau à prendre en compte pour établir le bilan hydrique d'un peuplement forestier : entrées d'eau dans le système et flux sortants (d'après INRAE Biljou©, 2010 et Karine Porte Architecte © pour EKOLOG et disponible dans l'ouvrage (Bertin et al., 2016)).

Annexe 2 : Le risque annuel de rupture hydraulique pour une chênaie de plaine selon trois scénarios climatiques, prédit d'après le modèle SurEau* (d'après Cochard, 2022).

Annexe 3 : Scénarios sylvicoles moyens recommandés. Futaies régulières du Chêne sessile de la chênaie atlantique (d'après Jarret, 2004).

Annexe 4 : Estimation de l'aspect du houppier en hiver : Notation DEPERIS (cas de *Quercus petraea*).

Annexe 5 : Validation des hypothèses d'étude, équation et statistiques associées : Régression linéaire multiple des trois paramètres normalisés issus du traitement ImagJ.

Annexe 6 : Comparaisons des valeurs « Perte-de-vert » en fonction du temps et des «Perte-de-vert » des houppiers en fonction de l'état sanitaire de 2020.

Annexe 7 : Résultat du test post_hoc Dunn pour l'analyse de la « Perte-de-vert » en fonction de l'année : Comparaison des valeurs centrales unes à unes (sur l'ensemble des 36 placettes étudiées).

Annexe 8 : Comparaisons de valeurs de « Perte-de-vert » pour les placettes sans coupe entre les années 2016 et 2019.

Annexe 9 : Comparaisons de la variation de « Trouée » pour les placettes sans coupe entre les années 2016 et 2019.

Annexe 10 : Résultats du test post_hoc Dunn (pour test non paramétrique) et du test de Tukey (pour test paramétrique) pour l'analyse de la variation de « Trouée » entre 2016 et 2019 en fonction de l'état sanitaire.

Annexe 11 : Illustration du biais opérateur depuis la notation DEPERIS de la parcelle 124 (d'après un document de l'ONF, Service Forêt, Inventaire de 2023).

Annexe 13 : Surfaces correspondantes aux paramètres GAP et Trouée, cas de la placette 10.

Annexe 14 : Inventaire sanitaire de la Forêt Domaniale de Tronçais – 2020 RESULTATS (d'après un document du DSF, Pôle santé des Forêts de 2021).

Annexe 15 : Répartition des placettes en fonction des valeurs estimées de trois paramètres d'étude (LAI via LAI_Wekeo_14_07_2022, état sanitaire via DEPE_DEF_2023% et caractéristiques de sol via UTS Unite_pedo_UTS).

Annexe 16 : Récapitulatif des méthodes et mesures réalisées en 2023.

Annexe 17 : Relation entre les banques de données RU-SAFRAN et RU_Infosol en 179 points du massif de Tronçais.

Annexe 18 : Classification de six groupes d'étude en fonction des coupes forestières (dont la somme >1,5 ha).

Remerciements

Je tiens tout d'abord à exprimer mes sincères remerciements à Ludovic Martin, Hervé Cochard et Philippe Balandier pour m'avoir offert l'opportunité de réaliser ce stage enrichissant. Je leur suis reconnaissante pour leur implication et leur disponibilité. Je remercie particulièrement Ludovic pour son écoute et son soutien, Philippe pour son suivi attentif et Hervé pour sa curiosité contagieuse. Je suis consciente d'avoir bénéficié d'un encadrement de qualité. Être guidée par ce trinôme bienveillant a fortement contribué à mon épanouissement. Cela m'a apporté de précieuses connaissances scientifiques et humaines.

Je remercie plus généralement toute l'équipe du PIAF pour leur accueil chaleureux et leur convivialité qui a rendu cette expérience agréable. Je remercie en particulier Pierre Conchon et Pascal Walser, Norbert Frizot et Béatrice Meteix pour leur aide et leur patience. Mes remerciements vont également à mes camarades de stage. Notre soutien mutuel nous a permis de progresser ensemble dans des journées studieuses ponctuées de rires.

Je tiens à remercier Loïc Nicolas, France Buard et Julien Patzourenkoff, agents de l'ONF, pour les données relatives à la gestion forestière auxquelles ils m'ont donné accès. Merci à Cécile Vincent-Barbaroux, chercheuse à l'INRAE Centre-Val-de-Loire pour sa collaboration.

Enfin, je tiens à exprimer ma reconnaissance envers mon professeur Éric Lacombe, qui s'est rendu disponible et qui s'est assuré du bon déroulé du stage. Une personne dévouée à qui je porte un profond respect.

Plus intimement, merci à mes proches qui m'entourent et me soutiennent, peu importe où mes expériences forestières me mènent.

Index alphabétique

BDD : Banque de données

BDGSF : Base de Données Géographiques des Sols de France

DSF : Département de la Santé des Forêts

ETP : ÉvapoTranspiration Potentielle

GIEC : Groupement d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat

INRAE : Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement

LAI : Leaf Area Index

LiDAR : Laser Imaging Detection And Ranging

MB : Mortalité de Branches

MR : Manque de Ramifications

ONF : Office National des Forêts

PAD : Produit Accidentel Déperissant

PDV : Perte-De-Vert

PLC : Programmable Logic Controller (pourcentage de Perte de Conductance)

PAR : Photosynthetically Active Radiation

PIAF : Physique et Physiologie Intégrative de l'Arbre en environnement Fluctuant

RBI : Réserve Biologique Intégrale

ROI : Région d'Intérêt

RU : Réserve Utile

SI : Sans unité

THEIA : Traitement et l'Exploitation des Informations issues de l'Archivage

UCS : Unité Cartographique de Sol

UMR : Unité Mixte de Recherche

UTS : Unité Typologique de Sol

L'INRAE (Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement) est le premier institut de recherche agronomique en Europe et le deuxième en sciences agricoles dans le monde. Cet organisme a notamment pour mission de contribuer, par la valorisation de ses compétences, à la conception d'innovations technologiques et sociales. Il a également à charge d'organiser l'accès libre aux données scientifiques issues des résultats de la recherche.

L'ONF (Office National des Forêts) est un organisme chargé de la gestion durable et multifonctionnelle des forêts publiques (de l'État et des collectivités locales), soit environ 10 millions d'hectares en métropole et outre-mer françaises. Cet organisme inscrit son action dans le cadre d'un contrat avec l'État, qui a fixé pour la période 2021-2025 quatre orientations stratégiques, dont le renouvellement des forêts publiques face aux défis du changement climatique et la contribution au développement de la filière forêt/bois au service de l'emploi, de l'économie et de la neutralité carbone.

Le DSF (Département de la Santé des Forêts) est chargé de la surveillance sanitaire des forêts françaises de la métropole. Cette surveillance s'effectue au travers d'un réseau de forestiers "correspondants-observateurs" qui rend compte de l'impact des ravageurs et identifie les éventuels problèmes sanitaires émergents. Le DSF propose également d'aider et de conseiller les gestionnaires et propriétaires forestiers face aux problèmes sylvosanitaires.

Les trois parties collaborent entre autres pour favoriser les capacités d'adaptation des forêts ainsi que le maintien de leur rôle d'atténuation face aux changements climatiques. Dans le cadre de cette association, le projet TronSave a été monté. Son Comité de Pilotage comprend des représentants de chaque partie prenante.

Ce sont ainsi gestionnaires forestiers, chercheurs et membres de l'administration publique qui s'associent dans le cadre d'un contrat de recherche visant à étudier plus finement le fonctionnement des arbres pour la gestion forestière. Plus précisément, ce projet étudie le rôle du microclimat en lien avec le régime d'éclaircies sur les dépérissements du Chêne sessile (*Quercus petraea*) du Bassin Ligérien. Il présente quatre principales hypothèses d'étude :

- 1- L'éclaircie doit être raisonnée comme un compromis entre la diminution du prélèvement en eau par la strate arborée (rôle positif de l'éclaircie) et l'augmentation de la demande climatique en eau avec une augmentation du déficit de pression en vapeur et des températures du fait de l'ouverture du couvert (rôle négatif de l'éclaircie).
- 2- L'éclaircie doit être raisonnée de manière à limiter le développement de la végétation du sous-bois dont le prélèvement en eau peut devenir prédominant avec l'augmentation de la demande climatique en eau.
- 3- L'éclaircie doit être raisonnée de manière à éviter les températures extrêmes au sein du peuplement, qui renforcent l'effet de la contrainte hydrique.
- 4- Il existe une variabilité entre individus des traits de résistance à la contrainte hydrique dont on peut tirer parti dans la gestion des éclaircies.

Le travail qui suit s'inscrit dans le cadre du projet TronSave. Il vise à rassembler et à tester la robustesse des données disponibles en accès libre et dont l'analyse pourrait contribuer à répondre aux quatre questions d'étude. Il développe également des propositions pour mobiliser ces banques de données dans le cadre de l'analyse des relations qui lient certains paramètres micro-environnementaux aux risques de dépérissements localisés. Le massif forestier d'étude est la chênaie de Tronçais dans l'Allier (03).

I. Étude du dépérissement forestier : Risques associés aux perturbations du milieu

1.1 Manifestations et causes du dépérissement forestier

La compréhension du dépérissement forestier mobilise deux notions. D'une part la symptomatologie, c'est-à-dire l'étude de l'ensemble des symptômes, mais également des indications de diagnostics qu'ils fournissent. D'autre part l'étiologie, la science qui étudie les causes et les facteurs associés à un dysfonctionnement (Bréda, 2023).

1.1.1 Les symptômes du dépérissement

Le dépérissement est un phénomène physiologique complexe défini comme une altération pluriannuelle de l'apparence (morphologie, architecture etc.) et de la croissance des individus. Cette détérioration globale de la santé des arbres se traduit par une réduction de la qualité et de la quantité de leur feuillage mais surtout par la mortalité d'organes existants (Delatour, 1990). L'altération de la couleur du limbe est une manifestation souvent associée bien que non-spécifique au dépérissement. Un peuplement est considéré comme dépérissant lorsque 20% des arbres ou plus le constituant sont considérés comme tels.

Ce processus est évolutif et même réversible en présence de conditions plus favorables. L'issue naturelle pour l'arbre dépérissant est jugée problématique mais la mort de l'individu est incertaine (Breysse et al., 2019 ; Delatour, 1990 ; Landmann, 1994). Cela s'explique par la capacité des arbres à réagir à une contrainte environnementale au travers d'une réponse adaptative (les anglo-saxons distinguent le « dieback » lorsque l'équilibre est rétabli et que l'individu survie, du « decline », dans le cas contraire (Manion, 1989)).

1.1.2 Les causes du dépérissement des arbres

Les causes de ces phénomènes physiologiques ont été conceptualisées par Sinclair en 1964. Selon cette théorie, un dépérissement s'explique à minima selon trois facteurs successifs : prédisposant(s), déclenchant(s) et aggravant(s) (Nageleisen et al., 2010). Cela exclut de la notion de dépérissement les états sanitaires dégradés induits par un unique agent causal (comme les tempêtes) ou par l'évolution naturelle des forêts (vieillessement des peuplements) (Manion et al., 1992).

Ces facteurs sont décrits dans la « spirale du déclin », intellectualisée par Manion en 1992 (illustrée Figure 1) qui illustre la variabilité des causes à l'origine du dépérissement (Breysse et al., 2019). Les facteurs prédisposants sont ceux responsables des variations locales du dépérissement, ils comprennent les caractéristiques pédologiques de la zone d'étude, le régime climatique et les opérations sylvicoles.

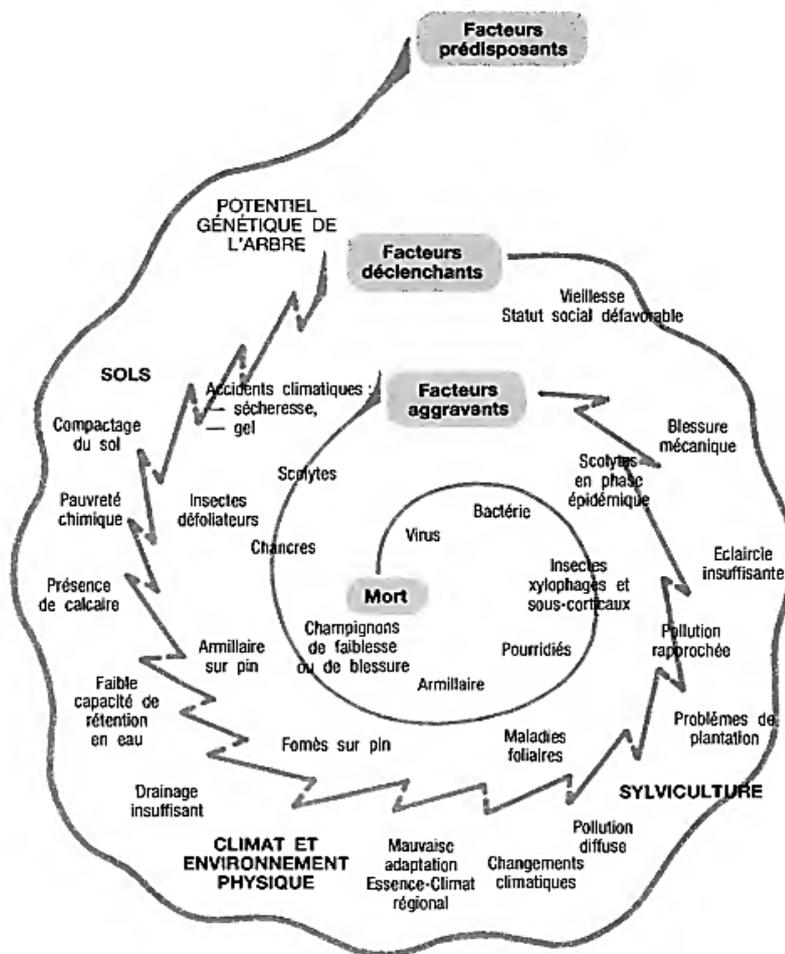


Figure 1 : La « spirale du déclin »

Notions : (Manion et al., 1992), Adaptation : (Landmann, 1994)

C'est l'ensemble de ces facteurs, mais également leur répétition (*Théorie du boxeur*), qui déterminent la sensibilité des individus aux différents aléas. La théorie du boxeur est notamment expliquée par Jean Lemaire de façon imagée, « A force de recevoir des coups, il [le boxeur] s'affaiblit : un dernier crochet peut le mettre KO. C'est le même concept chez l'arbre, des à-coups climatiques répétés l'affaiblissent et un événement supplémentaire, même bénin aux yeux du forestier, peut l'entraîner vers un dépérissement irréversible » (Lemaire, 2014).

Les trois facteurs déclenchants du dépérissement se comprennent au travers de l'écophysiologie : la défaillance hydraulique, la privation de carbone à la suite d'une fermeture stomatique prolongée et l'augmentation des attaques par des agents biotiques, favorisée par la réduction des capacités de défense des arbres (Aussenac, 1993 ; McDowell et al., 2008 ; Martínez-Vilalta, 2014 ; Klein, 2015). Ce dernier aspect ne sera pas évoqué dans la suite du rapport. Bien qu'il constitue un facteur secondaire du dépérissement, affectant principalement des arbres déjà affaiblis, il devra finalement être considéré pour une compréhension systémique des événements de dépérissement et de mortalité.

1.2 Étude des facteurs déclenchants du dépérissement : ruptures hydrauliques et privation de carbone

1.2.1 Le déficit hydrique des peuplements forestiers comme élément de compréhension du dépérissement

Pour concevoir et identifier les situations de déficit hydrique des peuplements forestiers, il est nécessaire de les étudier comme des systèmes ouverts à plusieurs compartiments (aérien, souterrain) et plusieurs échelles (microclimat, climat) entre lesquels circulent des flux hydriques. Ces interactions déterminent si l'état du système est à l'équilibre ((Aussenac, 2000) d'après (Bertin et al., 2016)).

En Annexe 1 est disponible un schéma explicatif qui illustre l'équation du bilan hydrique des peuplements forestiers (Bertin et al., 2016).

Le différentiel entre entrées et sorties en eau détermine la variation de quantité d'eau disponible dans le compartiment sol pour les plantes, dite réserve en eau. Le bilan hydrique comprend une unique variable d'entrée : les précipitations. Les variables de sortie sont constituées du drainage et du ruissellement de l'eau, ce à quoi s'ajoutent les interceptions et la transpiration des arbres ainsi que l'évaporation des surfaces inertes. Ces trois derniers paramètres réagissent à la demande climatique de l'environnement. Cette demande estime la quantité d'eau pouvant être évaporée dans l'atmosphère durant une journée. Elle se traduit au travers d'une variable synthétique, l'évapotranspiration potentielle (ETP) (Badeau et Bréda, 2008).

$$R(t) - R(t-1) = P - T - In - E - D - X \quad (1)$$

Avec

R(t): réserve en eau du sol à la date t

R(t-1) : réserve en eau du sol à la date t-1

P : précipitations entre les dates t et t-1

T : transpiration du peuplement entre les dates t et t-1

In : interceptions des précipitations par la végétation entre les dates t et t-1

E : évaporation du sol entre les dates t et t-1

D : drainage entre les dates t et t-1

X : ruissellements entre les dates t et t-1

La quantité d'eau accessible et extractible par la végétation de la strate du peuplement pour un réservoir d'eau du sol donné est, quant à elle, définie par la Réserve Utile du sol (RU). C'est la fraction de la réserve en eau du sol comprise entre Rcc et Rpfp et qui est exploitable par la végétation (accessible par les racines et absorbable par leur succion) (Bertin et al., 2016).

$$RU = (HCC - HPFP) * DA * Z = Rcc - Rpfp \quad (2)$$

Avec

HCC = Humidité massique à la Capacité au Champ (en %)

HPFP = Humidité massique au Point de Flétrissement Permanent (en %)

DA = Densité Apparente du sol

Z = Profondeur d'enracinement (en dm)

Rpfp : réserve en eau au Point de Flétrissement Permanent (en mm)

Rcc : réserve en eau à la Capacité au Champ (en mm)

A partir de la réserve en eau et de la réserve utile du sol, il est ensuite possible de déterminer l'eau disponible pour les plantes, au travers du remplissage du réservoir en eau du sol par rapport à un seuil, le

point de flétrissement. Cette donnée relative se traduit par la REW (Relative Extractable Water), en millimètres d'eau :

$$\text{REW} = (\text{R}(t) - \text{R}_{\text{pfp}}) / \text{RU} \quad (3)$$

Des données empiriques suggèrent l'existence d'un seuil de REW égal à 0,4 en dessous duquel s'opère une contrainte hydrique pour les arbres (*Granier et al., 1999*). Dans cette situation, ou lorsqu'il y a sécheresse atmosphérique, les conditions hydriques ne permettent plus un fonctionnement biologique optimal. Des mécanismes de régulation de la transpiration s'enclenchent et la plante est considérée en situation de stress hydrique. Cette situation peut être ponctuelle ou prolongée d'une année sur l'autre lorsque la balance hydrique n'est pas rétablie (*Prévosto et al., 2018*).

1.2.2 Fonctionnement hydrique de l'arbre en cas de stress environnemental : risque de mortalité par rupture hydraulique et privation de carbone

La continuité hydraulique dans les tissus vasculaires, depuis les racines jusqu'aux feuilles des plantes, est indispensable pour l'ascension de la sève. La cohésion des molécules d'eau entre elles est permise par des forces de Van der Waals. Leur mise en mouvement est rendue possible par le gradient de pression négatif présent dans le xylème, induit et contrôlé par la transpiration des feuilles. Transmises jusqu'aux racines, ces tensions conduisent à l'absorption de l'eau dans le sol. Ce phénomène est connu sous le terme de « tension-cohésion » (*Dixon, 1914*).

En cas d'exposition à la sécheresse, c'est-à-dire lorsque $\text{REW} < 0,4$ (*Granier et al., 1999*), le sol s'assèche (*Monteith, 1965*). Cela augmente la tension à l'intérieur des vaisseaux des végétaux et provoque une baisse de leur croissance par perte de turgescence des cellules en croissance.

Les risques de ruptures capillaires (probablement au niveau de ménisques - dont la stabilité suit la loi de Young-Laplace -) sont ainsi amplifiés. Cela provoque des embolies gazeuses qui bloquent de manière irréversible les flux dans les vaisseaux touchés du xylème. La colonne d'eau est rompue et cela endommage l'alimentation en eau des parties supérieures des végétaux. Ces réactions sont illustrées Figure 2 (*Cochard, 2022*).

Le caractère irréversible des embolies fait que les risques de dysfonctionnement des mécanismes biologiques responsables du transport de l'eau au sein de la plante sont plus forts chez les individus ayant subi un ou plusieurs épisodes de stress hydrique. Or, une moins bonne alimentation en eau des cellules et des organes aériens réduit leur résistance aux futurs accidents climatiques et aux attaques parasitaires. Ces arbres sont plus sensibles.

Conjointement à ces variations de pression, deux mécanismes de régulation interviennent lors des épisodes de sécheresse. Ils permettent de limiter les dommages mais ne sont pas suffisants en cas de sécheresse accrue : la fermeture des stomates diminuant la transpiration des organes photosynthétiques et la diminution de la vulnérabilité intrinsèque à l'embolie (*Sorek et al., 2021*), encore peu documentée.

La fermeture des stomates réduit les pertes en eau mais limite également l'entrée de CO₂ au niveau des feuilles, substrat de la photosynthèse. Si la sécheresse perdure, la plante puise dans ses réserves de carbone pour maintenir son métabolisme. Si cela ne suffit pas à conserver une concentration cellulaire en glucides suffisante, cela peut mener à la dessiccation des tissus. En effet, les sucres et particulièrement les glucides sont impliqués dans le maintien de la pression osmotique des cellules. Par conséquent, la réduction sévère de leur concentration cellulaire influence non seulement le catabolisme des plantes, mais aussi leur fonctionnement en général et en particulier leur fonctionnement hydraulique. Le niveau de régulation stomatique chez une espèce la prédispose ainsi à une mort par embolie du xylème ou par faim de carbone (*McDowell et al., 2011*). La privation de carbone, outre ses effets immédiats, a également un effet à plus long

terme, en réduisant les réserves de l'arbre, ce dernier est chaque année moins apte à résister à de nouvelles perturbations. On explique ainsi la facilité avec laquelle s'installent les pathogènes secondaires.

La fermeture des stomates peut également empêcher le maintien des températures internes et participer à leur augmentation (induite par une augmentation des températures extérieures). Or, la cinétique de la transpiration résiduelle après fermeture des stomates semble impactée par l'augmentation des températures supportées par les plantes (Cartailler et al., 2020). Ainsi, en cas de fortes vagues de chaleur, il est possible que l'efficacité du mécanisme de régulation des pertes en eau soit amoindrie.

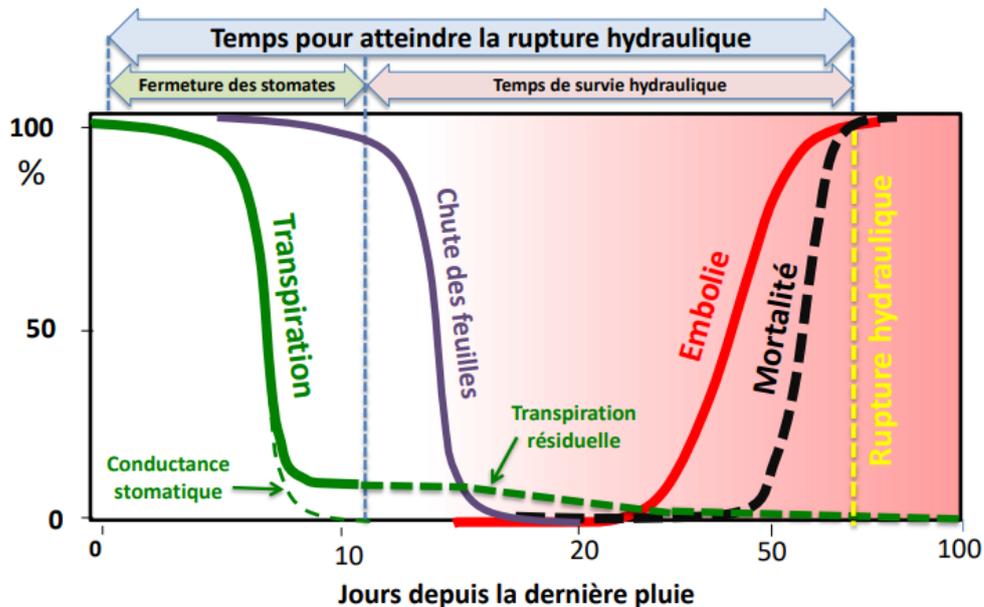


Figure 2 : Schéma conceptuel de la dynamique temporelle des processus physiologiques clés impliqués lors de la rupture hydraulique des plantes, (Cochard, 2022)

La mortalité des houppiers advient ainsi selon deux mécanismes interdépendants : (i) lorsqu'un seuil critique de 88% du système vasculaire présente des thromboses pour les angiospermes, on parle alors de point de rupture hydraulique, (ii) lorsque la plante a épuisé ses réserves carbonées (Sevanto et al., 2014 ; McDowell et al., 2008), on parle de *carbon starvation*.

1.2.2 Estimation de paramètres environnementaux locaux pour appréhender les risques associés aux ruptures hydrauliques : usage de banques de données en accès libre

Le risque se comprend comme la vulnérabilité facteur de l'aléas. Ainsi, le risque de rupture hydraulique s'estime par la combinaison entre la sûreté hydraulique des plantes et les contraintes climatiques qu'elles subissent (Cochard, 2021). La sûreté hydraulique se définit comme la différence entre la tension de sève seuil à laquelle se produisent les embolies et la tension de sève subie par la plante dans son milieu. Elle est globalement faible et équivalente pour toute plante adaptée à son environnement (Choat et al., 2012). Le facteur faisant majoritairement varier le risque d'embolie est alors celui associé aux aléas climatiques, notamment lorsque le milieu devient anormalement plus sec ou que la température foliaire dépasse un seuil critique.

La situation sanitaire des massifs forestiers se dégrade à l'échelle du territoire français, pour autant les outils manquent pour comprendre pleinement les causes et conséquences du dépérissement. Les irrégularités géographiques de l'état sanitaire généralement observées sur les massifs forestiers militent pour caractériser et analyser les variations locales de plusieurs facteurs potentiellement explicatifs du

dépérissement. Or, la récolte des données d'étude exclusivement au travers de relevés de terrain est chronophage et parfois limitante. Cependant, l'accès ouvert à la littérature scientifique permet aujourd'hui de se procurer des données géo-référencées couvrant une partie plus ou moins large du territoire. C'est un outil puissant pour favoriser la recherche et aider la gestion des ressources naturelles car cela permet une accumulation de connaissances considérable. Ces dernières peuvent être acquises par les outils de télédétection, par des campagnes de terrain massives mais également par leur extrapolation à l'aide de modèles.

Avec les nombreuses données en accès libre mobilisables aujourd'hui, dans le but d'appréhender plus justement les risques de mortalité des arbres, il paraît juste de se demander :

Quelles sont les bases de données mobilisables traduisant le plus justement les contraintes environnementales subies par les arbres ?

1.3 Étude d'un facteur prédisposant du dépérissement : perturbations induites par les changements climatiques

En 2019, une étude a identifié la somme des précipitations de mai, juin et juillet de l'année en cours comme l'une des variables les plus significatives pour expliquer la croissance des arbres (*Breyse et al., 2019*), elle-même reliée aux risques de dépérissement. Or, les dernières décennies en France métropolitaine sont marquées par une perturbation de la distribution saisonnière des précipitations. La fréquence des événements pluviométriques extrêmes tels que les épisodes orageux s'accroît. Conjointement, les températures annuelles ainsi que le nombre de jours caniculaires ont tendance à fortement augmenter. Ces perturbations impactent le microclimat au niveau de l'ensemble des strates forestières. Ainsi, tandis que la composante thermique de l'évapotranspiration potentielle augmente en période estivale, les arbres disposent de moins d'eau mobilisable par leurs racines.

Les conséquences de ces changements sont déjà visibles sur plusieurs massifs forestiers (dont celui de Tronçais dans l'Allier). Pour autant, les scénarios climatiques présentés par le GIEC (Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Évolution du Climat) annoncent une augmentation accrue de la sévérité et de la fréquence des aléas extrêmes. Ces prédictions laissent craindre que les contraintes subies par les massifs continuent de s'amplifier (*Legay et Ladier, 2008*).

Sous l'hypothèse du scénario le plus pessimiste (RCP8.5), sans prendre en compte la variabilité génétique des espèces, ni leur capacité d'acclimatation, le modèle SurEau* prédit qu'en 2100, les conditions climatiques seront telles qu'un quart des arbres seront exposés à un risque léthal par ruptures hydrauliques chaque année, contre moins de 5% actuellement dans les chênaies de plaine (en Annexe 2 : *Le risque annuel de rupture hydraulique pour une chênaie de plaine selon trois scénarios climatiques prédit d'après le modèle SurEau* (Cochard, 2022)*).

1.4 Perturbations du microclimat forestier par ouverture de la canopée, mise en relation avec les facteurs du dépérissement

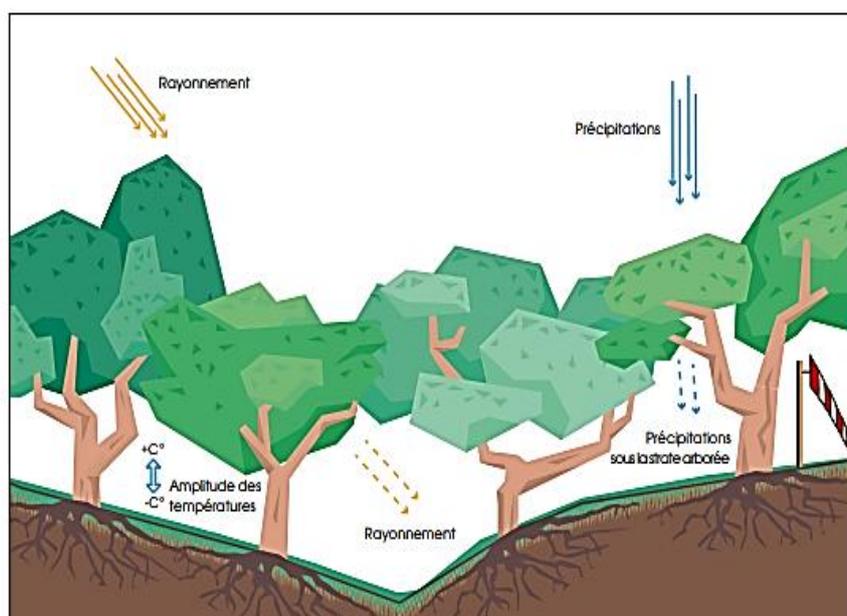
1.4.1 Effets instantanés de l'ouverture brutale de la canopée sur le microclimat et sur le bilan hydrique des peuplements

La condition des arbres en forêt diffère de celle de l'arbre isolé. Les arbres en forêt sont particulièrement sujets à la compétition pour les ressources du milieu (eau, lumière et nutriments) et bénéficient d'un microclimat tamponné dont les inerties thermiques et d'humidité de l'air (VPD) sont globalement accentuées. Le couvert forestier amortit les fluctuations macro climatiques (*De Lombaerde et al., 2022 ; Hesslerová et al., 2018*).

L'ouverture de la canopée, causée par une catastrophe naturelle ou une intervention humaine, modifie ces conditions (*Bertin et al., 2016*). Elle permet, dans un premier temps, aux feuillus une réduction moins accentuée de leur croissance (stratégie de résistance) en cas d'épisodes secs (*Bernard Prévosto et al., 2018*). Cela s'explique par une compétition réduite des arbres restants, dont les racines et les houppiers n'ont pas encore colonisé les espaces précédemment occupés. L'indice foliaire est restreint par rapport aux conditions initiales ce qui diminue momentanément l'évapotranspiration du peuplement (effet positif de l'éclaircie). L'éclaircie est ainsi une pratique couramment recommandée pour réduire la compétition pour les ressources en eau et atténuer les effets néfastes des sécheresses sur la croissance des arbres. Cela suppose que l'arbre soit en capacité de mobiliser les ressources du milieu rapidement, et que la recolonisation du milieu par les racines soit rapide.

Cependant, cette augmentation temporaire des ressources s'accompagne d'une réduction des inerties climatiques et les variations microclimatiques sont plus fortement répercutées au niveau du sous-couvert forestier (effet négatif de l'éclaircie).

L'ensemble de ces modifications induites sont illustrées sur la Figure 3. Dans la vignette inférieure, situation où la surface foliaire de la canopée est moindre, les précipitations et le rayonnement reçus par la strate arborée ainsi que les amplitudes de températures journalières sont plus importantes. L'effet bénéfique d'une ouverture de la canopée sur le bilan hydrique global des peuplements s'associe à une augmentation des turbulences climatiques subies par les arbres (*Chen et al., 1993*).



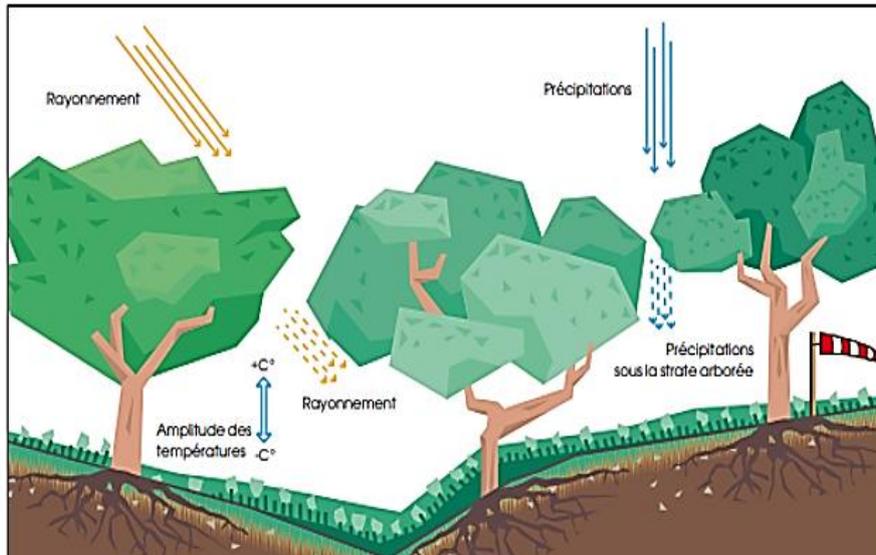


Figure 3 : Représentation théorique des conditions environnementales qui affectent la végétation pour deux indices foliaires du peuplement, l'un élevé (en haut) et l'autre plus faible (en bas)
(D'après Gobin et al., 2015, disponible dans (Bertin et al., 2016))

Dans une méta-analyse de 61 études réalisée en 2022 (Del Campo et al., 2022), des chercheurs montrent qu'à l'échelle du peuplement, à la suite de coupes fortes (plus de 50% de la surface terrière), l'évapotranspiration diminue. A l'échelle de l'individu cependant, de fortes coupes augmentent les flux hydriques et la demande climatique ; cet effet étant d'autant plus marqué que le milieu était aride.

Le bénéfice de l'ouverture de la canopée forestière est alors remis en cause par la hausse de la demande évapotranspiratoire induite. Il est primordial de distinguer le bilan hydrique des peuplements du bilan hydrique des arbres, potentiellement aggravé à la suite d'une éclaircie.

Afin de fournir des préconisations de gestion concernant le niveau d'intensité d'éclaircie ou la surface terrière résiduelle optimale, il est nécessaire d'améliorer notre compréhension de l'effet de l'ouverture des milieux sur le microclimat et l'utilisation de l'eau par les arbres dans les forêts tempérées.

1.4.2 Étude de la dynamique de recolonisation du milieu après une ouverture de la canopée (sous-couvert forestier et strate dominante)

Les dynamiques de la végétation du sous étage, généralement constituée de plantes vivaces et monopolistes sont impactées par l'ouverture des milieux. Ces dernières contribuent en moyenne dans le bilan hydrique des peuplements feuillus à hauteur de 23% de l'évapotranspiration totale de l'écosystème pendant leur saison de croissance (Balandier et al., 2022). En cas d'ouverture de la canopée, le rayonnement solaire disponible augmente instantanément. Principal facteur du degré de contribution de l'évapotranspiration potentielle de la végétation de sous-étage, ce changement stimule le développement des strates basses ainsi que leur participation dans l'évapotranspiration réelle (Aussenac, 2000 ; Blanken et al., 1997). Dans certains cas, cela peut constituer jusqu'à 50% de la consommation en eau totale de l'écosystème. (Bréda et Roman-Amat, 2002). Ainsi, la consommation en eau des forêts en milieu tempéré est minimale pour un LAI de l'étage supérieur fixé entre 2 et 3. Pour une chênaie, cela correspond à 40% de rayonnement lumineux en sous-étage. (Wilson et al., 2000 ; Balandier et al., 2006b).

Considérer les effets d'une ouverture de la canopée sur le développement des strates basses est d'autant plus important que le sous-couvert n'ajuste pas sa transpiration aussi rapidement que les arbres (Dumas, 2002). En effet, plusieurs études indiquent que les mécanismes de régulation de la végétation de sous-étage interviennent plus tardivement que ceux des arbres en cas d'épisode de sécheresse (Diawara et

al., 1991). Cependant, le niveau d'interception des pluies des strates arbustives, leurs profondeurs d'enracinement et leurs capacités de régulation restent mal connues pour de nombreuses espèces (Prévosto et al., 2018). Dans de nombreuses circonstances, le sous-étage est composé d'espèces à faible compétitivité pour l'eau et interfère peu dans le bilan hydrique. Il est donc nécessaire d'être vigilant en considérant le partitionnement des flux d'eau entre les différentes strates.

Les effets de l'ouverture de la canopée s'estompent généralement au cours du temps. Pour cause, la végétation restante recolonise le milieu. Dans le compartiment sol, les racines, dans le compartiment aérien, le houppier, comblent l'espace nouvellement disponible. Les racines des arbres finissent par recoloniser une partie de l'espace et le couvert se referme partiellement tandis que son interception augmente (Sohn et al., 2016). L'accroissement des houppiers dans les années qui suivent une ouverture modifie l'indice foliaire des peuplements forestiers. C'est pourquoi certaines études indiquent comment déterminer l'indice foliaire des peuplements en fonction de leur âge, mais également de la date et de l'intensité des coupes forestières passées (Sonohat et al., 2004).

Or ces méthodes de calcul s'appliquent uniquement dans le cadre d'études sur des peuplements sains.

1.4.3 Ouverture de la canopée en cas de peuplements à l'état sanitaire dégradé voir dépérissant

Comme vu précédemment, la réduction de l'indice foliaire est un symptôme du dépérissement. Ainsi, l'ouverture de la canopée peut constituer une cause, mais également la conséquence de la dégradation brutale de l'état sanitaire d'arbres constitutifs du peuplement (bien qu'elle puisse être dans ce cas plus diffuse qu'en cas de coupes). De plus, les gestionnaires forestiers auront tendance à intervenir en forêt pour prélever les arbres identifiés comme dégradés avant qu'ils ne perdent trop de valeur marchande. Ainsi, en cas de peuplements à l'état sanitaire dégradé, la perturbation du microclimat par ouverture de la canopée est potentiellement double.

De plus, dans le cas où l'état sanitaire des arbres restants après une coupe est dégradé, la dynamique de recolonisation du milieu est plus difficile à prévoir et il est possible que les conditions lumineuses en sous-bois induites par une ouverture de la canopée subsistent plus longtemps. Les dynamiques de recolonisation des racines sont, elles, encore plus incertaines.

Une meilleure compréhension des demandes en eau post-éclaircie des arbres restants de l'étage supérieur et du sous-étage est nécessaire pour mieux évaluer les bilans hydriques des forêts tempérées gérées, dans le cas de peuplements sains mais également dans le cas de peuplements dont l'état sanitaire est déjà questionné. Pour cela, il est primordial de mieux appréhender :

- Comment l'indice foliaire total de l'écosystème et l'indice foliaire des peuplements sont perturbés par l'état sanitaire des arbres et/ou par les coupes forestières.
- Comment ces perturbations impactent-elles en retour les risques de cavitations hydrauliques et de chocs thermiques.

Ce rapport traite plus spécifiquement de l'acquisition des données en accès libre pouvant participer à la compréhension des dynamiques de végétation selon l'état sanitaire des peuplements et de l'évaluation de leur fiabilité. Cela revient à traiter de cette question :

Peut-on appréhender ces dynamiques et leurs conséquences sur l'état sanitaire des arbres au travers des banques de données en accès libre ?

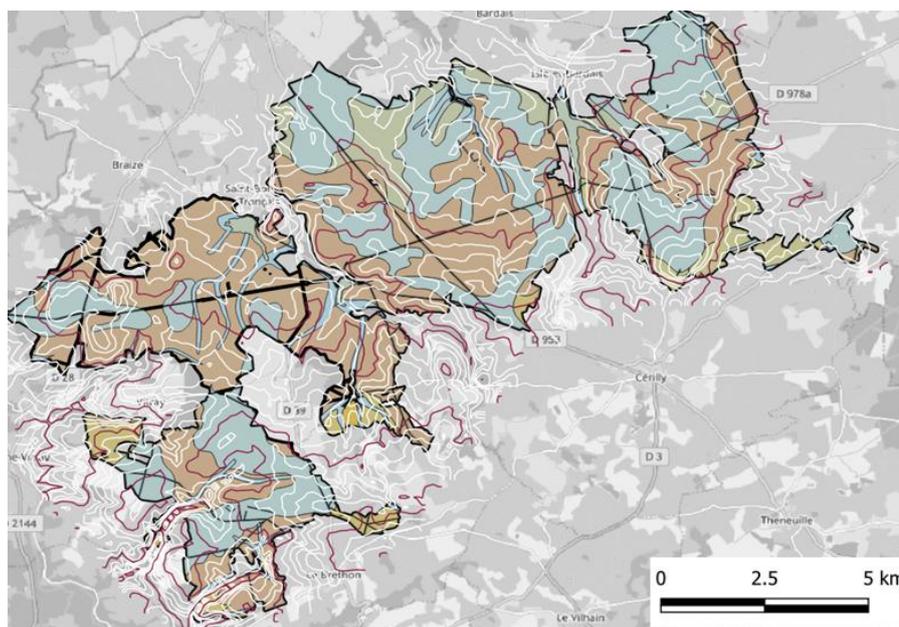
Il propose également plusieurs pistes pour mobiliser et analyser ces données en vue de répondre aux questions d'étude du projet plus vaste dans lequel il s'inscrit : le projet TronSave.

II. Contextualisation de la problématique d'étude : Cas d'une forêt de production au contexte sanitaire altéré

Les facteurs du dépérissement précédemment décrits permettent d'identifier théoriquement certains mécanismes participant au déclin sanitaire des forêts. Les caractéristiques de la chênaie sessiliflore régulière du massif forestier de Tronçais présentés ci-dessous en font une forêt adéquate pour contextualiser et tester les hypothèses d'études.

2.1 Topographie et géologie de la forêt de Tronçais

La Forêt Domaniale de Tronçais couvre environ 10 600 hectares. Elle se situe au Nord-Ouest du département de l'Allier (03) en limite sud du Bassin Parisien et en contact avec la partie nord du socle granitique du Massif Central. Cette variabilité géologique se traduit sur la topographie du site puisqu'au Nord-Est, sur le plateau gréseux, le relief est mamelonné et les vallons présentent des versants en pente douce. Dans le massif Sud-Ouest de nature cristalline cependant, se sont formés des ravins aux pentes abruptes. Ces éléments sont illustrés Figure 4, où les variations pédologiques sont représentées par les différentes Unités Cartographiques de Sols (UCS) (Bonfils et Labau, 1969) et où les variations d'altitudes sont matérialisées par des courbes de niveau (+10 mètres, ligne blanche continue, +50 mètres, ligne rouge continue). L'altitude varie de 220 mètres à 320 mètres sur le massif (Bonfils, 1970).



	Fonds de vallées évasées Sols hydromorphes 100%
	Interfluves plans et rebords d'interfluves recouverts de limons Sols lessivés hydromorphes 40%, lessivés 30%, bruns lessivés 30%
	Plans d'eau
	Plateaux argilo-gréseux aux interfluves très plans, avec versants mous et plaines argileuses Sols sablo-argileux 30%, sablo-limoneux 30%, lessivés 30%, pélosoliques 10%
	Plateaux argilo-gréseux permiers aux interfluves vallonnés Sols sablo-limoneux à sablo-argileux 50%, lessivés 35%, pélosoliques 13%, sableux 2%
	Plateaux cristallins et métamorphiques à interfluves plans ou vallonnés Sols sablo-argileux 35%, sablo-limoneux peu épais 35%, bruns lessivés 20%, hydromorphes 10%
	Plateaux gréseux aux interfluves plans, avec versant à pente variable et buttes Sols sablo-limoneux 50%, lessivés 30%, hydromorphes 20%
	Versants à pente modérée à forte des vallées secondaires étroites Sols sablo-caillouteux peu épais 70%, sols sablo-limoneux 20%, alluvio-colluviaux 10%

Figure 4 : Géologie et Topographie de la Forêt de Tronçais, © IGN

Ainsi, les unités majoritaires en forêt de Tronçais sont composées de fonds de vallées aux sols sableux hydromorphes, d'interfluves plans et rebords d'interfluves recouverts de limons (parfois hydromorphes, lessivés ou bruns lessivés), et de plateaux argilo-gréseux. L'ensemble de ces sols constitutifs de la forêt de Tronçais présentent des caractéristiques communes. Ils ont une texture à forte teneur sableuse, une pauvreté chimique ainsi que de mauvaises conditions de drainage. Une part significative de sols hydromorphes caractérise également le massif (Petroff, 2015).

2.2 Changements climatiques et amplification des stress hydriques subis par les Chênes sessiles du massif de Tronçais : tendances actuelles et prévisions futures

Le climat de la forêt de Tronçais est décrit dans la plupart des études comme suivant un régime océanique. L'influence océanique se matérialise sur site avec une dominance des vents d'Ouest, et ainsi, de légères variations du module pluviométrique d'Ouest en Est. Elle se caractérise également par des températures et des précipitations modérées réparties tout au long de l'année. Pourtant, les changements climatiques globaux, dès la fin des années 70, ne font pas exception en forêt de Tronçais. Le climat connaît, depuis, des perturbations marquées remettant en cause le régime passé.

La répétition des événements extrêmes, au même titre que leur intensité, croît. L'amplification de ces phénomènes sur la dernière décennie est représentée localement par les Figures 5 et 6. Pour produire ces figures, les valeurs des températures journalières maximales enregistrées sont obtenues à partir des bases de données SAFRAN (mailles 5212). Elles proviennent de Météo-France et ont été téléchargées via la plateforme SICLIMA développée par AgroClim-INRAE. Les bases Comephore (COmbinaison en vue de la Meilleure Estimation de la Précipitation HOraiRE) sont utilisées pour sommer les précipitations estivales. Elles sont issues d'une fusion des données des radars et des pluviomètres et proviennent également du réseau Météo-France. Dans les deux cas, ce sont des données observées au pas journalier à une échelle kilométrique.

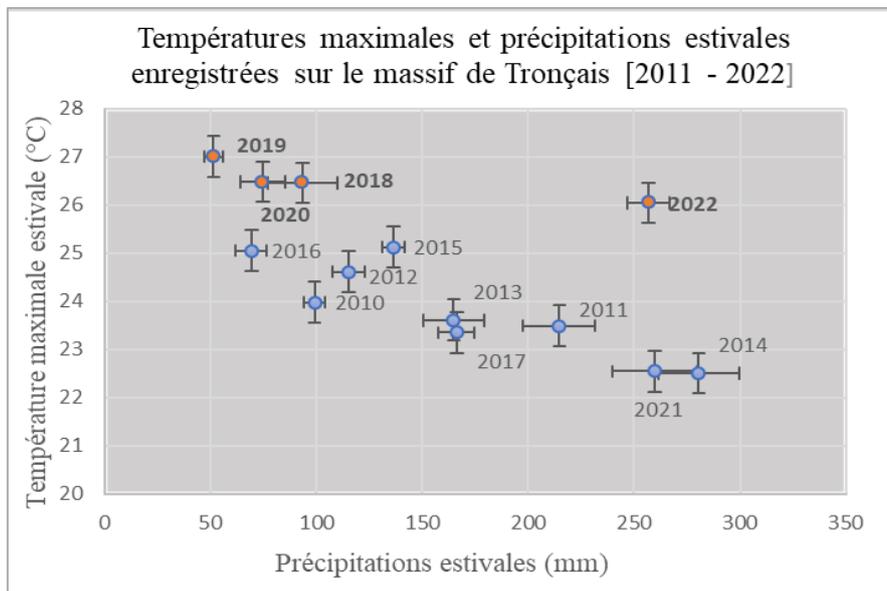


Figure 5 : Données croisées des températures journalières maximales (Tmax) et de précipitations estivales enregistrées entre 2011 et 2022 sur le massif de Tronçais

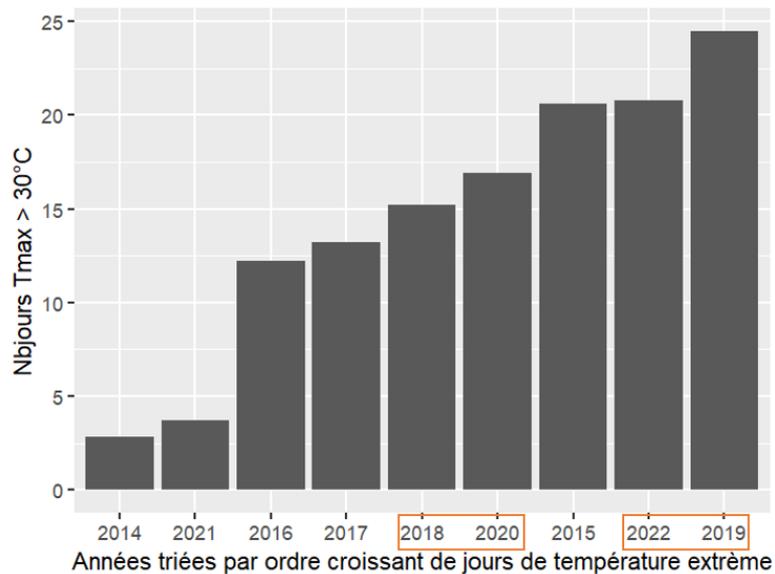


Figure 6 : Histogramme du nombre de jours dont la température a dépassé les 30°C pour les neuf années « records » entre 2011 et 2022 sur le massif de Tronçais

Les Figures 5 et 6 illustrent le fait que les années 2018, 2019, 2020 et 2022 constituent des années particulièrement marquées en termes de nombre de jours de forte chaleur (T_{max} supérieure à 30°C). Cela s'accompagne d'événements particulièrement intenses. Par exemple, les maximorums journaliers enregistrés en 2018, 2019 et 2020 sont respectivement de +36°C, +41°C et +37°C au niveau de stations météorologiques de l'INRAE située à Vierzon (dispositif le plus proche du massif d'étude) (Delannoy et al., 2022). Les trois années consécutives 2018, 2019 et 2020 constituent de surcroît des années comparativement sèches, où les précipitations estivales (du 21 juin au 21 septembre) enregistrées ne dépassent pas 100 millimètres.

L'augmentation de la composante thermique de l'évapotranspiration, couplée à une réduction de l'humidité de l'air et de l'eau disponible pour les racines en période estivale témoignent que les arbres ont été soumis, en forêt de Tronçais, à d'importants stress hydriques. Les modulations du régime climatique fragilisent le fonctionnement hydrique des peuplements. Leur accumulation est indéniablement néfaste pour les arbres d'autant qu'en 1982, Michel Becker avait identifié « le facteur limitant [à la bien portance des arbres], dans le cas de la forêt de Tronçais, [comme] l'alimentation en eau, tant sur les sols filtrants acides que sur les sols à forte hydromorphie très superficielle » (Becker, 1982).

Ces résultats sont révélateurs d'une tendance plus globale qui, selon les prévisions du GIEC, s'accroîtra dans les années à venir. Sur la Figure 7, la tendance des températures relevées localement (courbe verte) est associée à celles de prévisions selon deux scénarios du GIEC (courbes rouge et bleue). Bien qu'alarmantes, ces prévisions étaient sous-estimées par rapport aux températures estivales moyennes relevées ces cinq dernières années sur le massif de Tronçais.

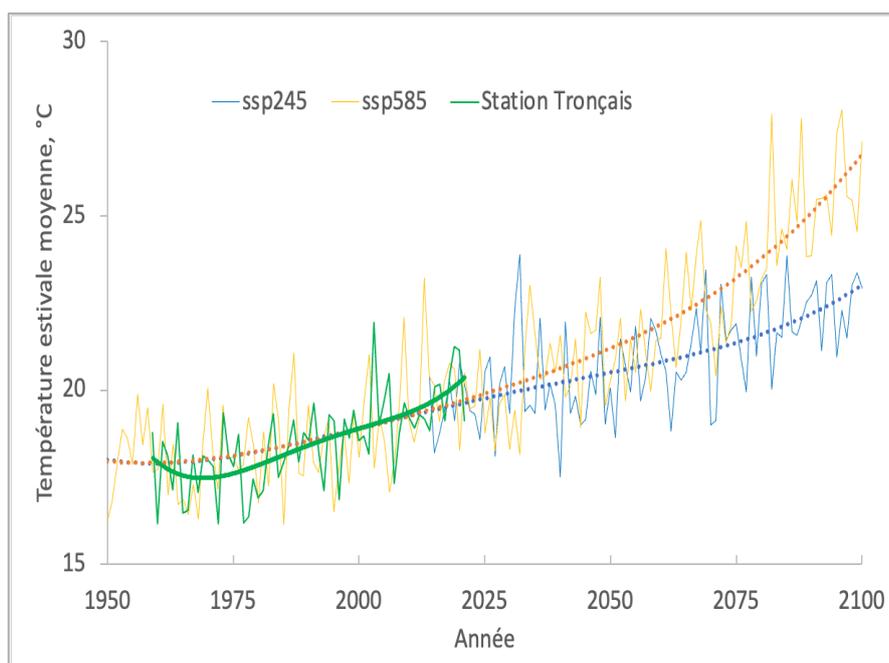


Figure 7 : Relevés historiques des températures estivales au niveau du massif forestier de Tronçais associés aux dernières prévisions du GIEC (selon scénarios ssp245 et ssp585) (crédit Hervé Cochard)

En 2100 les deux modèles du GIEC prévoient des températures estivales moyennes de +2°C à +7°C par rapport à 2025 au niveau du massif. Les stress climatiques subis par les arbres dans les années à venir en forêt de Tronçais risquent ainsi d'être fortement accentués.

2.3 Évolution récente de l'état sanitaire du massif forestier de Tronçais et premières cartographies du dépérissement

Le premier rapport faisant constat d'une dégradation de l'état sanitaire des Chênes sessiles sur le massif de Tronçais est daté de 2012. On peut y lire que « *dans certaines parcelles des signes de faiblesse [ponctuels], en particulier une mauvaise feuillaison touchant aussi bien le chêne sessile que pédonculé et des cas de parasites de faiblesse (Armillaire et Agrile) [avaient] été relevés (Baubet et Fontvieille, 2012) [...] Ce dernier symptôme semble indiquer que l'affaiblissement [avait] commencé avant 2012. Néanmoins, la réalité et l'ampleur de ce dépérissement [étaient] difficile à évaluer* » (Petroff, 2015) et n'avaient pas été quantifiées. En 2014, le manque de houppier a été estimé sur 2112 tiges en période hivernale. Une note DEPEFEU a été attribuée sur 734 tiges l'été suivant. Les analyses catégorisent 10,5 % des tiges inventoriées dans les classes 3, 3+ et 4 (sur 6 classes allant de 0 à 5 au total) lors de l'inventaire estival. De la même manière, il avait été estimé que 8,4 % des tiges rentraient dans ces critères lors de l'inventaire hivernal (Petroff, 2014). Ces résultats n'étaient alors pas alarmants quant à l'état sanitaire du massif de Tronçais dans son ensemble.

Les opérateurs de l'ONF, de l'INRAE et du Département de la Santé des Forêts (DSF) s'accordent pour désigner 2018 comme une année charnière dans l'impact des changements climatiques sur la fragilisation des peuplements en forêt de Tronçais et déplorent dès lors une multiplication des Chênes sessiles dépérissants dont les houppiers se détériorent (DSF 2021 ; Vincent-Barbaroux, 2021). Bien que la dégradation de l'état sanitaire du massif se soit enclenchée auparavant et que 2018 n'en constitue pas le point initial, cette année marque une accélération du phénomène. En 2020, à la suite de 179 notations DEPERIS réalisées lors d'un *Road-Sampling*, le DSF estime ainsi qu'un tiers du massif connaît une dégradation de son état sanitaire et qu'un état critique est observé sur 10% de la surface (DSF, 2020).

L'évolution rapide de l'état sanitaire du massif est notamment illustrée par la Figure 8, une méthode très récemment développée par l'INRAE Centre Val-de-Loire qui sera abordée dans la suite de ce rapport. L'échelle de couleur y est continue. Plus les zones apparaissent jaunes, et plus l'état sanitaire y est estimé déprimant. Plus elles apparaissent pourpres et plus il est estimé sain. Les positions matérialisées par des points blancs indiquent les emplacements des notations DEPERIS réalisées en 2020 ayant servi de référence pour l'apprentissage du modèle. La méthode Réconfort les extrapole ensuite à l'aide de données satellitaires Sentinel-2 pour produire ces cartes.

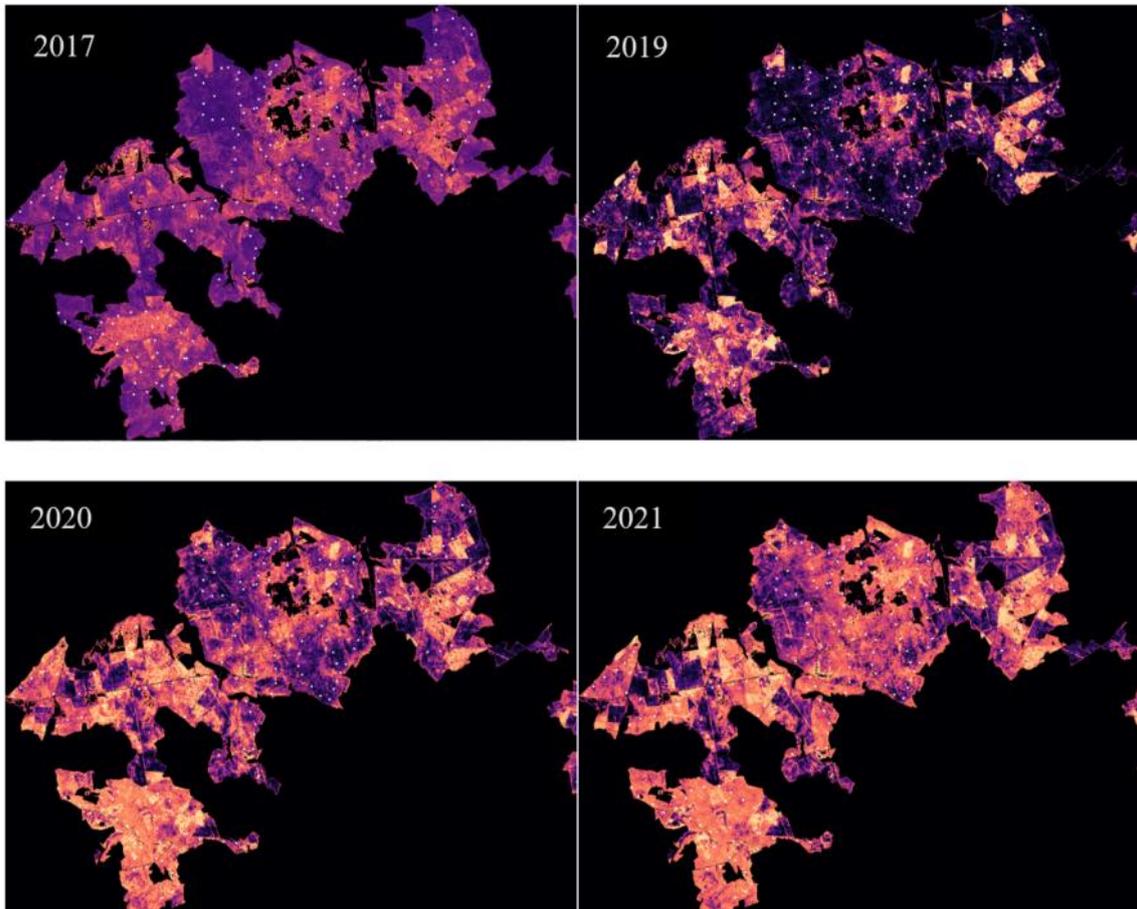


Figure 8 : Estimation de l'état sanitaire du massif forestier en 2017, 2019, 2020 et 2021, (résultats de la méthode Réconfort développée récemment par l'Université d'Orléans en collaboration avec le CESBIO), © IGN

Les inquiétudes des opérateurs forestiers sont d'autant plus fondées que le chêne peut réagir avec plusieurs années de décalage à un stress intense, ce qui laisse craindre que l'évolution de l'état sanitaire ne s'aggrave encore. Cela représente des enjeux économiques forts. En plus des conséquences dramatiques sur les récoltes de bois, cela remet en cause la capacité future du massif à capter du carbone mais également l'attractivité du massif concernant les activités récréatives.

2.4 La sylviculture comme outils pour moduler l'intensité des stress hydriques : historique et perspectives de gestion sur le massif

La forêt de Tronçais est une forêt dite de production, principalement constituée de peuplements forestiers traités en futaie régulière. Ce massif appartient à l'État depuis 1527 et est exploité depuis 1645 pour produire des chênes de haute qualité. La finesse du grain de leurs grumes est obtenue, entre autres, par une croissance lente en diamètre, elle-même permise par une surface terrière maintenue élevée. De fait, les données de la campagne LiDAR menée en 2016 estiment une surface terrière moyenne de 30m²/ha (Munoz, 2018) sur le massif. Les données terrains issues des mesures DEPERIS conduites en 2020 indiquent sur 179 points du massif, une moyenne de 28 m²/ha.

Les chênes locaux atteignent leur premier mètre cube en 70 ans, le second en 50 ans, 30 ans pour le troisième et ainsi de suite. Ainsi, entre 200 et 250 ans, leur volume est multiplié par 1,5 et leur valeur double en raison du diamètre proportionnel au prix. L'âge d'exploitation a été fixé depuis 1976 à 250 ans, 50 ans avant que les arbres ne rentrent en phase de sénescence (Le Jean, 2006).

Ce massif se compose majoritairement de Chênes sessiles (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.,). Pourtant, les Chênes pédonculés (*Quercus robur* L.) étaient présents en nombre avant leur déclin sanitaire entre 1978 et 1983, à la suite de quoi des plantations de pins sylvestres ont été menées massivement. Le maintien du Chêne sessile au profit du Chêne pédonculé s'expliquait alors déjà par sa plus grande tolérance aux sols pauvres et par sa meilleure résistance à la sécheresse (Bastien, 1997).

Les perturbations des paramètres climatiques locaux induites par les coupes forestières modifient le bilan hydrique des peuplements. C'est pourquoi, dix ans après ce traumatisme et à partir de 1994, l'intensité des éclaircies a été augmentée en nombre (raccourcissement des rotations des coupes d'amélioration) et en intensité. Cela s'est accompagné d'une réduction de la durée de la régénération et d'une multiplication des cloisonnements. Depuis 2004, dans cette même logique, le guide des sylvicultures de la chênaie atlantique préconise des interventions plus précoces (Jarret, 2004). En Annexe 3 sont disponibles les « Scénarios sylvicoles moyens recommandés. Futaies régulières du Chêne sessile de la chênaie atlantique ». Dans cet ouvrage est recommandée une dynamisation de la sylviculture dès le jeune âge par un dépressage vers 9 mètres, une première éclaircie avant 18 mètres et des passages réguliers en éclaircie (Le Jean, 2006).

L'idée derrière la réduction du nombre d'arbres sur pied est l'amélioration du bilan hydrique à l'échelle du peuplement (Bertin et al., 2016), un principe défendu par une partie de la communauté scientifique. Or, dans un contexte de changements climatiques où les arbres subissent des stress environnementaux accrus, l'impact de l'intensité de ces perturbations sur le risque de ruptures hydrauliques et sur l'exposition du feuillage à de fortes températures est remis en cause par les chercheurs et gestionnaires. Mieux comprendre les phénomènes éco-physiologiques et micro-météorologiques induits par des perturbations brutales de l'ouverture des milieux constitue un moyen pour déterminer si des ajustements concernant les préconisations de gestion forestière sont nécessaires dans un contexte de changements climatiques.

Plus que le nombre d'arbres sur pied, l'importance du degré de perturbation sur le dépérissement des chênes avait déjà été soulevé par Alexandre Petroff en 2015. Ce dernier faisait le constat qu'à l'inverse des lisières et des cloisonnements qui ne semblaient pas avoir d'influence sur le manque de houppier, la présence de trouées internes sur le massif de Tronçais y était corrélée. Ses analyses indiquent que « les placettes sur lesquelles les trouées internes représentent moins de 10 % de leur surface sont celles où les arbres vont le mieux » (Petroff, 2015). Ainsi, les arbres ayant grandi dans un milieu comportant en

permanence des ouvertures ne semblent pas réagir de la même manière à ces discontinuités que des peuplements adultes dont le milieu est brusquement perturbé.

Cependant, cette observation est sans doute liée au fait que les gestionnaires forestiers interviennent plus intensément sur les zones où les arbres manifestent au préalable des signes de faiblesse. En effet, la coupe dite « sanitaire » est également une conséquence d'un état dégradé des arbres et de peuplements pouvant être affaiblis par d'autres facteurs. Pour le gestionnaire, l'état sanitaire se juge surtout au nombre d'arbres dépérissants dont il faudrait considérer la récolte anticipée (Petroff, 2015). Pour l'illustrer, les PAD (Produits Accidentels Dépérissants) mobilisent plus de 22800 m³ en 2020 répartis de manière hétérogène sur plus de 2770 ha du massif (=8.23 m³/ha). En 2021, il est estimé que la quantité de bois dépérissant concerne un ordre de grandeur similaire (Baubet, 2021).

Pour autant, l'observation réalisée par Alexandre Petroff justifie la problématique précédemment établie au travers de l'étude théorique de l'écophysologie des arbres en contexte forestier :

Les coupes améliorent-elles forcément le bilan hydrique pour les arbres restants en forêt de Tronçais ? Les perturbations du milieu induites par les interventions sylvicoles prennent-elles part dans la dégradation de l'état sanitaire des arbres ? Est-ce que ce qui importe finalement est la surface terrière résiduelle ou le degré de perturbation du milieu subi individuellement par les arbres ?

L'étude qui suit développe et teste des outils potentiellement mobilisables pour répondre à ces questions.

Elle présente dans un premier temps un travail sur l'utilisation de données satellitaires pour étudier la symptomatologie du dépérissement forestier ainsi que son évolution sur la chênaie du massif de Tronçais.

Elle propose dans un second temps, au travers de la compassion avec des données obtenues sur le terrain, d'estimer la justesse, à une échelle d'environ 3000 m², de plusieurs BDD fournissant des informations à l'échelle globale (régionales, nationales, voir européennes). Les paramètres testés sont principalement la réserve utile en eau du sol et l'indice foliaire des peuplements.

Finalement, l'étude fournit un début d'analyse des BDD précédemment jugées mobilisables et identifie les éléments sur lesquels il conviendra de porter attention par la suite du projet.

III. Utilisation des données satellitaires pour étudier l'évolution du dépérissement des chênaies : symptomatologie du dépérissement

Dans le cadre de la collecte de données potentiellement utilisables pour répondre à la question d'étude, la première étape a été d'identifier celles pouvant caractériser les symptômes du dépérissement. En effet, avant de pouvoir cerner les causes d'un phénomène, encore faut-il pouvoir l'identifier.

Le travail qui suit détaille ainsi les données actuellement produites pour caractériser l'état sanitaire des peuplements en forêt de Tronçais et qui ont pu être récupérées. Il décrit ensuite l'acquisition d'autres banques de données, les orthophotographies, et en propose une utilisation. La méthode développée permet de classer à une échelle fine mais sur de larges territoires, l'état de dépérissement des chênaies tempérées.

Bien que ce ne soit, pour l'instant, qu'une version *beta*, elle pourrait à terme compléter les méthodes actuellement disponibles (particulièrement en cas de zones ayant subi des coupes forestières récentes). Elle pourrait également être mobilisée pour caractériser l'état sanitaire des peuplements avant 2017.

3.1 Outils disponibles : Méthode Réconfort et Protocole terrain DEPERIS

L'état sanitaire d'une chênaie se détermine aujourd'hui principalement au travers de données terrains. En forêt publique, elles sont fournies par la mise en place du protocole DEPERIS développé par l'ONF et le DSF (l'estimation de l'état sanitaire de *Quercus petraea* est disponible en Annexe 4 de ce rapport). Dans ce dispositif, une placette est considérée saine lorsque moins de 20% des arbres la constituant sont estimés dans les classes D, E ou F (regroupées dans la variable **%_DEPERIS_DEF**). Une placette est classée dépérisante lorsque plus de 50% le sont. Entre ces deux bornes, l'état sanitaire de la placette est considéré comme dégradé. Ces relevés font souvent guise de référence. Pour autant, elles ne sont disponibles que ponctuellement dans le temps et dans l'espace car très chronophages. Par exemple, sur le massif de Tronçais, seules les données de deux campagnes de mesures sont récupérables : l'une en 2020 sur 179 points, l'autre en 2023 sur 36 points.

Comme évoqué précédemment, une méthode pour estimer l'ampleur spatiale des dépérissements en chênaie tempérée est en développement depuis 2021 dans le cadre du projet SyCoMore, (Sylviculture de précision et connectée) coordonné par le centre INRAE Val de Loire. C'est la méthode Réconfort. Cette dernière fournit, à partir des données satellitaires Sentinel-2, des cartographies du dépérissement pour chaque année de 2017 à 2022 en région Centre-Val-de-Loire et sur le massif de Tronçais. Trois situations sont cependant considérées limitantes pour la validité des résultats : les zones couvrant les peuplements jeunes, celles en mélange ainsi que celles ayant subi des coupes forestières fortes.

Or, ce dernier cas de figure est une situation centrale dans le cadre du projet TronSave qui compte étudier les liens entre éclaircies et dépérissements forestiers. Ainsi, bien que des cartographies du dépérissement fournies par la méthode Réconfort (voir Figure 8) aient été collectées, elles ne seront pas mobilisées dans ce rapport.

Aucune donnée qui caractérise l'état sanitaire sur le massif d'étude et qu'il a été possible de récupérer n'est donc disponible avant 2017. De plus, aucune n'est mobilisable pour estimer, avant 2020, l'état sanitaire des placettes ayant subi des coupes fortes récentes sur le massif. Pour autant, il est fortement probable que la dégradation du massif y soit antérieure et que des symptômes du dépérissement soient identifiables plusieurs années auparavant.

Il a ainsi été décidé d'analyser les orthophotographies pour tenter d'identifier les symptômes du dépérissement sur la chênaie de Tronçais.

3.2 Utilisation des BD ORTHO® pour déterminer l'état sanitaire des massifs forestiers. Cas de la Forêt Domaniale de Tronçais

La BD ORTHO® (Base de Données Orthophotographiques) est un outil numérique d'images aériennes dans le domaine du visible (bandes RGB) et de l'infra-rouge. Une orthophotographie est une image corrigée géométriquement pour éliminer les distorsions dues à l'inclinaison du capteur, à l'altitude de vol et au relief du terrain. Elle est ensuite projetée sur un plan horizontal, ce qui la rend comparable à une carte topographique. Cela permet d'éliminer les effets de perspective, qui provoquent des déformations dans les images aériennes ou satellite. Les superficies peuvent ainsi en être extraites avec précision. Pour le département de l'Allier, elle est produite en couleur pour les étés 2013, 2016, 2019 et 2022 et à une résolution de 25 cm. Elle est également accessible pour l'année 2009 à une résolution de 30 cm.

L'analyse des orthophotographies peut constituer un complément d'informations pour caractériser les massifs forestiers avant 2017 et ainsi justifier la période à laquelle leur état sanitaire a commencé à évoluer rapidement. Ces images, par leur définition fine, permettent également une appréciation visuelle des manifestations physiologiques de la canopée en distinguant individuellement les houppiers.

3.2.1 Récupération des images aériennes

L'extraction des images se fait au travers des données disponibles sur le site du CRAIG (Centre Régional de L'Information Géographique) mais sont également disponibles à cette adresse : <https://geoservices.ign.fr/bdortho#telechargement>.

Il convient d'être vigilant lors de l'utilisation de ces données car ce sont des documents volumineux dont le téléchargement et la manipulation peuvent être laborieux. Afin de minimiser la taille des fichiers, il est préférable d'identifier au préalable les mailles correspondant à la zone d'étude, ici le massif forestier de Tronçais.

Sous l'hypothèse que les notations DEPERIS de l'hiver 2020 (respectivement 2023) puissent se rapporter à l'état sanitaire de la canopée durant l'été 2019 (respectivement 2022), il est possible de lier les analyses faites sur les images des BD ORTHO® de 2019 et de 2022 avec des références de dépérissement terrain en 36 points de la forêt de Tronçais. Pour faire correspondre les zones d'étude des données aériennes à celles des placettes DEPERIS, des régions d'intérêt (ROIs) ont été matérialisées par un cercle blanc de 30 mètres de rayon centré sur les placettes DEPERIS (à la précision près du GPS) et ce à l'aide d'un outil de géotraitement. Elles ont ensuite été extraites au format PNG (Portable Network Graphics) avec une résolution de 1000 DPI (dots per inch). Ce traitement concerne l'ensemble des années pour lesquelles des données sont disponibles.

Ayant à ce stade de l'étude accès à une unique référence de placette « Saine » et à 5 références de placettes « Dégradées » en 2023, l'analyse se restreint à une comparaison des données satellitaires 2019 aux données terrains de 2020.

3.2.2 Dates de prise des images et interaction avec les périodes de jaunissement et de sénescence des feuilles

Sur le département de l'Allier, les dates de passage exactes des avions sur les dalles d'étude ne sont pas disponibles. Les périodes d'acquisition sur les zones en question sont les suivantes :

- Durant le mois de juillet en 2009
- Entre le 11 et le 22 juillet 2013
- Entre le 26 août et le 2 septembre 2016

- Entre le 15 et le 17 septembre 2019
- Durant le mois de juillet en 2022

Les dates auxquelles les avions capturent les images varient d'une campagne à l'autre, les caractéristiques phénologiques des plantes au cours de l'année également. La fin de la saison de végétation pour les essences décidues est notamment marquée d'une coloration des houppiers et suivie d'une période de chute des feuilles. Afin d'étudier la physiologie du dépérissement, il convient de vérifier que la date estimée du jaunissement des feuilles par sénescence ne chevauche pas l'analyse des images ortho photographiques.

La saison de végétation s'étend de la date moyenne de débourrement à 10 % (dd1) à la date moyenne de chute des feuilles, que l'on assimile à la date de jaunissement à 90 % des arbres présentant au moins 20 % de feuilles jaunes (jj9). Sur la forêt de Tronçais se trouve un site de mesure du réseau permanent de surveillance des écosystèmes forestiers (RENECOFOR) sur lequel l'évolution de la feuillaison est suivie dans le temps. Entre 1997 et 2006, la saison de végétation du Chêne sessile se termine approximativement au 29 octobre (+/- 13 jours). Celle du hêtre au 21 octobre (+/- 16 jours) (Delpierre et al., 2009).

Bien que soumis à un contrôle génétique fort, les caractères phénologiques des plantes sont soumis à un contrôle environnemental. Ainsi, les variations interannuelles de la date de jaunissement (jj9) des chênes sont principalement déterminées par la température moyenne de l'air observée sur le mois d'octobre (Toct) (Chuine et al., 2000 ; Schaber et Badeck, 2003 ; Lebourgeois et al., 2007 ; Delpierre et al., 2009) selon l'équation : $Date\ jaunissement\ chênaies\ (jj9) = 2.88 \times (Toct) + 263.25$ (d'après Lebourgeois et al., 2011).

Une température moyenne plus élevée de 1 °C en octobre se traduit ainsi par un jaunissement plus tardif d'environ 3 jours. Pour les années 2016 et 2019, dont les campagnes d'ortho photographies sont plus tardives, les dates de jaunissement (jj9) ont été recalculées en fonction des données climatiques relevées localement sur le massif de Tronçais afin de déterminer si cela pouvait constituer un frein aux analyses. Pour cela, les données climatiques SAFRAN provenant des stations Météo-France sont mobilisées. Elles sont téléchargées depuis SILCLIMA, et fournissent les données journalières de température moyenne des 24 températures horaires à une échelle de 9 kilomètres.

Année	Mois	Valeur (Toct)	Maille SAFRAN	Jour prédit du jaunissement (jj9)	Alt (m)
2016	10	9.8	5212	17/10/2016 (+/- 9 jours)	170
2019	10	13.9	5212	30/10/2019 (+/- 9 jours)	170
2022	10	15.9	5212	05/11/2022 (+/- 9 jours)	170

Tableau 1 : Prédiction du jour de jaunissement (jj9) sur la chênaie du massif de Tronçais en 2016, 2019 et 2022

Les prédictions concernant le jaunissement des chênes sont récapitulées dans le Tableau 1. Concernant le jaunissement automnal des hêtres (jj9) en France, il est estimé qu'il précède celui des chênes de 5 jours (Lebourgeois et al., 2011). Ainsi, l'ensemble des campagnes de mesures se déroule plus d'un mois avant la date estimée de jaunissement (jj9) des chênes et des hêtres sur le massif de Tronçais.

Bien que les données concernent des stades de jaunissement avancés et qu'il soit difficile d'affirmer que le début du phénomène de sénescence ne chevauche pas les dates de prise d'image, les variations d'aspect et de couleurs des houppiers seront rattachées à des phénomènes de dépérissement lors du reste de l'analyse. Afin de limiter l'impact de la phénologie sur l'analyse visuelle des houppiers, une zone considérée

« Saine » sera désignée comme référence colorimétrique pour chaque campagne d'analyse. L'opérateur devra s'y référer pour effectuer des comparaisons.

3.2.3 Analyse d'images aériennes par appréciation visuelle qualitative

Dans un premier temps, l'état sanitaire des arbres compris dans les zones délimitées a été déterminé selon trois classes par analyse visuelle qualitative. On obtient la matrice de confusion suivante :

	Dépérissante <i>DEPERIS</i>	Dégradée <i>DEPERIS</i>	Saine <i>DEPERIS</i>
<i>Prédite Dépérissante</i>	8	4	1
<i>Prédite Dégradée</i>	4	7	5
<i>Prédite Saine</i>	0	1	6

Tableau 2 : Matrice de confusion entre la référence terrain 2020 et la détermination visuelle des orthophotographies de 2019 par analyse qualitative

Les corrélations sont exactes dans 58% des cas. Aucune des placettes dépérissantes n'est prédite comme saine et une unique placette saine est prédite comme dépérissante. Pour autant, la classe « Dégradée » connaît 42% de faux négatif et 56% de faux positif. Ces résultats sont encourageants mais manquent de précision.

Un des facteurs responsables de ces classements inexacts est sans doute la subjectivité de l'opérateur. Sans échelle de référence, bien que l'on perçoive distinctement des différences de textures et de couleurs, il manque de repères pour quantifier le dépérissement avec l'aide des orthophotographies.



Figure 9 : À gauche, la BD ORTHO® de 2013, à droite celle de 2019. Cas de la placette 4, © IGN

3.2.4 Traitement d'images aériennes selon trois critères quantifiés du dépérissement

Les symptômes du dépérissement se traduisent en premier lieu par des modifications de la structure du houppier : le dessèchement de branches, la chute de rameaux et la réduction de la longueur des pousses annuelles (Nageleisen, 1994).

Cela se traduit par des houppiers moins opaques au travers desquels il est possible d'observer des rameaux en « fouet » à la périphérie supérieure. Bien que ce ne soit pas un phénomène spécifique, une altération de couleur du limbe est également observée lors du dépérissement du chêne.

Afin d'encadrer les décisions de l'opérateur, des scripts ImageJ Macro captent trois manifestations physiques du dépérissement au niveau des ROIs précédemment définis : la taille des trouées, la perte de vert

du feuillage et la déperdition foliaire. Ce dernier critère inclut à la fois les pertes de ramifications et les pertes de feuilles. La taille des trouées définit les zones à soustraire dans l'analyse des deux autres variables.

Deux programmes sont testés et diffèrent par leur degré d'autonomie. Ils ont été élaborés avec l'aide de Pierre Conchon, technicien à l'INRAE. Le premier est semi-automatique et demande à l'opérateur de redéfinir pour chaque image les trois seuils d'analyse. Le second propose la même logique de seuillage mais demande de calibrer une unique fois ces seuils pour chacune des campagnes d'images satellitaires. Le premier a l'avantage de considérer les coupes récentes en ne les confondant pas avec un sol nu. Le second est plus simple d'utilisation et l'analyse est plus rapide. Pour les ROIs ayant subi une coupe et sur lesquelles le sous-couvert forestier n'a pas eu le temps de recoloniser l'espace, le traitement d'images aura tendance à faire un amalgame entre sol nu (qui apparaît brun) et dépérissement.

Dans les deux cas, l'analyse se fait sur le logiciel open source d'analyse d'images scientifiques ImagJ (ou FIJI) et fournit un pourcentage de surface pour ces trois critères.

Dans les deux cas, le jaunissement du feuillage (Perte-de-vert ou PDV) se définit comme l'ensemble des pixels plus clairs dans la bande verte (Green) de l'image RGB (Red, Green, Blue) que le seuil déterminé à l'œil. Il est de plus possible d'ajouter manuellement des caches sur les zones identifiées comme un sol nu pour les exclure de la sélection. Les paramètres de la déperdition foliaire (Perte-de-densité) et des trouées (Trouée), à l'inverse, incluent tous les pixels plus foncés que les seuils qui leur sont associés. Les zones sont considérées comme des trouées lorsque leur diagonale maximale est supérieure à 5000 pixels, sinon elles sont considérées comme des zones de déperdition foliaire. Cela correspond à environ 2 mètres sur le terrain et constitue un choix arbitraire. Le terme de « Trouée » est ainsi abusif mais restera employé tel quel.

Le traitement d'images avec seuillage obligatoire a été réalisé pour les années 2009, 2013, 2016 et 2019. Le traitement d'images avec seuillage annuel a été réalisé pour l'ensemble des campagnes d'ortho photographies à disposition.



Figure 10 : Analyse ImagJ, cas de la placette numéro 49 en 2019 (à gauche : la « Perte-de-vert », en haut la « Perte-de-densité » de feuillage et à droite le paramètre « Trouée »), © IGN

3.2.5 Prédiction du dépérissement : analyse des résultats

Les analyses ci-dessous sont issues du traitement d'image avec seuillage obligatoire. La même étude a été réalisée avec seuillage annuel mais les résultats sont moins concluants et parfois même aberrants.

La création d'un indice de dépérissement par la combinaison des trois variables d'étude est obtenue par régression linéaire multiple. Au préalable, les hypothèses d'étude ont été validées : l'indépendance des erreurs, la linéarité de la relation entre variables, l'absence de multicollinéarité et la normalité des résidus. Leur justification est disponible en Annexe 5 : *Validation des hypothèses d'étude, équation et statistiques associées : Régression linéaire multiple des trois paramètres normalisés issus du traitement ImagJ.*

La matrice de confusion reliant l'état sanitaire prédit à partir de cette équation et l'état sanitaire déduit du protocole terrain de 2020 est la suivante :

	Dépérissante DEPERIS	Dégradée DEPERIS	Saine DEPERIS
Prédite Dépérissante	7	5	2
Prédite Dégradée	5	6	8
Prédite Saine	0	1	2

Tableau 3 : Matrice de confusion entre la référence de terrain 2020 et la prédiction de l'état sanitaire obtenue par régression linéaire multiple de trois variables mesurées sur les orthophotographies de 2019 (Perte-de-vert, Perte-de-densité, Trouée)

Les corrélations sont exactes dans 41% des cas. Aucune des placettes dépérissantes n'est prédite comme saine et deux placettes saines sont prédites comme dépérissantes. Ces résultats sont encourageants. Encore 68% de faux positif et 50% de faux négatifs sont retenus pour la classe « Dégradée ».

Ces chiffres sont légèrement moins bons que ceux réalisés sans critères quantifiables et restent élevés pour une méthode de classification qui a tendance à surestimer la dégradation de l'état sanitaire dans la ROI.

Les placettes considérées dépérissantes alors qu'elles sont, selon la notation DEPERIS, classées saines sont les placettes numéro 25 et 62. Un premier élément pouvant expliquer un mauvais classement serait une coupe récente. C'est le cas de la placette 25, qui a subi une coupe de 3m³/ha entre 2016 et 2019, laissant apparaître un sol nu sur l'orthophotographie de 2019. Pour la placette 62, c'est l'aspect des houppiers qu'il faut discuter.



Figure 11 : ROI de la placette 62 extraite de l'orthophotographie de 2019, classée « Saine » lors de la campagne terrain 2020 et « Dépérissante » lors de l'étude des ortho photographies de 2019, © IGN

Visuellement, son état sanitaire paraît dégradé sur l'extrait d'images aériennes. La différence de notation peut alors s'expliquer par le fait que la notation DEPERIS ne considère que les arbres dominants en place (et principalement des chênes). Les arbres ayant rougi sur la ROI matérialisée ci-dessus n'en font

potentiellement pas partie. Il est également possible que ce changement de couleur perçu soit dû à un stress passager en 2019 dont les manifestations ne sont plus visibles à l'hiver 2020.

Il est également possible de remettre en cause la notation DEPERIS attribuée à cette placette, qui repose sur l'appréciation visuelle d'un opérateur.

3.2.6 Validité de la méthode en cas de coupes récentes

L'étude des orthophotographies est-elle une bonne alternative à la méthode Réconfort pour déterminer l'état sanitaire d'un peuplement en cas de coupe récente ?

Les coupes considérées sont celles réalisées sur les parcelles contenant les placettes DEPERIS et pour lesquelles la surface terrière prélevée entre 2016 et 2019 excède 1,5 m²/ha.

	Dépérissante DEPERIS	Dégradée DEPERIS	Saine DEPERIS
<i>Prédite Dépérissante</i>	2	0	0
<i>Prédite Dégradée</i>	0	3	1
<i>Prédite Saine</i>	0	1	3

Tableau 4 : Matrice de confusion entre la référence terrain 2020 et la prédiction de l'état sanitaire obtenue par régression linéaire multiple de trois variables mesurées sur les orthophotographies de 2019 (Perte-de-vert, Perte-de-densité, Trouée). Cas des placettes situées sur des parcelles ayant subi des coupes de plus de 1,5m²/ha entre 2016 et 2019

L'état sanitaire des placettes en 2020 est prédit justement à 90%. Dans un unique cas, une placette est prédite saine tandis qu'elle est annoncée dégradée à la suite du protocole DEPERIS. Sachant que, comme pour l'ensemble de l'analyse, ces différences sont potentiellement dues aux variations de l'état sanitaire des placettes entre l'été 2019 et l'hiver 2020. Cette méthode semble ainsi convenable pour déterminer l'état sanitaire d'un peuplement ayant subi des coupes récentes.

Ayant uniquement été testée sur 11 placettes du fait des données disponibles et du temps imparti, ces résultats devront cependant être confirmés par une plus grande répétition de mesures.

Il n'est pas possible ici de comparer les résultats de cette méthode à ceux de la méthode Réconfort, tout simplement car les notations DEPERIS de 2020 sur lesquelles se base l'étude ont servi de référence pour la méthode en question (*Machine Learning*).

Cependant, l'analyse des orthophotographies semble couvrir correctement une situation initialement identifiée comme l'une des trois limites de la méthode Réconfort (avec les peuplements jeunes et les mélanges d'essences).

3.3 Utilisation des BD ORTHO® pour déterminer l'évolution des manifestations physiologiques passées du dépérissement. Cas de la Forêt Domaniale de Tronçais.

Les classifications obtenues précédemment par régression linéaire multiple n'ont pas été jugées assez fiables pour justifier de leur utilisation dans la détermination de l'état sanitaire passé du massif. Pour cause, la méthode a uniquement été construite sur les 36 placettes d'étude. Avant de l'appliquer à différentes années, il faudrait tester la méthode sur d'autres placettes pour lesquelles la notation DEPERIS de 2020 est disponible. De plus, la classification obtenue comporte encore des d'erreurs.

C'est pourquoi l'étude porte sur l'évolution de la variable de Perte-de-vert (PDV) des placettes. L'ensemble des comparaisons de médiane s'effectue par des tests non-paramétriques qui ne dépendent pas de la distribution des données et dont les statistiques sont détaillées en Annexe 6 : *Comparaisons des valeurs « Perte-de-vert » en fonction du temps et des « Perte-de-vert » des houppiers en fonction de l'état sanitaire de 2020.*

Ce choix est contraint par le non-respect systématique de l'une des hypothèses d'application de l'ANOVA (analyse des variances).

3.3.1 Évolution de la variable de Perte-de-vert des placettes dans le temps

L'évolution moyenne de la variable PDV obtenue sur les 36 placettes entre 2009 et 2019 est illustrée ci-dessous.

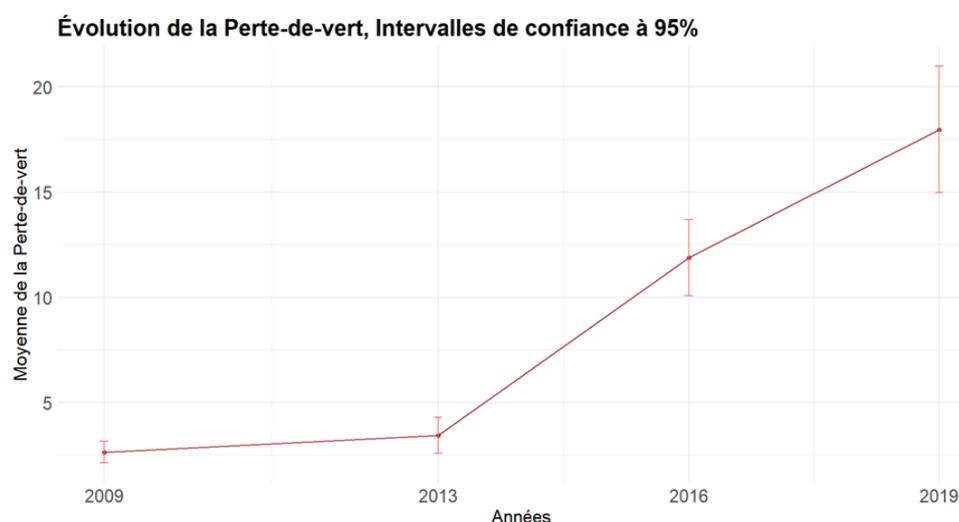


Figure 12 : Moyenne de Perte-de-vert (%de la surface total de la placette) de 2009 à 2019, IC à 95%

La PDV semble évoluer depuis 2013. Entre 2013 et 2016 elle a augmenté d'un facteur 3,4 puis d'un facteur 1,5 entre 2016 et 2019. Les intervalles de confiance à 95% autour de chaque mesure ne se chevauchent pas entre ces trois points, ce qui suggère des différences potentielles à valider par des tests statistiques.

D'après le test statistique de Friedman, les variations interannuelles de la PDV sont significatives (voir Annexe 6). Les résultats du test post-hoc non paramétrique de Dunn justifient la comparaison des valeurs centrales unes à unes. Ils indiquent que les augmentations de PDV sont significatives entre 2013 et 2016 et entre 2013 et 2019. Par contre, les variations ne sont pas considérées significatives entre 2009 et 2013, voir Annexe 7 : *Résultats du test post_hoc Dunn (pour test non paramétrique) pour la comparaison de valeurs centrales de « Perte-de-vert » unes à unes en fonction des années.*

Ainsi, la PDV, qui est un symptôme associé au dépérissement, semble être un phénomène déclenché entre 2013 et 2016 et maintenu sur le massif en 2019.

3.3.2 Évolution de la variable Perte-de-vert des placettes soustraite des opérations sylvicoles sur la période [2016 - 2019]

Afin de déterminer si, sans les perturbations sylvicoles récentes (celles s'étant déroulées moins de 3 ans avant la prise d'image), il était possible de mettre en évidence une évolution significative de la PDV des placettes entre 2016 et 2019, les placettes situées dans des parcelles ayant subi des coupes supérieures à 1,5 m²/ha entre 2016 et 2019 ont été soustraites à cette analyse.

Un test non paramétrique de Wilcoxon a été réalisé entre les groupes appariés de 2016 et 2019. Il détermine s'il y a une différence significative entre les deux échantillons appariés est identifiable, (voir Annexe 8 : Comparaisons de valeurs de Perte-de-vert pour les placettes sans coupes entre les années 2016 et 2019). Les résultats indiquent une différence statistique marquée entre les deux campagnes, contrairement à l'étude portant sur l'ensemble des 36 ROIs.

Ainsi, bien qu'aucune de ces coupes ne soit classée comme « PAD » (Produit Accidentel Déperissant) mais toutes à une exception en « AMEL » (Amélioration), cela semblerait supposer que les coupes récentes (de moins de 3 ans) ont tendance à diminuer à court terme le jaunissement au sein des ROIs.

Sans intervention humaine, la PDV est un phénomène que l'on peut considérer comme significativement amplifié entre 2016 et 2019. Un résultat qui n'avait pu être montré en incluant les ROIs ayant subi des coupes récentes fortes.

Ce résultat appuie le fait qu'il faille être vigilant quant à l'étude de l'évolution de la physiologie du dépérissement lorsque les forêts d'étude sont gérées. Les coupes d'amélioration doivent être considérées comme perturbatrices dans l'étude des manifestations du dépérissement bien qu'elles ne concernent pas exclusivement et explicitement le prélèvement d'arbres dépérissants. De plus, à partir de 2020 les coupes sanitaires se multiplient. Il est alors possible que le biais induit par les coupes dans l'étude de l'évolution du jaunissement soit grandissant.

Les données coupes sont manquantes avant 2016, pour autant, il est possible de transposer ce résultat à l'évolution de cette variable entre 2013 et 2016. En supposant que des coupes d'un même ordre de grandeur ont eu lieu sur les ROIs, l'écart annoncé dans le point 3.3.1 est sans doute sous-estimé.

3.3.3 Évolution de la variable de Perte-de-vert des houppiers en fonction de l'état sanitaire de 2020

La PDV des houppiers correspond à la PDV ramenée à la surface de canopée arborée. Cette variable est obtenue en ramenant la variable de PDV à la surface de la zone d'étude soustraite de la surface de Trouée. Cela permet de s'abstenir des différences de surface qu'occupent les houppiers des arbres (liées à la surface terrière et à l'âge des peuplements) en fonction des placettes et des classes sanitaires considérées.

Pour chaque campagne de mesure, les moyennes de la PDV des houppiers en fonction de l'état sanitaire de 2020 sont calculées. Cela regroupe les données de 8 placettes classées « Déperissantes », 14 placettes classées « Dégradées » et 14 autres classées « Saines ».

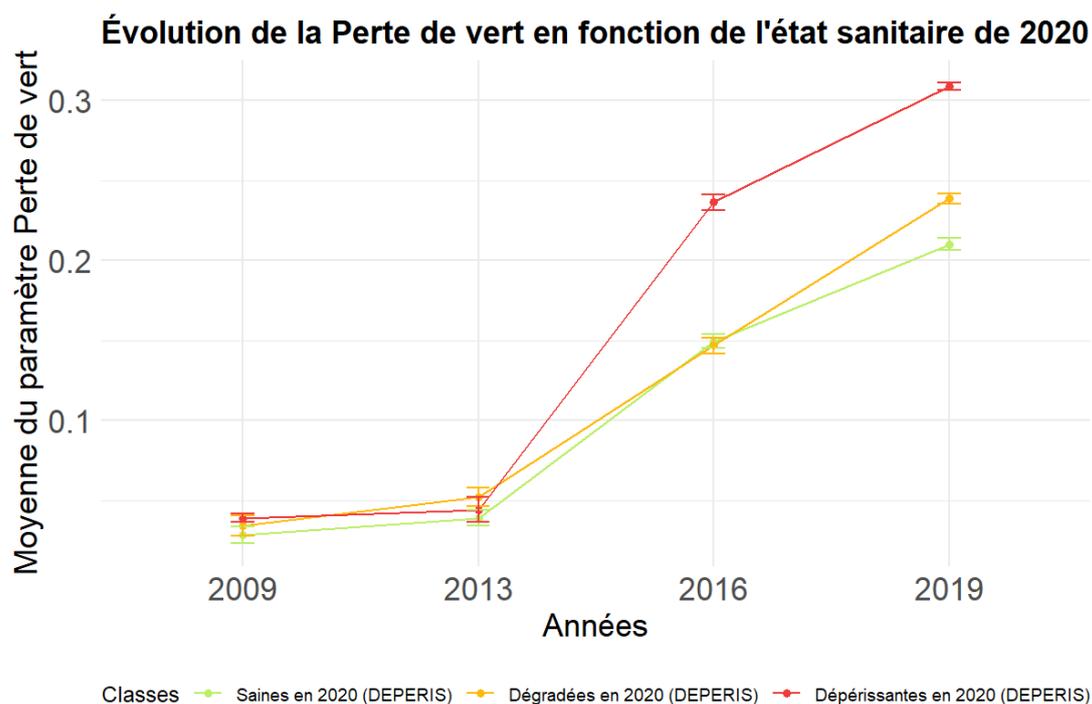


Figure 13 : Évolution de la variable Perte-de-vert du houppier (ratio de la surface des houppiers) en fonction de l'état sanitaire des placettes déterminé en 2020 par appréciation visuelle (notation DEPERIS), IC à 95%

Est-ce que l'évolution de la variable Perte-de-vert (PDV) des houppiers depuis 2009 est liée à l'état sanitaire des placettes mesuré par la notation DEPERIS en 2020 ?

La PDV des houppiers paraît évoluer différemment en fonction de l'état sanitaire de 2020. Dans plusieurs cas, leurs barres d'erreur, qui indiquent l'intervalle de confiance à 95% autour de chaque moyenne, ne se chevauchent pas. Cela suggère des différences potentielles à valider par les tests statistiques.

Les houppiers des arbres contenus dans les placettes classées « Dépérissantes » en 2020 semblent manifester une PDV plus marquée que ceux des autres placettes, et cela depuis 2016 (potentiellement déjà en 2014 et/ou 2015).

En 2019, les houppiers des arbres des placettes classées « Saines » semblent afficher une PDV plus faible que ceux compris dans les placettes « Dégradées », eux-mêmes moins marqués par ce phénomène physiologique que ceux inclus dans les placettes classées « Dépérissantes » en 2020.

Le test non paramétrique de Kruskal-Wallis, utilisé pour questionner la significativité des différences entre les médianes de plusieurs groupes est réalisé pour chaque campagne d'orthophotographies afin de comparer les PDV des houppiers en fonction des trois états sanitaires (voir Annexe 6 : *Comparaisons des valeurs « Perte-de-vert » en fonction du temps et des « Perte-de-vert des houppiers » en fonction de l'état sanitaire de 2020*).

Dans aucun des cas les tendances observées sur les graphiques ne sont validées statistiquement à un niveau de confiance de 95%. Cependant, au niveau de confiance 90%, le test statistique révèle une différence significative entre PDV des houppiers en fonction des trois groupes en 2016. Il conviendra donc de répéter ce protocole sur un plus grand nombre de placettes afin de déterminer si l'état sanitaire observé en 2020 est bien relié à la PDV du houppier en 2016.

3.4 Discussion et perspectives

3.4.1 Limite de la variable Trouée et donc de la Perte-de-vert des houppiers

La première limite identifiée à la suite du traitement d'image est l'incohérence de la variable Perte-de-densité de feuillage ramenée à la surface du houppier qui avait tendance à diminuer dans le temps.

L'hypothèse faite est que les pertes de ramifications et de feuillage sont majoritairement visibles en bordure des houppiers. Lors du traitement d'image, ce phénomène est alors considéré comme une augmentation de la surface de Trouée et non comme une dégradation de l'état sanitaire de l'arbre. Ces deux facteurs se mêlent tandis qu'ils s'interprètent différemment, ce qui les rend difficile à analyser.

Pour déterminer si la surface de Trouée contient des informations sur la Perte-de-densité de feuillage et trouble la détermination de l'état sanitaire, les placettes incluses dans des parcelles ayant subi des coupes récentes fortes (plus de 1,5 m²/ha prélevés entre 2016 et 2019) sont soustraites de l'analyse.

La variation entre 2016 et 2019 du paramètre Trouée en fonction de l'état sanitaire de la zone établie en 2020 est étudiée sur ces placettes.

Les placettes classées « Saines » en 2020 indiquent une différence négative du facteur Trouée avec en moyenne 9% de la surface en moins classée comme telle. Cette valeur peut s'expliquer par l'expansion des houppiers. De la même manière, les placettes classées « Dégradées » en 2020 se voient attribuer 4% en moins de la surface de Trouée en 2019 par rapport à 2016. Ici encore, cette différence est attribuée à l'expansion du houppier, qui est cependant moins marquée du fait de l'état sanitaire déprécié des arbres, alors moins vigoureux. Les placettes classées « Dépérissantes » en 2020 présentent quant à elles une diminution du facteur Trouée de 2% entre les deux campagnes. Cela peut se comprendre par le fait que les houppiers se rétractent et que cette différence soit visible aux extrémités. Cela se justifie statistiquement avec une différence significative à 5% de la variation de surface de Trouée entre les placettes « Saines » et les placettes « Dépérissantes » (*voir Annexe 9 : Comparaisons de la variation de « Trouée » pour les placettes sans coupes entre les années 2016 et 2019 et Annexe 10 Résultat du test post_hoc Dunn (méthode Bonferroni) pour l'analyse de la différence « Trouée » entre 2016 et 2019 en fonction de l'état sanitaire*).

La dégradation de l'état sanitaire se caractérise ainsi par une réduction de la surface du houppier. Cela constitue une source d'erreur majeure qui se répercute sur la variable Perte-de-densité de feuillage, initialement conçue pour détenir cette information.

Indirectement, cela impacte également, mais dans une moindre mesure la variable PDV ramenée à la surface du houppier mobilisée précédemment.

3.4.2 Limites des informations extractibles depuis les images aériennes et perspectives

a. Prise en compte des différentes conditions de prise d'image

La palette chromatique des orthophotographies varie d'une campagne à l'autre. Bien qu'au travers du seuillage obligatoire, l'opérateur intègre ce paramètre, cela peut induire un biais. Par exemple, au-delà de l'évolution du dépérissement, les contrastes de couleurs semblent plus marqués en 2016 et 2019 tandis que l'on perçoit mieux les pertes de ramifications et de feuillage en 2022. De plus, les contrastes de lumière appliqués aux orthophotographies ne sont pas optimaux pour distinguer le sous-étage.

Afin de faciliter le travail de comparaison, mais également pour limiter les biais-observateur, il serait sans doute pertinent de tester deux corrections sur les images avant traitement : homogénéiser la palette chromatique entre les campagnes de mesure et en augmenter le contraste pour mieux distinguer le sous-étage.

D'autres critères de capture d'image peuvent intervenir dans l'aspect des houppiers. En effet, il a été considéré dans l'étude que les conditions de prise de vue étaient identiques d'une campagne à une autre. Pourtant, Géoservice IGN ne permet pas d'avoir accès aux dates et heures exactes de passage des avions sur les zones cibles. Ainsi, l'aspect des houppiers peut différer en fonction des ombres (angle du rayonnement solaire) et de la date de prise d'image.

b. Différences protocolaires avec la notation DEPERIS

L'analyse des orthophotographies ne distingue pas les arbres dominants des arbres dominés. La notation DEPERIS n'est effectuée que sur les arbres dominants et co-dominants. Ceci est la source d'imprécisions. De plus, cela induit un biais sur les essences considérées : tandis que les données brutes des notations DEPERIS annoncent 96% de chênes et 4% de hêtres, les relevés de terrain indiquent que 13% des arbres présents sur les placettes sont des charmes, 38% sont des hêtres et 50% sont des chênes. Ainsi, bien que la plupart des arbres dominants constitutifs de la canopée soient des chênes, l'analyse des images aériennes inclut sans doute une plus grande diversité d'essence.

Pour les années où des modèles numériques de hauteur (MNH) sont disponibles, comme en 2016 sur la forêt de Tronçais (banque de données en accès libre qui sera évoquée dans la suite de ce rapport), il est alors envisageable de travailler avec ces données pour enrichir l'analyse des orthophotographies.

c. Point de vigilance sur l'effet opérateur de la notation DEPERIS

La notation de référence de l'état des houppiers DEPERIS a été réalisée sur les 36 placettes d'étude par plusieurs personnes lors du *Road Sampling* de 2020 et par 6 équipes différentes en 2023.

Or, bien que dans la plupart des cas, les opérateurs s'accordent sur la classe de dépérissement d'une placette (saine, dégradée ou dépérissante), des tendances sont observables selon les notateurs, sans doute en partie à cause de sensibilités différentes. Pour l'illustrer, les notations DEPERIS réalisées par deux opérateurs en 2023 sont comparées en Annexe 11 de ce rapport. On peut y voir les notations d'un premier opérateur sur la partie Ouest, les notations d'un second sur la partie Est de la parcelle 124.

Tandis que sur les orthophotographies, aucune disparité majeure n'est à priori relevée entre les deux sections de la parcelle concernant l'état des houppiers, une différence est observée dans les notations DEPERIS (par exemple, l'un des deux observateurs n'attribue à aucun arbre la note de A ou de B).

Ainsi, il est possible de supposer que la diversité des opérateurs en 2023 ait induit des biais de notation sur les 36 placettes. Plus généralement, cela confirme la nécessité de considérer avec précautions les références sanitaires DEPERIS qui reposent sur des appréciations visuelles.

d. Mobilisation d'autres BD ORTHO®

Comme la plupart des données à haute résolution spatiale, la résolution temporelle des BD ORTHO® est limitée. Cependant, toutes les orthophotographies disponibles sur le massif de Tronçais n'ont pas été mobilisées dans cette étude. Tout d'abord, l'outil TimeLaps de Google Earth (<https://earthengine.google.com/timelapse/>) représente des orthophotographies prises au niveau du massif de Tronçais durant d'autres années que celles étudiées.

Ensuite, sur le site du CRAIG, sont disponibles des BD ORTHO® en infrarouge qui comprennent des bandes spectrales potentiellement sensibles au stress hydrique. Des analyses complémentaires pourront ainsi être réalisées et potentiellement donner des informations sur des variables de fonctionnement des arbres.

e. Prise en compte de l'architecture 3D des arbres au sein d'une placette

L'architecture (3D) des arbres d'une placette se comprend ici comme le nombre de chablis (les squelettes sont visibles sur les images) ainsi que la taille et la répartition des trouées la constituant. Elle est importante à considérer car l'aspect des houppiers, et donc leur dépérissement, se conçoit différemment dans une placette clairsemée et dans une placette où les houppiers sont joints.

Elle a été partiellement considérée pour prédire l'état sanitaire des placettes au travers du paramètre Trouée, cependant, il n'est pas certain qu'une régression linéaire multiple soit le meilleur outil statistique pour étudier les interactions entre les paramètres architecturaux du peuplement et des paramètres d'identification du dépérissement. Encore plus lorsqu'un facteur peut être considéré comme les deux à la fois (cas du paramètre Trouée par exemple).

Elle a été considérée partiellement lors de l'étude du paramètre PDV avec la création du paramètre PDV des houppiers. Cependant, c'est un élément qu'il convient de préciser dans les deux cas. Un travail est sans doute nécessaire pour améliorer la caractérisation des paramètres architecturaux, à commencer par un questionnement sur le bon seuillage à fixer pour déterminer ce qui relève du paramètre Trouée de ce qui relève du paramètre Perte-de-densité.

IV. Description des différentes banques de données en accès libre. Évaluation de la justesse de plusieurs d'entre elles à l'aide d'une campagne de mesures

La démarche est ici d'éprouver la justesse des différentes bases de données disponibles à large échelle à une échelle très locale (environ 3000m²) au travers de relevés ponctuels. En plus d'économiser un temps précieux dans le cas où la justesse des banques de données se révélait suffisante à l'étude, le fait de travailler à partir de données disponibles à large échelle assure la reproductibilité des méthodes employées sur une autre chênaie tempérée.

Les données étudiées concernent plusieurs facteurs dont le niveau d'implication dans la dégradation de l'état sanitaire du massif souhaite à terme être connu.

4.1 Description des banques de données en libre accès consultées et potentiellement mobilisables sur le massif forestier de Tronçais

Un test de sensibilité du modèle SurEau* (dont les principaux résultats sont disponibles en Annexe 12) montre que les paramètres d'entrée de l'indice foliaire de l'arbre et de la réserve utile du sol sont particulièrement impactants dans les prédictions du modèle et donc pour l'appréhension des risques. Or, ce sont deux paramètres généralement fixés par les chercheurs et gestionnaires forestiers lors d'études à l'échelle des massifs forestiers et les hétérogénéités locales ne sont pas forcément appréhendées.

Par exemple, en forêt de Tronçais et pour la plupart des études, le LAI maximum est fixé à 6 et la RU est fixée à 85 mm sur l'ensemble du massif (*Petroff, 2015*) tandis que l'indice foliaire maximal évolue dans le temps et que ces deux paramètres varient spatialement.

Le choix a alors été fait de récupérer un maximum de banques de données et de comparer la justesse de celles relatives au LAI et à la RU par rapport à des valeurs de référence issues de données relevées sur terrain. Les sources jugées les plus précises pourront ensuite être mobilisées dans de futurs travaux de recherche (notamment dans le cadre du projet TronSave).

En première approche, la fiabilité des estimations issues des banques de données sera appréhendée au travers du calcul du coefficient de détermination et du biais aux données de terrain.

Le biais indique la direction et l'ampleur de l'écart systématique entre les estimations et les valeurs réelles. S'il est important, des ajustements ou des corrections peuvent être nécessaires pour obtenir des

estimations plus fiables. Le coefficient de détermination (R^2) permet d'évaluer la confiance qu'il est possible d'accorder aux estimations (il se rapporte à la précision des données). Il mesure la variabilité ou la dispersion des estimations autour des valeurs réelles.

4.1.1 Les plateformes de référencement des banques de données

Les bases de données sont généralement disponibles sur des plateformes de référencement. À ce titre, deux d'entre elles ont principalement été mobilisées dans cette étude : THEIA et SILCLIMA.

THEIA est une plateforme développée par l'Agence spatiale française. Elle regroupe notamment les bandes spectrales en RGB issues d'imageries satellites Sentinel-2A depuis juin 2015, additionnées à celles issues de Sentinel-2B depuis mars 2017. Elle fournit également les données d'Info&Sol comprenant des estimations locales de la RU (<https://www.theia-land.fr/>).

SILCLIMA en est une autre, développée par AgroClim-INRAE, où sont disponibles les bases SAFRAN et DRIAS qui fournissent des données climatiques couvrant la France métropolitaine (<https://agroclim.INRAE.fr/siclima/>).

4.1.2 Les banques de données fournissant une estimation de la réserve utile du sol

Les BDD mobilisées dans ce rapport et qui estiment la réserve utile des sols sont les suivantes :

- La réserve utile prédite par l'UMR Info&Sol de l'INRAE d'Orléans, avec une résolution de 100 mètres pour l'ensemble de la France métropolitaine (dite **RU_InfoSol**) disponible à l'adresse : <https://entrepot.recherche.data.gouv.fr/dataset.xhtml?persistentId=doi:10.15454/9IRARJ>
- La réserve utile prédite par l'UMR Silvae de l'INRAE de Nancy, avec une résolution de 500 mètres pour l'ensemble de la France métropolitaine (dite **RU_Silvae**) disponible à l'adresse : https://silvae.agroparistech.fr/home/?page_id=925
- La réserve utile prédite par le modèle MARS (*Panagos et al., 2012*) depuis la base de données LUCAS, avec une résolution de 500 mètres pour l'ensemble de l'Union Européenne (dite **RU_UE**) et disponible à l'adresse : <https://esdac.jrc.ec.europa.eu/content/european-soil-database-derived-data>
- La réserve utile (dite **RU_SAFRAN**) prédite à partir d'informations sur les Unités Cartographiques de Sol (UCS) associant les Unités Topologiques de Sol (UTS) de la base de données géographique des sols de France (BDGSF) (*Bertuzzi et Clastre, 2022*) et disponible à cette adresse : <https://agroclim.INRAE.fr/siclima/>

À cette liste s'ajoute une carte des UTS issue de l'étude pédologique du canton de Cérilly au 1/25000ième (*Bonfils et Labau, 1969*). Elle a été obtenue grâce à la plateforme GisSol qui conçoit, oriente et coordonne l'inventaire géographique des sols, l'identification et l'évolution de leurs propriétés, et qui gère le système d'information sur les sols en France. Cette dernière permet d'assigner en chaque point d'étude un type de sol à partir duquel il a été possible d'estimer une réserve utile (dite **RU_UTS**) (*Petroff, 2015*).

L'ensemble de ces banques de données repose sur des observations terrain interpolées par krigeage en utilisant les données terrains les plus proches ainsi que sur des fonctions de pédotransfert. À titre d'exemple, l'UMR Info&Sol de l'INRAE d'Orléans utilise un modèle développé par Roman Dobarco (*Le Bas et al., 2019*) pour déterminer le point de flétrissement. La donnée sur la profondeur de chacune des couches provient d'une modélisation réalisée par (*Lacoste et al., 2016*), sur une profondeur maximale de 2 mètres. Une fois les différents horizons constitutifs et les granulométries prédits, il est possible de calculer la réserve utile élémentaire de chaque couche. Elles sont finalement sommées afin d'obtenir la réserve utile du sol.

4.1.3 Les banques de données fournissant une estimation de l'indice foliaire des peuplements

Les BDD mobilisées dans ce rapport et qui estiment l'indice foliaire des peuplements sont les suivantes :

- L'indice foliaire effectif calculé à partir des données issues des satellites Sentinel-2. Ces données sont disponibles depuis la fin d'année 2016, à une résolution spatiale de 10 mètres pour une résolution temporelle de quelques jours à l'échelle mondiale (dite **LAI_Wekeo**) et disponibles sur le site de Wekeo de l'agence Européenne Copernicus à l'adresse : <https://www.wekeo.eu/about>
- L'indice foliaire obtenu à partir des données issues des satellites MODIS (dite **LAI_Copernicus**). Ces données ont une résolution de 300 mètres et sont disponibles à l'adresse suivante : <https://land.copernicus.vgt.vito.be/PDF/portal/Application.html#Browse;Root=512260;Collection=100062;Time=NORMAL,NORMAL,-1,,,-1>

Pour rappel, l'indice effectif est souvent considéré comme une mesure plus précise de la capacité photosynthétique d'une canopée, car il exclut les feuilles endommagées ou mortes qui ne contribuent pas à la photosynthèse contrairement à l'indice foliaire total, qui représente la densité totale de feuillage dans un peuplement ou dans une forêt, sans tenir compte de l'état des feuilles.

4.1.4 Les autres données récoltées : paramètres liés à la structure des peuplements et à leur architecture

Dans le cadre de la présente étude, le choix est également fait de rassembler les banques de données relatives à la surface terrière (reliée à ce qui est considéré comme "la structure du peuplement" dans ce rapport) et à la répartition des trouées (reliée à ce qui est considéré comme "l'architecture 3D de la placette" dans ce rapport).

Pour cause, ce sont des paramètres forestiers potentiellement intéressants pour appréhender les valeurs d'indice foliaire satellitaire, voire pour les corriger.

La surface terrière a été estimée lors de la campagne LiDAR déployée en 2016 sur le massif de Tronçais (résolution des images aéroportées d'un mètre). La fiabilité de ce paramètre a déjà été éprouvée sur le massif de Tronçais lors d'une étude menée par le RDI (Recherche, Développement et innovation) de l'ONF. Il est mentionné que : *"Pour la surface terrière (G), l'erreur de prédiction à l'échelle de la placette de 7 ares est assez importante (> 6 m²/ha). Les cartographies livrées devront donc être utilisées uniquement pour une visualisation de la répartition relative. A l'échelle de l'hectare, les erreurs diminuant, il est possible de réaliser des calculs d'informations descriptives à la parcelle ou à l'UG. Dans tous les cas, les peuplements fortement capitalisés sont sous-estimés par les prédictions LiDAR et il sera impossible de distinguer ceux ayant un G supérieur à 35 ou 40 m²/ha"* (Munoz, 2018). Cette banque de données ne sera donc pas mobilisée dans le cadre de cette étude.

Aucune base de données fournissant directement le paramètre "répartition des trouées" n'a été identifiée. Cependant, il a été déduit de deux manières. D'une part, depuis la modélisation numérique de hauteur (MNH), autre produit de la campagne LiDAR. Ce travail a été réalisé par Hervé Cochard et fournit le paramètre GAP en % de surface depuis une binarisation des images raster (selon que la hauteur des houppiers se situe au-dessus ou en dessous du seuil de 15 mètres). D'autre part, depuis le paramètre « Trouée », développé précédemment lors de l'analyse des orthophotographies, également exprimé en % de surface (partie III du rapport). L'évaluation de la justesse de ces données n'est pas éprouvée dans le cadre de ce rapport. Elle devra faire l'objet d'un futur travail. La relation obtenue entre ces deux méthodes est cependant de bonne augure :

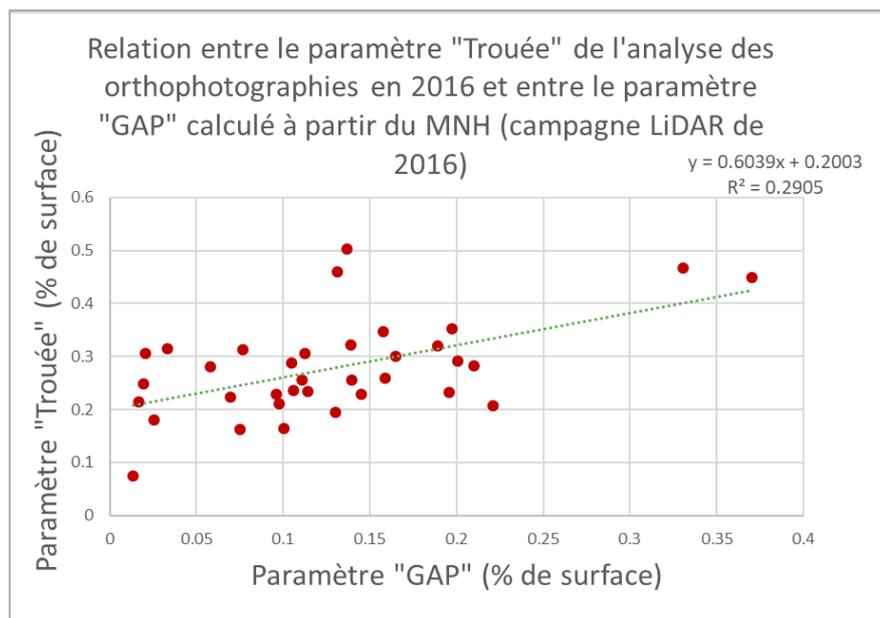


Figure 14 : Paramètre Trouée de l'analyse des orthophotographies de 2016 en fonction du paramètre GAP calculé à partir du MNH issu de la campagne LiDAR de 2016. Étude menée sur les 36 placettes sur lesquelles l'analyse des orthophotographies a été réalisée.

La comparaison visuelle des paramètres GAP et Trouée pour la placette numéro 10 est en Annexe 13 du rapport. Elle indique un léger décalage concernant la matérialisation de l'emplacement des placettes. Cependant, les zones identifiées lors des analyses sont similaires dans les deux cas.

4.2 Évaluation de la justesse des banques de données relatives à l'indice foliaire et à la réserve utile sur le massif forestier de Tronçais à l'aide d'une campagne de mesures

Des relevés de terrain ont été nécessaires pour constituer les données de référence auxquelles les différentes BDD seront comparées. Elle comprend un unique cycle de mesure réalisé en trois temps sur 2023.

Comme pour l'analyse des orthophotographies, les emplacements des points de mesures ont été en partie imposés par une précédente étude.

Pour rappel, à l'automne 2020, le DSF et l'ONF ont mené une campagne d'inventaire de l'état sanitaire du massif de Tronçais. Les agents avaient alors relevé l'état sanitaire en 179 points (équivalents à 3580 arbres). Les résultats de cette campagne sont illustrés en Annexe 14 au travers d'un inventaire sanitaire. En 2020, le dépérissement était alors concentré et localisé au Sud-Ouest ainsi qu'à l'Est du massif.

À l'hiver 2023, le protocole a été réitéré sur 36 placettes (équivalents à 720 arbres). Ces emplacements ont été sélectionnés pour que chaque classe sanitaire soit équitablement représentée lors de la campagne de 2020.

Pourtant, l'état sanitaire s'étant fortement dégradé entre les deux relevés, celui de 2023 contient essentiellement des placettes dégradées et dépérissantes (une unique classée saine). L'état sanitaire de ces placettes n'est pas représentatif de celui du massif et la campagne de 2023 permet surtout d'en apprécier l'évolution en quelques points.

C'est à partir de ces 36 emplacements qu'ont été déterminées les 20 placettes faisant l'objet des mesures complémentaires au printemps et à l'été 2023. La contrainte de restreindre l'étude terrain à une vingtaine de placettes est uniquement appliquée pour respecter au mieux le temps imparti du stage.

Lors de cette sélection, les parcelles passées en régénération depuis 2015 ont d'emblée été exclues. Dans la mesure du possible, la variabilité sur les paramètres d'étude a été maximisée (pourcentage de dépérissement, indice foliaire et type de sol). Pour cela, les placettes ont été choisies de sorte à couvrir au mieux les histogrammes de distribution des estimations suivantes : le LAI_Wekeo, la RU_UTS et le %_DEPERIS_DEF. Ce choix est arbitraire et aurait pu concerner d'autres banques de données à disposition, la finalité n'étant pas d'obtenir une distribution parfaite, mais plutôt de s'assurer que le choix d'échantillonnage inclut les différents cas de figure et leur bonne traduction dans les bases de données. Seule la placette numéro 124_26 a été rajoutée à l'étude alors qu'elle n'était pas intégrée dans les inventaires du DSF. Pour cause, elle fait partie d'autres études menées en parallèle sur le massif de Tronçais et présente un peuplement classé dégradé, élément manquant en nombre dans l'échantillon initial. Les caractéristiques des placettes sélectionnées sont disponibles en Annexe 15.

La phase terrain s'est déroulée sur trois temps de 2023 :

- Phase 1 : Les notations DEPERIS ont été effectuées en mars (36 placettes).
- Phase 2 : Les mesures relatives au sous-couvert forestier, à la dendrométrie et à la pédologie des placettes ont été réalisées en juin (Annexe 16: *Récapitulatif de l'ensemble des méthodes et mesures*) (20 placettes)
- Phase 3 : L'analyse de l'indice foliaire du peuplement par photo-hémisphériques s'est déroulée en juillet (20 placettes) (Annexe 16 : *Récapitulatif de l'ensemble des méthodes et mesures*)

Pour la Phase 2, les placettes sont matérialisées par des cercles dont le rayon est fixé à 30 mètres et dont le centre correspond à celui des placettes DEPERIS.

4.3 Analyse de la justesse des banques de données disponibles

Afin de correspondre au mieux aux données terrain, l'extraction de chacune des banques de données géo-référencées se restreint, dans la mesure du possible, aux valeurs comprises dans les placettes DEPERIS de l'étude. Ainsi, lorsque la résolution des données le permet, l'extraction s'opère dans des carrés de côté 60 mètres et dont le centre coïncide avec celui des placettes DEPERIS. Les valeurs moyennes sont ainsi assignées à chaque placette. Lorsque la résolution γ est inférieure, l'unique pixel contenant le centre de la placette DEPERIS est récupéré.

4.3.1 Données sur la Réserve Utile du sol

A partir des relevés de terrains, la réserve utile du sol est calculée. Deux critères sont principaux pour estimer la RU : la profondeur totale du sol prospectée par les racines et le coefficient textural qui indique la quantité d'eau extractible en millimètres par centimètre de sol. Des abaques reliant la réserve en eau par mètre de sol au coefficient textural ont ensuite été mobilisées. Celle utilisée lors de cette étude est disponible dans (Jabiol et al., 2009).

Afin d'appréhender les relations entre chaque paire de banques de données, il est possible de mettre en place une matrice des corrélations. Une forte cohérence entre les différentes banques de données serait de bonne augure.

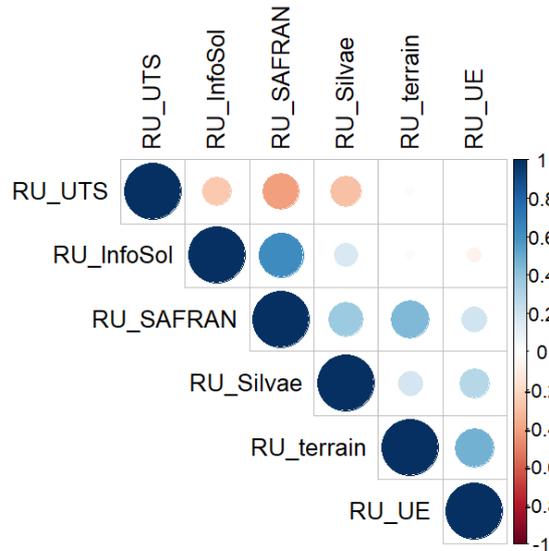


Figure 15 : Matrice de corrélation entre les différentes bases de données de Réserve Utile du sol. Analyse réalisée sur les 20 placettes du protocole terrain.

Au premier abord, les corrélations semblent globalement faibles entre les différentes bases de données. Le lien présumé entre la base **RU_SAFRAN** et les banques **RU_InfoSol** et **RU_UTS** s'explique par des données initiales de calcul communes. Pour autant et même dans ce cas, l'illustration point à point de ces relations sur le massif de Tronçais n'indique rien de vraiment révélateur (cas du lien entre **RU_SAFRAN** et **RU_Infosol** en Annexe 17).

Des régressions linéaires entre chacune de ces banques de données et les références de terrain ont ensuite été réalisées. Les résultats sont compilés dans le tableau suivant. En plus de celles précédemment définies, la **RU_DSF** y figure Elle correspond à la réserve utile appliquée par le DSF dans le cadre d'études relatives au massif de Tronçais (fixée à 85mm).

	RU_Infosol	RU_Silvae	RU_UE	RU_DSF	RU_UTS	RU_SAFRAN
R ²	0.0128	0.007	0.0517	0.0517	0.0069	0.1438
Biais (mm)	-23.3	-25.8	17.1	-37.2	-25.9	35.5

Tableau 5 : Biais et coefficient de variation entre les différentes banques de données en accès libre de la réserve utile et les mesures de terrain en 20 points sur le massif forestier de Tronçais.

La variable la moins biaisée est celle fournie par la banque de données **RU_UE**. L'estimation de RU la plus précise est quant à elle celle fournie par la base de données **RU_SAFRAN**.

Leur fiabilité dans le cadre d'une étude à l'échelle de placettes 3000m² sera discutée par la suite.

4.3.2 Données sur l'indice foliaire du peuplement

Les BDD satellitaires brutes ne peuvent pas toutes être utilisées dans l'analyse. Pour cause, elles ne sont pas nécessairement filtrées et dans certains cas, la suppression des valeurs aberrantes de LAI reste à faire. De plus, l'évolution du LAI au cours du temps, captée par les satellites, conduit à ce que de multiples valeurs soient associées à un même point de mesure (en fonction des jours de passage des satellites). La création d'une variable synthétique est donc nécessaire pour la comparaison aux données terrain.

Le travail exposé ci-dessous présente les différents traitements qui ont été réalisés sur les deux banques de données relatives à l'indice foliaire. Il décrit ensuite la variable synthétique créée avant d'en évaluer la précision.

Étape 1 : Suppression des données satellitaires brutes aberrantes (analyse préliminaire) :

La banque de données **LAI_Copernicus** téléchargée ne semble pas contenir de données aberrantes à l'inverse de la banque de données **LAI_Wekeo**, comme cela est illustré Figure 16.

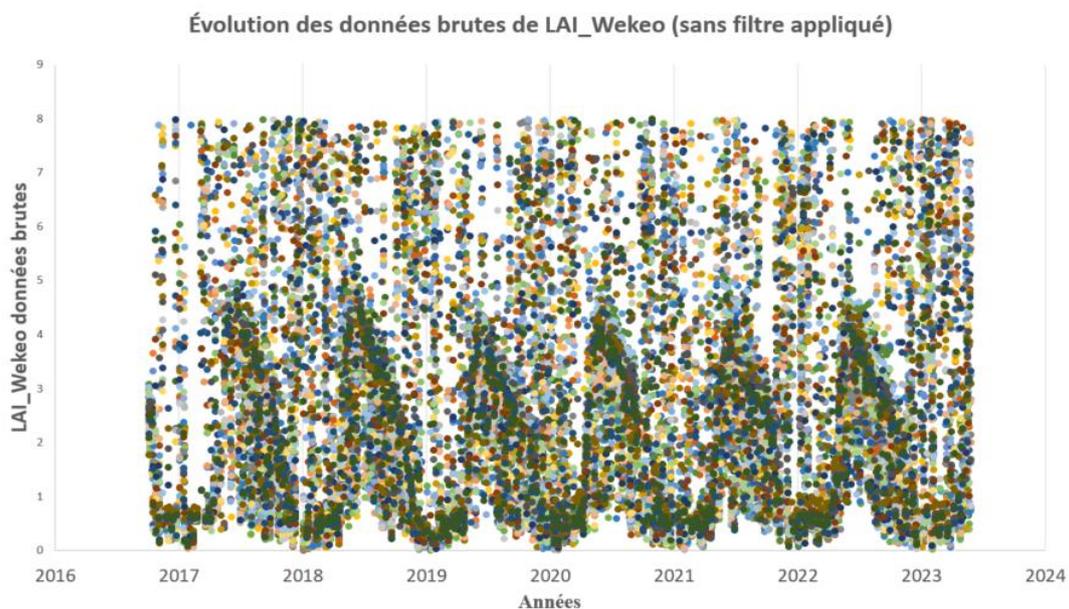


Figure 16 : Évolution des données brutes de LAI Wekeo sans filtre (graphique obtenu à partir des données LAI Wekeo associées aux 36 placettes du massif de Tronçais sur lesquelles le DSF et l'ONF ont organisé une campagne de notation DEPERIS en 2023)

Ce graphique illustre la nécessité de nettoyer les données satellitaires, pour lesquelles une tendance se dessine nettement mais contenant a priori de nombreuses valeurs aberrantes.

Deux filtres sont alors appliqués. Ils permettent d'ôter des calculs les valeurs associées aux pixels pour lesquels les images Sentinel-2 présentent des nuages ou des éléments ne s'apparentant pas à des forêts (travail réalisé par Hervé Cochard). De la Figure 16, les données d'analyse sont désormais restreintes à celles illustrées Figure 17. Ces dernières manifestent un comportement sinusoïdal à la périodicité annuelle.

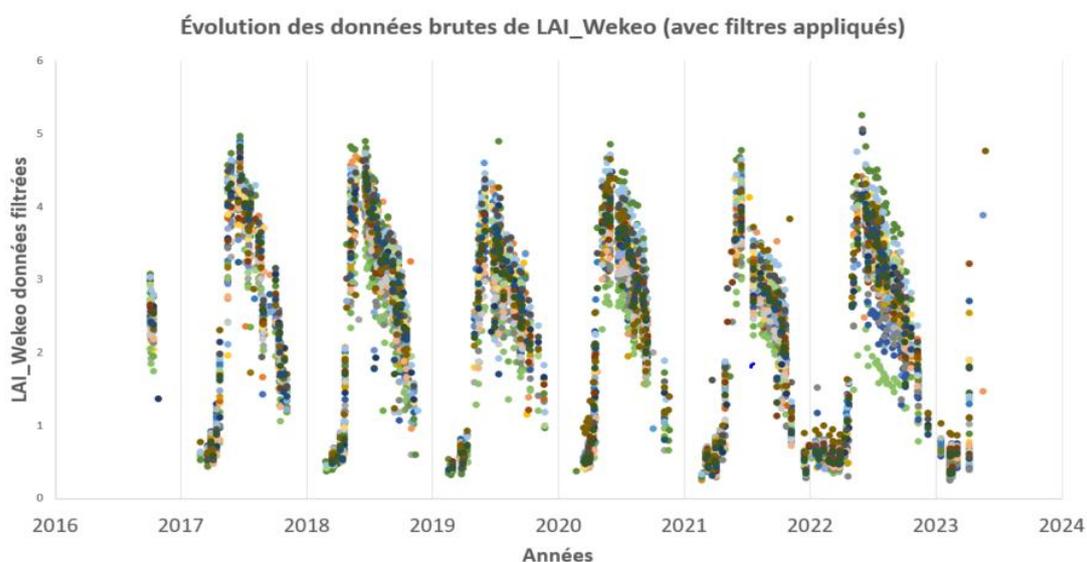


Figure 17 : Évolution des données brutes de LAI Wekeo avec filtres (graphique obtenu à partir des données LAI Wekeo associées aux 36 placettes du massif de Tronçais sur lesquelles le DSF et l'ONF ont organisé une campagne de notation DEPERIS en 2023)

Étape 2 : Traitement des photographies hémisphériques et des données obtenues à partir des capteurs PAR (analyse préliminaire) :

Les photos hémisphériques ont été prises les 6 et 7 juillet 2023.

Leurs traitements ainsi que ceux des données issues des capteurs PAR ont été réalisés par Ludovic Martin avec l'aide de Pascal Walser en trois temps. Tout d'abord, la classification des pixels en « pixel de ciel » ou en « pixel de végétation » des photos hémisphériques a permis d'obtenir l'éclairement transmis sous couvert (PAR) au cours d'une journée. Cette donnée a ensuite été comparée aux valeurs de transmittance issues des capteurs PAR. Finalement, le PAR a été calculé sur de plus longues périodes en intégrant la course différenciée du soleil (Balandier, 2022).

L'inversion de la Loi de Beer Lambert permet d'obtenir l'indice foliaire associé :

$$\text{LAI} = -(1/k) * \ln(\text{PAR}) \quad (4)$$

Avec

PAR : rayonnement transmis sous le couvert arboré (SI)

k : coefficient d'extinction de la lumière

Afin de calculer le LAI, plusieurs choix concernant le coefficient d'extinction sont envisageables. Les valeurs retrouvées dans la littérature pour *Quercus petraea* fluctuent entre 0,29 et 0,58 (Bréda, 2003). Cette estimation est notamment validée par une étude menée en 2014 en forêt d'Orléans sur le Chêne sessile (Gobin, 2014).

Étape 3 : Analyse de la justesse des banques de données satellitaires

Une variable synthétique est construite de sorte à être comparée aux données terrain. Elle est conçue comme la moyenne des données satellitaires filtrées du 22 juin au 22 juillet 2022 (les données en 2023 n'étant pas encore disponibles). Cela correspond à une période qui s'étend sur les quinze jours précédant et suivant la date de prise des photos hémisphériques (l'année précédente).

Les relations ont été testées pour trois valeurs de coefficient d'extinction ($k = 0,3$, $k = 0,4$ et $k=0,5$). Les graphiques ci-dessous illustrent pour les indices issus de **LAI_Wekeo** et de **LAI_Copernicus** les meilleures corrélations obtenues:

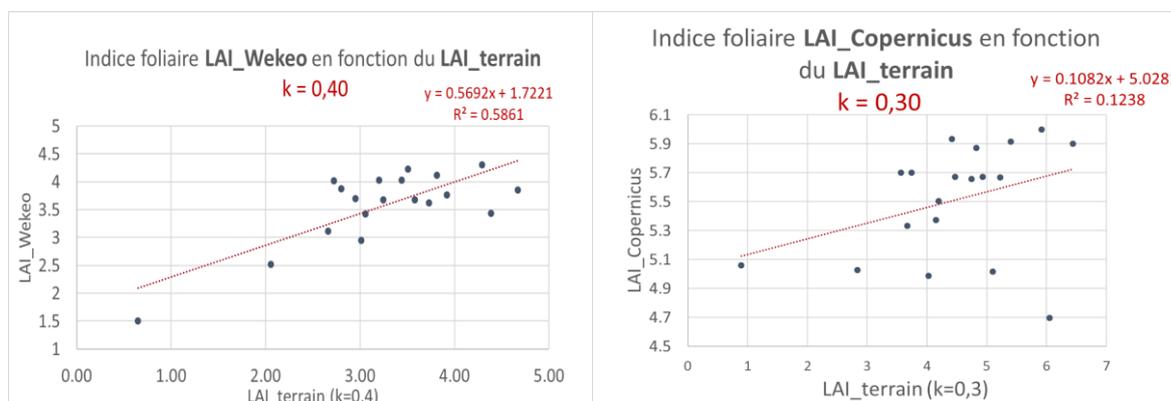


Figure 18 : Indices foliaires extraits des banques de données LAI Wekeo et LAI Copernicus en fonction de des indices foliaires obtenus avec l'analyse des photos hémisphériques (LAI terrain)

L'indice foliaire extrait de la banque de données **LAI_Copernicus** ne semble pas permettre de discriminer les placettes entre elles. À l'inverse, l'indice foliaire extrait de la banque de données **LAI_Wekeo** discrimine convenablement les placettes entre elles et semble traduire convenablement les hétérogénéités spatiales.

	LAI_Wekeo ($k=0,4$)	LAI_Copernicus ($k=0,3$)
R^2	0,59	0,12
Biais (sans unité)	0,32	1,06

Tableau 6 : Biais et coefficient de variation entre les différentes banques de données en accès libre et les mesures d'indice foliaire obtenues en 20 points sur le massif forestier de Tronçais.

Le calcul du biais et du coefficient de détermination valide les observations précédentes. Il semble envisageable de mobiliser les données d'indices foliaires effectifs issues de la banque de données **LAI_Wekeo** pour caractériser les paramètres environnementaux auxquels sont soumis chaque arbre.

4.4 Discussion sur la validité et sur l'usage des données extraites de banques de données en libre accès

Concernant la réserve utile, dans l'ensemble des cas, il s'agit de modèles dont la précision est discutable. Aucune des banques de données étudiées ne présente une bonne corrélation avec des relevés de terrains. Ni lien ni tendance nets n'ont pu être identifiés lors de cette étude. Cela confirme un constat très souvent établi : les incertitudes concernant les caractéristiques de sol constituent une source majeure d'erreur dans les études qui les mobilisent.

À défaut d'autres données plus précises disponibles, il est conseillé d'éprouver la base de données **RU_SAFRAN** au travers d'autres relevés de terrains. De fait, les carottages ayant servi de référence ne représentent que partiellement le sol sur l'ensemble d'une placette. De plus avec cette méthode, la densité

des racines et la charge en cailloux sont des paramètres qu'il n'a pas été possible de déterminer. La profondeur du sol a quant à elle été estimée.

C'est notamment pour mieux caractériser ces paramètres qu'il est prévu l'utilisation d'une sonde électromagnétique dans la suite du projet TronSave (outil utilisé par les géophysiciens pour étudier la structure du sous-sol. Cela peut aider à localiser des ressources naturelles, à cartographier les aquifères ou à étudier les propriétés géologiques).

Concernant l'indice foliaire, l'usage de la banque de données **LAI_Wekeo**, est pour l'instant recommandé pour la suite de l'étude. Pour autant, plusieurs limites sont soulevées et pourraient faire l'objet de recherches approfondies.

Tout d'abord, et comme pour les valeurs de RU, la valeur prise pour référence peut être discutée. Bien que la méthode d'estimation de l'indice foliaire avec des photos hémisphériques ait été éprouvée, la mise en place de bacs à litières sur les placettes serait plus rigoureuse (mais ce dispositif n'était pas envisageable dans le temps imparti).

Le fait que les données comparées soient séparées d'un an peut également constituer un biais de l'étude (2022 pour les données satellitaires, 2023 pour les photos hémisphériques). En effet, l'indice foliaire varie d'une année sur l'autre, entre autres selon les coupes forestières et l'état sanitaire des arbres (point développé en partie V).

Finalement, la répartition des valeurs de l'indice foliaire peut être questionnée. La cohérence des données satellitaires aux données de terrain dépend fortement d'un unique point (celui pour lesquelles les valeurs de LAI sont particulièrement basses). Lorsqu'on le soustrait de l'étude, R^2 chute à 0,269. Cette limite avait été identifiée dès le début de l'étude et lors de la mise en place du protocole. Pour rappel, la diversité des valeurs de **LAI_Wekeo** avait été optimisée mais était contrainte par la restriction des emplacements aux placettes sur lesquelles le protocole DEPERIS avait été effectué en mars 2023. Il serait donc plus prudent de réaliser des mesures complémentaires dans des situations pour lesquelles le LAI est inférieur à 2.

Un autre argument militant dans le même sens est qu'aucune valeur de **LAI_Wekeo** inférieure à 1,5 n'a été relevée. Cela pourrait être attribué à la végétation de sous-bois. Ajouter plusieurs points de mesure dans les cas où peu d'arbres couvrent la placette permettrait ainsi de déterminer à quel niveau les données satellitaires sont polluées par la strate herbacée (principalement fougères et de ronces dans les zones de clairières, molinie dans les bas-fonds humides du massif de Tronçais). En effet, il convient de noter que le LAI de la végétation, tel qu'il est estimé à partir de la télédétection, comprend tous les éléments verts, y compris le sous-étage.

Dans de futurs travaux, il serait intéressant de coupler les données de **LAI_Wekeo** 2023 aux données de MNH issues de la campagne LiDAR qui s'est déroulée en 2023 sur le massif de Tronçais afin de distinguer les pixels verts du sous-étage des pixels verts de la strate arbustive. Il faudra faire attention aux différentes résolutions spatiales et temporelles des deux banques de données mais cela devrait permettre d'améliorer la conformité avec les relevés de terrain.

V. Perspectives envisagées pour l'analyse des données satellitaires et limites rencontrées

Puisque l'utilisation de **LAI_Wekeo** semble traduire convenablement les conditions réelles moyennes d'une placette à un instant t , c'est à partir de ce paramètre que se construit dans un premier temps l'analyse des facteurs du dépérissement.

Le chapitre qui suit entame un travail pour décider s'il est envisageable, d'une part, de décrire les variations de LAI dans le temps; d'autre part, d'étudier *si* et *comment* le prélèvement d'arbres et le dépérissement des houppiers impactent les variations d'indices foliaires captées par satellites. Il souligne également les difficultés qui ont été rencontrées et propose des perspectives pour de futurs travaux.

L'une des pistes d'amélioration identifiées pour améliorer les prévisions des paramètres satellitaires et aériens réside dans la prise en compte des paramètres architecturaux sur les zones d'étude.

L'intérêt premier des variables GAP et Trouée précédemment construites à partir de banques de données en accès libre était de corriger les autres paramètres, pourtant elles ne s'y réduisent pas.

En effet, il est possible que ces paramètres renferment des informations essentielles à la bonne compréhension des risques locaux de dépérissement et il serait limitant de les considérer uniquement comme des facteurs d'ajustement. Afin d'argumenter cette hypothèse et pour justifier l'intérêt de les considérer tout particulièrement dans de futurs travaux, le chapitre qui suit propose une analyse théorique de l'impact de la disposition des ouvertures de la canopée sur le microclimat subi par les arbres.

5.1 Étude des variations de LAI satellitaires à l'échelle de la placette en fonction de l'état sanitaire et des prélèvements forestiers

Cette partie est principalement constituée de pistes d'analyse. Dans le cas où des résultats sont exposés, ils ne constituent que des tendances et les tests statistiques associés n'ont pas été réalisés. Pour cause, il a uniquement été possible de récupérer les données sylvicoles sur 42 des 179 parcelles d'étude. Elles correspondent aux données relatives des 36 placettes sur lesquelles la notation DEPERIS a été effectuée en 2023, additionnées à 6 autres dont la notation sanitaire n'a pas été réalisée en 2023.

Dans le cas où des tendances voudraient être validées, il conviendra une fois les informations sur les coupes communiquées, de compléter cette analyse.

5.1.1 Justification de l'utilisation de LAI Wekeo pour étudier les variations de LAI à l'échelle de la placette

Malgré les filtres appliqués dans le traitement des images satellitaires **LAI_Wekeo**, il est probable que quelques valeurs surestimées persistent (par exemple, sur certaines placettes, le **LAI_Wekeo** baisse en juillet puis augmente en août). Afin d'en limiter l'impact, toute donnée supérieure au quantile 80 des valeurs empruntées par ces indices sur la période d'été calendaire est considérée comme une valeur maximale. Leurs moyennes (dites **LAI_max_été**) servent à l'analyse des variations annuelles de LAI à l'échelle de la placette.

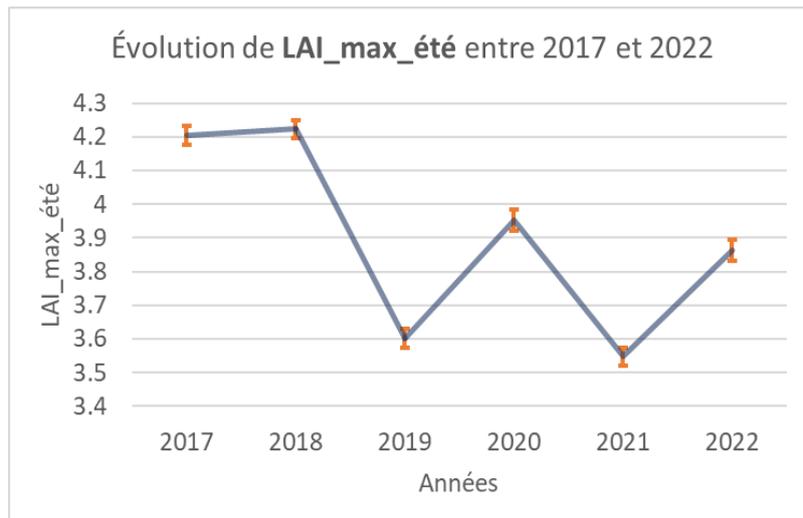


Figure 19 : Évolution de **LAI max été** entre 2017 et 2022 (les valeurs de LAI sont extraites de la base de données **LAI_Wekeo** sur 216 points du massif de Tronçais, les barres d'erreur correspondent aux erreurs standards)

La Figure 19 indique qu'en moyenne, la variable **LAI_max_été** a fortement chuté en 2019 et a été réduite (perte de 0,6) entre 2017 et 2022, période à laquelle est présumée une forte dégradation de l'état sanitaire sur l'ensemble du massif de Tronçais. Ces résultats laissent supposer que les variations des données **LAI_Wekeo** renferment des informations sur l'évolution sanitaire des peuplements. Or, ces variations peuvent être dues à une évolution de l'état sanitaire de la végétation, mais également à des coupes forestières, voire à un effet combiné de ces deux phénomènes.

Afin de distinguer l'impact de l'évolution sanitaire et des coupes forestières sur les variations de LAI, il a été nécessaire de créer 6 groupes d'études : les groupes avec (Groupes C) et sans coupes (Groupes S) en fonction des trois classes sanitaires (Saine, Dégradée et Dépérissante).

Une placette est catégorisée comme ayant subi une coupe lorsque plus de 1,5m²/ha a été prélevé entre 2017 et 2020. La constitution de ces groupes est détaillée en Annexe 18.

De la même manière que pour l'ensemble des études réalisées dans ce rapport, le déséquilibre initial de l'échantillonnage concernant l'état sanitaire des 36 placettes en 2023 pose des difficultés méthodologiques. Pour rappel de ce qui avait déjà été annoncé en partie III, sur les 36 placettes, une seule a été classée saine par la notation DEPERIS en 2023 (et cinq dégradées). Il a donc été convenu de travailler sur l'état sanitaire établi par notation DEPERIS en 2020 et de restreindre la période d'étude de 2017 à 2020.

5.1.2 Étude des variations de LAI en fonction de l'état sanitaire de 2020 à l'échelle de la placette

Afin de limiter le potentiel bruit induit par des différences de phénologie, la variable **LAI_mois_max** a été créée de la même manière que **LAI_max_été** en considérant comme période d'étude et pour chaque année, le mois dont le LAI est maximal. Comme on peut le voir sur le graphique suivant, il ne correspond pas tous les ans au même mois d'étude (par exemple le mois de juin en 2018 contre le mois de mai en 2020).

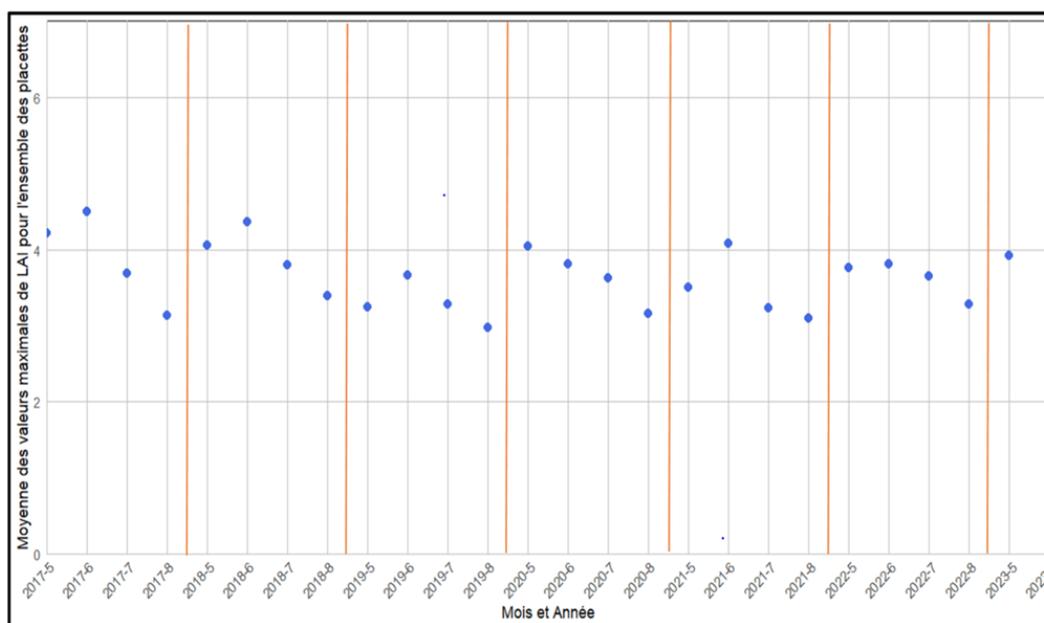


Figure 20 : Évolutions annuelle et interannuelle des valeurs maximales de l'indice foliaire de mai à août (les valeurs de LAI sont extraites de la base de données LAI Wekeo sur 216 points du massif de Tronçais)

Afin d'appréhender les variations de LAI en fonction de l'état sanitaire de 2020 sans considérer les interventions humaines, seuls les Groupes S (sans coupe) sont comparés.

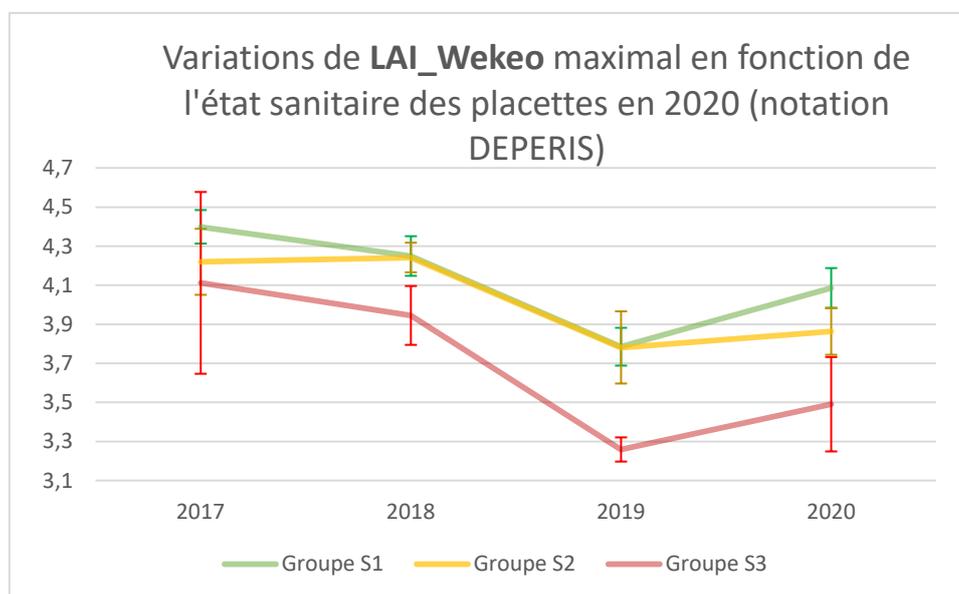


Figure 21 : Évolution de LAI mois max en fonction de l'état sanitaire des placettes établi en 2020 (les valeurs de LAI sont extraites de la base de données LAI Wekeo sur 27 points du massif de Tronçais, les barres d'erreur correspondent aux erreurs standards)

Ce graphique appuie l'observation faite précédemment puisque l'indice LAI_mois_max manifeste une chute en 2019 et paraît remonter en 2020 pour l'ensemble des trois groupes. La chute semble cependant plus marquée sur les placettes du Groupe « S Dépérissant » tandis que la restauration de l'indice foliaire semble plus efficace pour les placettes du Groupe « S Sain ». Ainsi, ces résultats laissent supposer que les placettes pour lesquelles les chutes de LAI sont les plus franches auraient tendance à présenter des signes de

dépérissements plus marqués par la suite. Ces chutes pourraient traduire une moins bonne résistance aux stress des arbres. La différence entre une placette vouée à être classée dégradée ou à être classée saine en absence de coupe forestière semble résider dans la reprise post-chute, qui pourrait traduire la capacité de résilience des arbres en place.

D'autre part, les placettes classées dépérissantes en 2020 présentaient en moyenne un **LAI_mois_max** plus faible que les autres, et ce depuis 2018. Or, aucune campagne terrain n'a établi l'état sanitaire des placettes à cette date. Cette différence initiale peut alors s'expliquer de deux manières : soit ils se distinguaient par leur structure et/ou par leur architecture (termes précédemment définis), soit les groupes présentaient déjà en 2018 un état sanitaire inégal. Ce dernier point est notamment appuyé par les résultats obtenus depuis l'analyse des orthophotographies. Pour rappel, ils mettent en évidence une PDV différenciée des groupes « Sains » et « Dégradés » déjà en 2016.

5.1.3 Étude des variations de LAI en fonction des coupes forestières à l'échelle de la placette : limites rencontrées et perspectives

Le projet comprenait initialement l'étude de l'impact des coupes sur le LAI satellitaire. Au vu du peu de placettes comprises dans le Groupe C (avec coupe) et des données lacunaires disponibles, il n'a pas été possible de se lancer dans une telle étude. Il reste cependant intéressant de mentionner qu'à terme, l'un des résultats souhaité est de déterminer l'impact des coupes forestières sur les variations de LAI en fonction de leurs caractéristiques. Plusieurs des caractéristiques qu'il sera envisageable de considérer sont listées ci-dessous (de manière non exhaustive) :

- Degrés d'ouverture du couvert avant la coupe
- Degrés d'ouverture du couvert après la coupe
- État sanitaire des placettes lors de la coupe
- État sanitaire des placettes plusieurs années après coupe
- Type de coupe
- Intensité de prélèvement
- Date depuis la dernière coupe (année)

Au travers des paramètres GAP ou Trouée définis plus tôt dans le rapport

5.2 Perspectives : Correction des banques de données satellitaires LAI Wekeo et prise en compte des paramètres architecturaux du peuplement

Une piste d'amélioration majeure dans la mobilisation des données satellitaires réside dans le traitement des données architecturales de la placette. Ces dernières sont obtenues depuis des banques de données aériennes et peuvent être utilisées à deux fins différentes :

Les données **LAI_Wekeo** mêlent les indices foliaires de la canopée arborée et de la végétation du sous-bois. Il est envisageable de corriger les valeurs que l'on assigne au couvert arboré par la prise en compte des données architecturales (dont la résolution spatiale se trouve entre 25 centimètres et 1 mètre). En effet, ces paramètres architecturaux pourraient permettre le tri des pixels représentant le sous-bois forestier de ceux représentant des arbres par une analyse des hauteurs de la végétation. Cela permettrait d'isoler les valeurs de **LAI_Wekeo** en fonction des strates qu'elles décrivent. Il est probable que la corrélation des données satellitaires aux relevés de terrains en soit améliorée.

D'autre part, une même valeur de **LAI_mois_max** à l'échelle de la placette peut traduire des conditions microclimatiques à l'échelle de l'arbre très variées. En effet, pour un même LAI satellitaire, la présence d'ouvertures dans la canopée arborée peut modifier la pénétration de la lumière dans le peuplement (et les variables qui lui sont associées : température, humidité de l'air, vent). Une manière d'en rendre compte serait d'ajuster le coefficient d'extinction k moyen sur une placette à l'aide des mêmes paramètres architecturaux.

Pour l'illustrer l'impact de la géométrie du couvert sur le coefficient d'extinction, des simulations sont réalisées à l'aide du modèle SurEau*. La paramétrisation du modèle se fait ici et de manière arbitraire selon les conditions pédologiques et climatiques de la placette 3 et 2019 (RU_Silvae = 83.7 millimètres d'eau pour une profondeur de sol de 2 mètres; précipitations issues de la banque de données Comephore, météo selon les données journalières de Safran maille 5212, hauteur des arbres de 32 mètres et 35 arbres sur la placette, soit un diamètre de houppier de 10 mètres). L'indice foliaire initial est fixé à 6 puis est réduit jusqu'à atteindre la valeur de 3,2.

Deux cas de figures sont considérés et font évoluer différemment les paramètres de l'équation (4), énoncée dans la partie III de ce rapport.

Le premier cas de figure est celui pour lequel la variation de surface foliaire du peuplement se ferait de manière homogène sur la placette. C'est un cas de figure qui pourrait se rapprocher des conditions envisagées dans le modèle BILJOU©; un modèle de bilan hydrique forestier disponible à l'adresse web <https://appgeodb.nancy.inra.fr/biljou/fr/> et qui soutient l'idée d'une amélioration du bilan hydrique globale du peuplement en cas de coupes. Dans ce cas, le coefficient d'extinction k est considéré constant ($k=0,4$).

Le second cas de figure est celui pour lequel les variations de la surface foliaire du peuplement seraient hétérogènes (ce qui est généralement le cas en forêt, notamment à cause des coupes forestières, des chandelles ou des chablis). Afin de traduire ces hétérogénéités, la surface est théoriquement scindée en zones sans arbres (dites factions ouvertes "FO") et des zones avec arbres (dites fractions fermées "FF") et le coefficient d'extinction est recalculé. Afin de simplifier dans un premier temps le modèle, la situation considérée est celle pour laquelle le soleil se trouve au zénith.

L'équation (4) devient alors :

$$\mathbf{PAR(tot) = PAR(FF) + PAR(FO)} \quad (5)$$

$$\mathbf{(=) \exp(-LAI*K) = FF*\exp(-LAI*0.4) + FO*\exp(0)} \quad (6)$$

$$\mathbf{(=) K = -\ln(FO + FF*\exp(-LAI*0.4))/LAI} \quad (7)$$

Avec

PAR(tot) : rayonnement photosynthétique moyen reçu sur la placette

PAR(FF) : rayonnement photosynthétique reçu au niveau de la FF

PAR(FO) : rayonnement photosynthétique reçu au niveau de la FO

K : le coefficient d'extinction moyen de la placette calculé en considérant les trouées

k = 0,4 (constant)

Cela donne le résultat suivant :

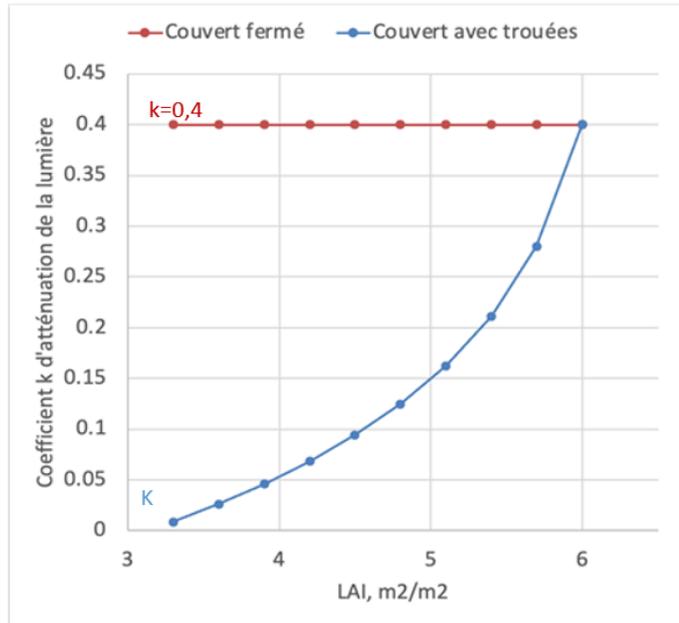


Figure 22 : Impact théorique des paramètres architecturaux sur le coefficient d'extinction de la lumière d'après le modèle SurEau : mise en évidence de l'importance de la réparation de l'organisation des ouvertures du peuplement (crédit Hervé Cochard)

Ce travail théorique montre que les variations de LAI seules ne fournissent qu'une information limitée sur les changements de lumière reçue par les arbres restants. La Figure 22 indique que le coefficient d'extinction de la lumière diminue conjointement avec le LAI lorsque la géométrie du couvert est perturbée. Cela a pour conséquence de faire rentrer plus de rayonnement direct dans les peuplements et impacte fortement les prédictions des risques de cavitation au sein des feuilles.

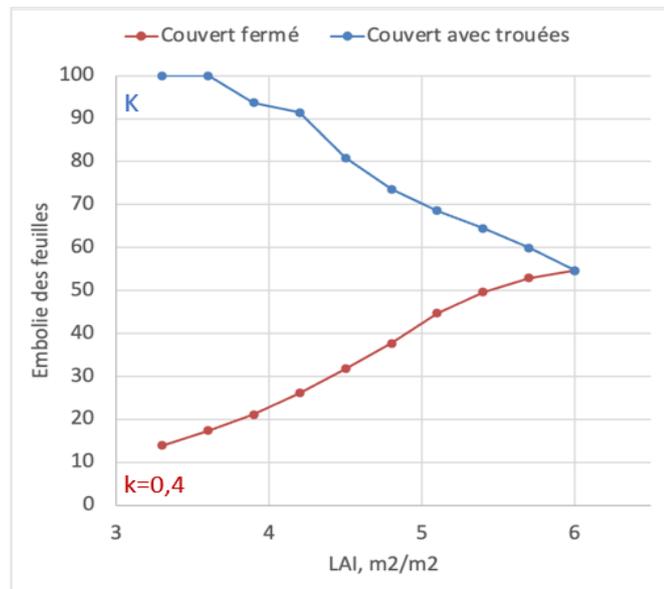


Figure 23 : Impact théorique des paramètres architecturaux sur le coefficient d'extinction de la lumière d'après le modèle SurEau : mise en évidence de l'importance de la réparation de l'organisation des ouvertures du peuplement (crédit Hervé Cochard)

Cette seconde simulation relie la première aux risques d'embolie dans les feuilles. On peut voir, Figure 23, que la modification du coefficient K augmente les risques (et donc augmente la demande évapotranspiratoire des arbres restants). Cela milite pour distinguer les perturbations induites par la création de trouées (coupes ou chablis) des perturbations induites par des pertes de feuillages diffuses.

Cependant, la situation réelle est certainement intermédiaire entre les deux cas extrêmes décrits par le modèle. D'une part, car les perturbations réelles se produisent à la fois de manière uniforme avec une modification des caractéristiques des houppiers et à la fois de manière disparate avec le prélèvement et la mort de certains arbres. D'autre part, car les caractéristiques des rayonnements reçus sont simplifiées. La course du soleil ainsi que le rayonnement diffus ne sont ici pas considérés. Or, le soleil ne se trouve la plupart du temps pas au zénith et les arbres ainsi que la végétation du sous-bois ombragent leurs voisins lorsque les rayonnements sont latéraux. Cette simplification dans la paramétrisation du modèle SurEau* induit sans doute une surestimation des risques d'embolie.

De plus, la recolonisation des racines n'est pas prise en compte. Ainsi, cette modélisation convient uniquement au cas où les racines des arbres restants n'ont pas eu le temps ou la possibilité de mobiliser un volume d'eau plus grand qu'avant la perturbation.

Finalement, la transpiration de la strate arbustive n'est pas prise en considération. Or, à la suite d'une ouverture du couvert arborée, elle se développe rapidement et comme vu précédemment, sa contribution dans la consommation en eau totale de l'écosystème peut atteindre 50%. Cette simplification dans la paramétrisation du modèle SurEau* induit ainsi une sous-estimation des risques d'embolie.

Conclusions

Avantage du travail réalisé

L'avantage principal du travail réalisé réside dans les multiples perspectives qu'il offre pour mobiliser des banques de données en accès libre (BDD) couvrant de larges territoires (régionaux, nationaux voir européens) à l'échelle locale d'environ 3000m².

Puisque, dans le cadre de l'étude de phénomènes multifactoriels à l'échelle de massifs forestiers, - ici le dépérissement du chêne sessile sur plusieurs milliers d'hectares de production - l'accumulation de nombreuses données d'analyse est primordiale.

Principaux résultats

Cette étude a permis à l'échelle de placettes d'environ 3000m² en chênaie tempérée, d'élaborer une méthode d'identification des manifestations du dépérissement (I), mais également, d'estimer la justesse de plusieurs BDD fournissant des valeurs de réserve utile du sol et d'indice foliaire du peuplement (II). Le travail fournit de plus un début d'analyse des BDD précédemment jugées mobilisables et identifie les éléments sur lesquels il conviendra de porter attention lors de l'utilisation de ces données pour la compréhension des conditions environnementales subies par les arbres en forêt (III).

Le premier sujet d'étude, portant sur les manifestations du dépérissement, a été traité à l'aide de la BD ORTHO® de l'Allier et du logiciel de traitement d'images ImagJ.

L'étude présente d'une part une méthode de classification des placettes selon les prédictions de leur état sanitaire (Sain, Dégradé ou Dépérissant) en 2019 en fonction de trois critères d'analyse (Perte-de-vert, Perte-de-densité, Trouée). La classification des 36 placettes, en comparaison à leur état de référence établi lors de la notation DEPERIS en 2020, est exacte dans 41% des cas ; aucune des placettes dépérissantes n'est prédite comme saine et seules deux placettes saines sont prédites comme dépérissantes. Concernant les placettes ayant subi des coupes récentes, les classements correspondent dans 90% des cas.

D'autre part, l'étude identifie quand les phénomènes de jaunissements des houppiers ont pris de l'ampleur sur le massif de Tronçais et relie cette évolution à l'état sanitaire des placettes constaté en 2020. Les résultats montrent d'une part que les houppiers ont jaunis principalement entre 2013 et 2016 ; d'autre part que des différences significatives du phénomène sont identifiables en 2016 selon l'état sanitaire des placettes établi par la notation DEPERIS en 2020.

Le second sujet, portant sur le choix des données d'étude, mobilise plusieurs BDD disponibles à de larges échelles spatiales (régionales, nationales voir européennes) et qui renseignent sur la réserve utile du sol et sur l'indice foliaire des peuplements forestiers.

Leurs comparaisons avec des relevés de terrain en 20 points de la Forêt Domaniale de Tronçais ont permis d'identifier les banques **RU_SAFRAN** et **LAI_Wekeo** comme étant comparativement celles qui traduisent le plus justement les paramètres de RU et de LAI à une échelle locale d'environ 3000m². Ce dispositif a également permis d'établir une bonne corrélation entre les données satellitaires **LAI_Wekeo** et les conditions locales. Il n'a cependant pas permis de valider l'utilisation des données **RU_SAFRAN**, qui ne semblent pas suffisamment justes pour alimenter une étude à l'échelle de la placette.

Finalement, un travail théorique sur les modalités de pénétration de la lumière en fonction de l'architecture du couvert montre la nécessité de mieux caractériser les perturbations du couvert forestier, notamment au travers de la modulation du coefficient d'extinction de la lumière, pour pouvoir considérer l'impact réel des variations de LAI sur les risques de dépérissement

Limites des travaux réalisés et perspectives

Les principales limites identifiées dans ce travail concernent le peu de données mobilisé dans le premier sujet d'étude, la justesse des données de référence terrains et des BDD relatives au compartiment sol ainsi que la prise en compte des coupes dans le second sujet d'étude.

Concernant les limites associées au peu de données mobilisé dans le premier sujet d'étude, deux principales améliorations sont envisageables. Pour cela, il conviendra d'une part de corriger le modèle de classification des placettes sur une partie des 180 références terrains disponible en 2020, puis de le tester sur le reste. Une fois le modèle éprouvé, il est envisageable d'appliquer l'équation obtenue à d'autres années sur lesquelles des orthophotographies sont disponibles. Cela pourrait permettre d'identifier l'évolution sanitaire en tout point du massif sur plusieurs décennies, même en cas d'interventions sylvicoles récentes. Il conviendra d'autre part de récupérer d'autres orthophotographies pour améliorer la résolution temporelle de l'étude. Il serait pour cela intéressant de porter une attention particulière à l'évolution du phénomène de jaunissement entre 2013 et 2016.

Concernant les limites associées à la justesse des données de référence acquises en Forêt Domaniale de Tronçais, plusieurs points d'amélioration potentielles sont à aborder.

Tout d'abord, il est envisageable de tester la justesse des BDD sur des zones où des campagnes de mesures de terrain plus robustes et conséquentes ont été menées (dispositifs de bac à litières, fosses pédologiques par exemple).

Cependant, cela ne suffira sans doute pas à dépasser un constat souvent établi et confirmé dans ce rapport : les informations caractérisant les propriétés du sol sont peu connues et difficilement interpolables. De plus, au-delà de la “simple” justesse des BDD relatives aux caractéristiques de sol, la question de la signification du calcul de la réserve utile sans tenir compte de la profondeur prospectable se pose; en effet c’est la profondeur des racines dans le sol qui détermine la taille du réservoir en eau.

C’est pourquoi l’un des travaux entrepris dans le cadre du projet TronSave consiste à modéliser la tomographie de résistivité électrique du sol. Ceci devrait permettre de mieux appréhender la répartition des racines (densité et profondeur de prospection) dans le compartiment sol et pourra être accompagné d’analyses de sol plus approfondies.

Concernant les limites associées à la prise en compte des coupes dans le second sujet d’étude, elles seront en partie ôtées lorsque que plus de données seront mises à disposition. Cependant, cela n’enlèvera pas les difficultés intrinsèques à l’étude des prélèvements d’arbres sur l’état sanitaire des peuplements.

En effet, il sera toujours difficile d’analyser les corrélations entre les indicateurs de récolte et l’état sanitaire des peuplements dans la mesure où une partie de cette récolte se fait justement pour des raisons sanitaires sur les arbres considérés comme dépérissant.

À terme, l’équipe de recherche du PIAF compte, en partie à l’aide du travail exposé dans ce rapport, fournir des clés de compréhension complémentaires aux gestionnaires forestiers concernant l’impact des coupes forestières sur les risques de dépérissement des arbres. Il est également prévu que les recherches menées dans le cadre du projet TronSave guident de futures préconisations de gestion (entre autres concernant l’intensité des prélèvements ainsi que le temps de rotation des coupes) dans un contexte de changements climatiques globaux.

Références bibliographiques

- Aussenac, G. (1993). *Déficits hydriques et croissance des arbres forestiers*. Forêt entreprise, (89), 40-47.
- Aussenac, G. (2000). *Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture*. Annals of Forest Science, 57, 287-301.
- Badeau, V., & Bréda, N. (2008). *Modélisation du bilan hydrique : l'étape clé de la détermination des paramètres et des variables d'entrée*. Rendez-vous Techniques ONF hors-série, (4), 111-114.
- Balandier, P. (2022). *Procédure de mesure indirecte de la lumière sous couvert forestier (Version 2) [du 13/12/2022]*.
- Balandier, P., Sonohat, G., Sinoquet, H., Varlet-Grancher, C., & Dumas, Y. (2006). *Characterisation, prediction and relationships between different wavebands of solar radiation transmitted in the understorey of even-aged oak stands*. Trees - Structure and Function, 20, 363-370.
- Balandier, P., Gobin, R., Prévosto, B., Korboulewsky, N. (2022). *The contribution of understorey vegetation to ecosystem evapotranspiration in boreal and temperate forests: a literature review and analysis*. European Journal of Forest Research, 141, 979-997. <https://doi.org/10.1007/s10342-022-01505-0>.
- Bastien, J. (1997). *Sylviculture des chênes sessile et pédonculé*. Engref, Centre de Nancy, Octobre 1997.
- Baubet, O. (2021). *COMPTE RENDU DE LA TOURNEE DU 8 SEPTEMBRE 2021 DANS LE DEPARTEMENT DE L'ALLIER Situation sanitaire du massif Domanial de Tronçais à l'automne 2021* (DRAAF, dossier suivi par Olivier Baubet).
- Becker, M., & Levy, G. (1982). *Le dépérissement du chêne en forêt de Tronçais. Les causes écologiques*. Annales des sciences forestières, 39(4), 439-444.
- Bélouard, T., Schmuck, H., Nageleisen, L.M., & Guyon, D. (2018). *Cartographie des défoliations du massif forestier du pays des étangs en Lorraine : Apports potentiels de la télédétection*. Revue Forestière Française, 5, 473-486.
- Bertin, N., et al. (2016). *Le bilan hydrique des peuplements forestiers. Etat des connaissances scientifiques et techniques - Implications pour la gestion*. Book · January 2016.
- Bertuzzi, P., & Clastre, P. (2022). *Information sur les mailles SAFRAN*. Recherche Data Gouv. <https://doi.org/10.57745/1PDFNL>
- Blanken, P. D., Black, T. A., Yang, P. C., Neumann, H. H., Nestic, Z., Staebler, R., & al. (1997). *Energy balance and canopy conductance of a boreal aspen forest: partitioning overstory and understory components*. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 102, 28915-28927.
- Bonfils, P. (1970). *La Forêt de Tronçais, Etude pédologique*. Revue forestière française, 22(1), 34-43.
- Breysse, B., Améglio, T., & Balandier, P. (2019). *Trop ou trop peu, le dépérissement du chêne est une histoire d'eau !* Forêt-entreprise - N° 246 - mai - juin 2019 - Breysse_FE_2019.pdf.
- Bréda, N. J. J. (2003). *Ground-based measurements of leaf area index: a review of methods, instruments and current controversies*. Journal of Experimental Botany, 54(392), 2403-2417.
- Bréda, N. (2023). *Du concept de vulnérabilité à la perception des dépérissements forestiers par la société*. Conférence Santecofor, Keynote session 3, diapo 3 et 4.

- Bréda, N., & Roman-Amat, B. (2002). *Impact of forest stand management on water resources*. La Houille Blanche, 88(3), 78–84.
- Breyse, B., Améglio, T., & Balandier, P. (2019). *Trop ou trop peu, le dépérissement du chêne est une histoire d'eau !* Forêt-entreprise - N° 246 - mai - juin 2019 - Breyse_FE_2019.pdf.
- Cartailler, J., Billon, L.-M., Cochard, H., & Torres Ruiz, J. M. (2020). *La DROUGHT-BOX, un nouvel outil pour mesurer les cinétiques de transpiration résiduelle des arbres*. Le Cahier des Techniques de l'INRA, 102(2), 9 p. fhal-03011739f.
- Chartier, M., & Paillassa, E. (2019). *La télédétection au service de la forêt*. CNPF-IDF. Forêt-entreprise, 247, juillet-août 2019.
- Chen, J., Franklin, J. F., & Spies, T. A. (1993). *Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest*. Agricultural and Forest Meteorology, 63, 219–237.
- Chuine, J., & Belmonte, A. (2000). *A modelling analysis of the genetic variation of phenology between tree populations*. Journal of Ecology, 88(4), 561-570.
- Cochard, H. (2022). *Water transport in the plant*. Conference on Water and Plants, SNHF 2022.
- De Lombaerde, E., Vangansbeke, P., Lenoir, J. R. M. H., van Meerbeek, K., Lembrechts, J., et al. (2022). *Maintaining forest cover to enhance temperature buffering under future climate change*. *Science of the total environment*, 810(151338), mars 2022. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.151338.
- Del Campo, A. D., Otsuki, K., Serengil, Y., Blanco, J. A., & Yousefpour, R. (2022). *A global synthesis on the effects of thinning on hydrological processes: Implications for forest management*. Forest Ecology and Management, 519, Article 120324, 10.1016/j.foreco.2022.120324.
- Delatour, C. (1990). *Dépérissement des chênes et pathogènes*. Revue forestière française, vol. XLII, n° 2, 1990, Pp.182-185.
- Delannoy, D., Maury, O., & Décome, J. (2022). *CLIMATIK : Système d'information pour les données du réseau agroclimatique INRAE*. Recherche Data Gouv. <https://doi.org/10.57745/AJNXEN> (Version 1).
- Delpierre, N., Dufrene, E., Soudani, K., Ulrich, E., Cecchini, S., Boé, J., & François, C. (2009). *Modelling interannual and spatial variability of leaf senescence for three deciduous tree species in France*. Agricultural and Forest Meteorology, 149, 938-948.
- Diawara, A., Loustau, D., & Berbigier, P. (1991). *Comparison of two methods for estimating the evaporation of a Pinus pinaster (Ait.) stand: sap flow and energy balance with sensible heat flux measurements by an eddy covariance method*. Agricultural and Forest Meteorology, 54, 49–66.
- Dixon, H.H. (1914). *Transpiration and the ascent of sap in plants*. Macmillan and Company, limited.
- DSF. (2020). *Résultat de l'inventaire par road-sampling de la chênaie de FD de Tronçais (automne 2020)*, Étude DSF * ONF * DRAAF Auvergne Rhône Alpes.
- DSF. (2021). *Résultat de l'inventaire par road-sampling de la chênaie de FD de Tronçais (automne 2020)*, Étude DSF*ONF*DRAAF Auvergne Rhône Alpes.
- Dumas, Y. (2002). *Que savons-nous de la fougère aigle?* Revue Forestière Française, 4, 357–374.
- Gobin, R., Balandier, P., Korboulewsky, N., Dumas, Y., Seigner, V., et al. (2015). *Une strate herbacée monopoliste : quelle concurrence vis-à-vis de l'eau pour le peuplement adulte ?* Rendez-vous Techniques de l'ONF, 48-49, pp.17-22. (hal-01306622).

- Granier, A., Bréda, N., Biron, P., & Villette, S. (1999). *A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands*. *Ecological Modelling*, 116, 269-283.
- Gobin, R. (2014). *Contribution relative de la végétation du sous-bois dans la consommation en eau des placettes forestières soumises aux changements de climat et de pratiques*. Irstea, U.R. Ecosystèmes Forestiers, Nogent-sur-Vernisson, France. PhD: 145.
- Hesslerová, P., Huryňa, H., Pokorný, J., & Procházka, J. (2018). *The effect of forest disturbance on landscape temperature*. *Ecological Engineering*, Volume 120, Pages 345-354. ISSN 0925-8574. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.06.011>.
- Jabiol, B., Brêthes, A., Brun, J.J., Ponge, J.F., & Toutain, F. (1994). *Une classification morphologique et fonctionnelle des formes d'humus: propositions du Référentiel Pédologique, 1992*. *Revue forestière française*, 46(2), 152-166.
- Jarret, P. 2004. Guide des sylviculture de la chênaie atlantique.
- Klein, T. (2015). *Drought-induced tree mortality: from discrete observations to comprehensive research*. *Tree Physiology*, Volume 35, Issue 3, March 2015, Pages 225–228. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpv029>.
- Landmann, G. (1994). *Concepts, définitions et caractéristiques en générales des dépérissements forestiers*. *Revue forestière française*, 46(5), 405–415.
- Le Jean, Y. (2006). *Forêt de Tronçais : sylviculture, biodiversité, naturalité, une convergence difficile ? Point de vue d'un aménagiste*. *Revue Forestière Française*, Août 2006, DOI:10.4267/2042/5724.
- Le Bas, C., Bouthier, A., Roman Dobarco, M., Cousin, I. (2019). *Évaluation et développement de nouvelles fonctions de pédotransfert pour l'estimation du RU*. Séminaire de restitution du projet RUEdesSOLS, Mar 2019, Orléans, France. 18 p.
- Lebourgeois, F., Pierrat, J.C., Perez, V., & Cecchini, S. (2011). *Rallongement de la saison de végétation des hêtraies et des chênaies françaises dans les prochaines décennies. Conséquences possibles sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers*. *Rendez-vous techniques n°33-34 - été-automne 2011 – ONF*.
- Lebourgeois, F., Pierrat, J.C., & Cecchini, S. (2007). *Relations entre les stades phénologiques et les variables climatiques*. Colloque RENECOFOR. 15 ans de suivi des écosystèmes forestiers. Résultats acquis et perspectives de RENECOFOR, May 2007, Beaune, France.
- Lebourgeois, F., & Godfroy, P. (2006). *Analyse de la variabilité spatiale et temporelle et du déterminisme climatique de la phénologie des peuplements du réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers (RENECOFOR)*. Rapport technique final, INRA UMR LERBOB et ENGREF.
- Legay, M., & Ladier, J. (2008). *La gestion forestière face aux changements climatiques : premières orientations d'adaptation en forêt publique. Le cas des forêts méditerranéennes*. *Forêt Méditerranéenne*, XXIX(2), pp.221-234. fahal-03565217.
- Lemaire, J. (2014). *BIOCLIMSOL, un outil d'aide à la décision en développement pour réagir face au changement climatique*. *Forêt entreprise*, (2018).
- Lenoir, J. (2023) *L'impact du microclimat sur l'adaptation de la forêt au changement climatique*, webinaire « [Forêt et changements climatiques] Impact du microclimat sur l'adaptation de la forêt au changement climatique », 7 février 2023.

- Manion, P. D. (1989). *Hardwood forest declines - concepts and management*. Society of American Foresters National Convention "Healthy forests, healthy world," Rochester: Society of American Foresters, pp. 127-130.
- Martínez-Vilalta, J. (2014). *Stockage du carbone dans les arbres: les agents pathogènes ont leur mot à dire*. Tree Physiology, 34, 215-217.
- McDowell, N., Beerling, D.J., Breshears, D.D., Fisher, R.A., Raffa, K.F., & Stitt, M. (2011). *The interdependence of mechanisms underlying climate-driven vegetation mortality*. Trends in Ecology and Evolution, 26(10), 523-532.
- McDowell, N., Pockman, W. T., Allen, C. D., et al. (2008). *Mechanisms of plant survival and mortality during drought: why do some plants survive while others succumb to drought?* New Phytologist, 178, 719–739. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02436.x>.
- Monteith, J. (1965). *Evaporation and environment*. Symposium of the Society for Experimental Biology, 19, 205–234.
- Munoz, A. (2018). *Modélisation des paramètres forestiers à l'aide de LiDAR aéroporté sur la Forêt Domaniale de Tronçais (03) - version 15/03/2018*. ONF, Recherche Développement et Innovation, Pôle de Chambéry.
- Nageleisen, L.M. (1994). *Dépérissement actuel des chênes*. Revue forestière française, 46(5), 504-511.
- Nageleisen, L.-M. (2009). *Les Agriles du Chêne. Département de la santé des forêts, "20 ans d'expérience, un défi pour l'avenir"* - Colloque DSF à Beaune (Côte-d'Or), 10 et 11 mars 2009.
- Nageleisen, L.-M., Saintonge, F.-X., Piou, D., et al. (2010). *La santé des forêts. Maladies, insectes, accidents climatiques... Diagnostic et prévention*, Institut pour le Développement Forestier (IDF); 2010 1 vol. (608p.); 29,5 cm.
- Panagos, P., Van Liedekerke, M., Jones, A., Montanarella, L. (2012). *European Soil Data Center: Response to European policy support and public data requirements*. Politique d'utilisation des terres, 29(2), 329-338. doi:10.1016/j.landusepol.2011.07.003.
- Prévosto, B., Audouard, M., Helluy, M., Lopez, J. M., & Balandier, P. (2018). *Le bilan hydrique en forêt méditerranéenne: influence des strates et de leur gestion. Application au pin d'Alep*. Forêt Méditerranéenne, 39(1), pp.3-12. hal-02607897.
- Schaber, J., & Badeck, F.W. (2005). *Plant phenology in Germany over the 20th century*. Regional Environmental Change, 5(1), 37-46.
- Sevanto, S., McDowell, N., Dickman, L.T., Pangle, R., & Pockman, W.T. (2014). *How does trees die? A test of the hydraulic failure and carbon starvation hypotheses*. Plant, Cell and Environment, 37(1), 153-161.
- Sohn, J. A., Saha, S., & Bauhus, J. (2016). *Potential of forest thinning to mitigate drought stress: A meta-analysis*. Forest Ecology and Management, 380, 261-273.
- Sonohat, G., Balandier, P., & Ruchaud, F. (2004). *Predicting solar radiation transmittance in the understory of even-aged coniferous stands in temperate forests*. Annals of Forest Science, 61(7), pp.629-641. <10.1051/forest:2004061>. <hal-00883798>.
- Sorek, Y., Greenstein, S., Netzer, Y., et al. (2021). *An increase in xylem embolism resistance of grapevine leaves during the growing season is coordinated with stomatal regulation, turgor loss point and intervessel pit membranes*. New Phytologist, 229, 1955-1969.

- Tan, C. S., Black, T. A., & Nnyamah, J. U. (1978). *A simple diffusion model of transpiration applied to a thinned Douglas-Fir Stand*. *Ecology*, 59, 1221–1229.
- Vincent-Barbaroux, C. & Calas, A., (2021). *Téledétection au service de la cartographie de l'état sanitaire des chênaies en région Centre-Val-de-Loire*. *Lettre DSF n° 57*.
- Wilson, K. B., Hanson, P. J., & Baldocchi, D. D. (2000). *Factors controlling evaporation and energy partitioning beneath a deciduous forest over an annual cycle*. *Agricultural and Forest Meteorology*, 102, 83–103.

Agriles du chêne (*Agrilus biguttatus*): Parasites de faiblesse typiques, les agriles colonisent les tiges des chênes très affaiblis en particulier par les sécheresses. En cas d'attaques massives, il y a mort de l'arbre par ceinturage (*Nageleisen, 2009*).

Bilan hydrique d'un peuplement : Somme algébrique des flux d'eau entrant et sortant du peuplement forestier. Il est ici considéré dans son ensemble, comme un système (système étudié*) comportant la strate peuplement* et le sol colonisé par les racines de la végétation (*Bertin et al., 2016*).

Canopée : Dans le contexte forestier, il s'agit de la frange supérieure des houppiers des arbres d'une formation forestière (peuplement, forêt, massif) soumise à l'influence directe de la lumière solaire (*Bertin et al., 2016*).

Couvert : Surface de sol occupée par la projection verticale sur un plan horizontal des houppiers d'un arbre, d'une population d'arbres, d'un peuplement forestier* dans son ensemble (couvert total) ou d'une ou plusieurs strates de végétation (couvert partiel). Il est exprimé le plus souvent en pourcentage de la surface au sol dont le total peut excéder 100% du fait de la superposition des strates (*Bertin et al., 2016*).

Demande climatique : Définie principalement par quatre variables climatiques : le rayonnement, la température de l'air, la vitesse du vent et l'humidité de l'air. Elle est quantifiée par l'évapotranspiration potentielle (ETP). Ainsi, plus il y a de soleil, plus l'air est sec, plus la température est élevée, plus le vent est fort, plus le besoin en eau des plantes est important pour compenser la transpiration imposée par le climat (*Bertin et al., 2016*).

Dépérissement : Détérioration prolongée de l'apparence et de la croissance des arbres (*Delatour, 1990*).

Éclaircie : Coupe généralement sélective réduisant le nombre d'arbres et prélevant des produits marchands. Elle est dite faible si moins de 20% du volume des arbres sur pied est prélevé, forte si ce prélèvement dépasse 30% du volume sur pied (*Bertin et al., 2016*).

Écophysiologie : Discipline de la biologie qui étudie les réponses comportementales et physiologiques des organismes vivants à leur environnement.

Indice foliaire du peuplement : Surface foliaire du peuplement contenue dans la strate feuillée du peuplement projetée par unité de surface au sol. Il s'exprime en m² de feuilles par m² de sol ou par un nombre sans unité (*Aussenac, 2000 ; Bréda, 2003 ; Wilson et al., 2000*).

Microclimat : Ensemble des conditions climatiques d'un espace homogène très restreint et isolé de son environnement général. Déclinaison locale du climat modifiée par la végétation et par la microtopographie. Cela concerne toutes les variables climatiques (rayonnement, température, humidité de l'air, vent et précipitations) d'un espace homogène restreint qui influencent la vie de la plante (croissance et développement, fonctionnement hydrique et carboné, reproduction, santé, etc.). Il est possible de parler des conditions climatiques ressenties (*Lenoir, 2023*).

Relative Density Index (RDI) : Rapport du nombre de tiges d'un peuplement équienne monospécifique au nombre de tige d'un peuplement équienne monospécifique de même espèce et de même surface terrière jamais éclairci (RDI= 0,6 en moyenne dans la forêt de Tronçais).

Réserve en eau au point de flétrissement permanent (Rpfp) : Quantité d'eau du réservoir d'eau du sol que les racines ne sont pas capables d'extraire car trop fortement liée aux particules de sol. Elle caractérise un

état que les agronomes appellent le point de flétrissement permanent de la plante. Elle est dépendante de la texture (Bertin et al., 2016).

Réserve en eau du sol : Quantité d'eau contenue dans le réservoir d'eau du sol à un instant t. Elle peut être supérieure à la réserve en eau à la capacité au champ (Rcc) ou inférieure à la réserve en eau au point de flétrissement permanent (Rpfp) (Bertin et al., 2016).

Réserve Utile du sol : Quantité d'eau accessible et extractible par la végétation de la strate peuplement pour un réservoir d'eau du sol donné. C'est la fraction de la réserve en eau du sol comprise entre Rcc et Rpfp et qui est exploitable par la végétation : accessible par les racines et absorbable par leur succion (Bertin et al., 2016).

Réservoir d'eau du sol : Volume de sol prospecté par les racines fines de la végétation du peuplement forestier* pour extraire l'eau. La profondeur d'enracinement définit la taille du réservoir d'eau du sol du système étudié (Bertin et al., 2016).

Résolution spatiale : Taille du plus petit élément qu'il est possible de distinguer sur l'image. Elle est également couramment définie comme étant la taille réelle associée à un pixel. Cette résolution est liée aux capteurs utilisés, et également aux vecteurs qui les embarquent. Les images les plus résolues sont fournies par des capteurs portés sur drone, même si de plus en plus d'images sont disponibles (Chartier et Paillassa, 2019).

Résolution spectrale : Capacité à capter une part plus ou moins importante du spectre électromagnétique. La largeur des bandes spectrales perçues est également à prendre en compte. Certaines bandes sont concentrées sur de larges plages de longueurs d'onde, tandis que d'autres sont plus restreintes. Certains capteurs enregistrent la réflectance dans de nombreuses bandes spectrales étroites et peuvent ainsi aboutir à une reconstitution quasiment complète de la signature spectrale des cibles, ce que ne permet pas l'étude de quelques bandes larges (Chartier et Paillassa, 2019).

Résolution temporelle : Répétitivité d'acquisition d'images sur une région donnée (Chartier et Paillassa, 2019).

SurEau : Modèle mécaniste à l'échelle de l'arbre qui permet de simuler le fonctionnement hydrique de la plante et de quantifier les risques associés aux ruptures capillaires. Pour prédire l'évolution du risque de mortalité en fonction du temps écoulé depuis la dernière pluie, le modèle SurEau intègre les caractéristiques du tissu conducteur, le fonctionnement stomatique et les conditions pédoclimatiques locales. Il couple deux bilans : un bilan hydrique, fonction du climat, de la surface foliaire des arbres et des caractéristiques de sol et un bilan hydraulique, fonction des précipitations, du potentiel hydrique présent dans les vaisseaux et de la transpiration. Le potentiel hydrique est quant à lui estimé au travers d'un modèle hydraulique.

Surface foliaire d'un arbre : Somme des surfaces de chaque feuille de l'arbre (Bertin et al., 2016).

Surface foliaire d'un peuplement: Somme de la surface foliaire de toutes les plantes dans le peuplement (Bertin et al., 2016).

Téledétection : Ensemble des moyens tant vecteurs (satellites, avions, hélicoptères, planeurs ultralégers motorisés (ULM) et drones) que capteurs (images, radar et LiDAR) qui, à distance et sans contact direct, détectent ou caractérisent une cible pouvant être un objet (arbre par exemple) ou une surface (peuplements par exemple) (Chartier et Paillassa, 2019)

Table des Annexes (Répétée)

Annexe 1 : Les flux d'eau à prendre en compte pour établir le bilan hydrique d'un peuplement forestier : entrées d'eau dans le système et flux sortants (d'après INRAE Biljou©, 2010 et Karine Porte Architecte © pour EKOLOG et disponible dans l'ouvrage (Bertin et al., 2016)).

Annexe 2 : Le risque annuel de rupture hydraulique pour une chênaie de plaine selon trois scénarios climatiques, prédit d'après le modèle SurEau (d'après Cochard, 2022).

Annexe 3 : Scénarios sylvicoles moyens recommandés. Futaies régulières du Chêne sessile de la chênaie atlantique (d'après Jarret, 2004).

Annexe 4 : Estimation de l'aspect du houppier en hiver : Notation DEPERIS (cas de *Quercus petraea*).

Annexe 5 : Validation des hypothèses d'étude, équation et statistiques associées : Régression linéaire multiple des trois paramètres normalisés issus du traitement Imagl.

Annexe 6 : Comparaisons des valeurs « Perte-de-vert » en fonction du temps et des « Perte-de-vert » des houppiers en fonction de l'état sanitaire de 2020.

Annexe 7 : Résultat du test post_hoc Dunn pour l'analyse de la « Perte-de-vert » en fonction de l'année : Comparaison des valeurs centrales unes à unes (sur l'ensemble des 36 placettes étudiées).

Annexe 8 : Comparaisons de valeurs de « Perte-de-vert » pour les placettes sans coupe entre les années 2016 et 2019.

Annexe 9 : Comparaisons de la variation de « Trouée » pour les placettes sans coupe entre les années 2016 et 2019.

Annexe 10 : Résultats du test post_hoc Dunn (pour test non paramétrique) et du test de Tukey (pour test paramétrique) pour l'analyse de la variation de « Trouée » entre 2016 et 2019 en fonction de l'état sanitaire.

Annexe 11 : Illustration du biais opérateur depuis la notation DEPERIS de la parcelle 124 (d'après un document de l'ONF, Service Forêt, Inventaire de 2023).

Annexe 13 : Surfaces correspondantes aux paramètres GAP et Trouée, cas de la placette 10.

Annexe 14 : Inventaire sanitaire de la Forêt Domaniale de Tronçais – 2020 RESULTATS (d'après un document du DSF, Pôle santé des Forêts de 2021).

Annexe 15 : Répartition des placettes en fonction des valeurs estimées de trois paramètres d'étude (LAI via LAI_Wekeo_14_07_2022, état sanitaire via DEPE_DEF_2023% et caractéristiques de sol via UTS Unite_pedo_UTS).

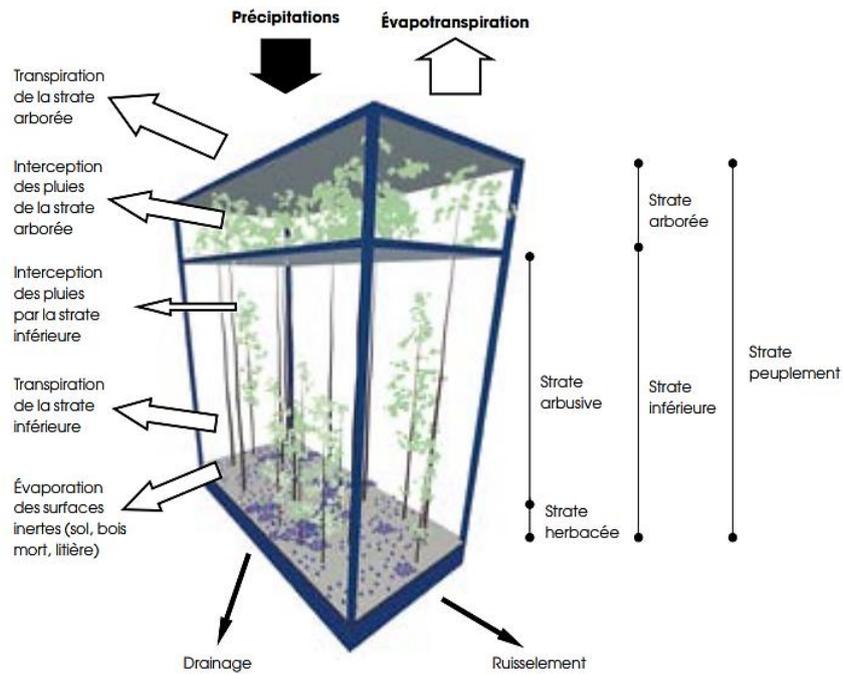
Annexe 16 : Récapitulatif des méthodes et mesures réalisées en 2023.

Annexe 17 : Relation entre les banques de données RU-SAFRAN et RU_Infosol en 179 points du massif de Tronçais.

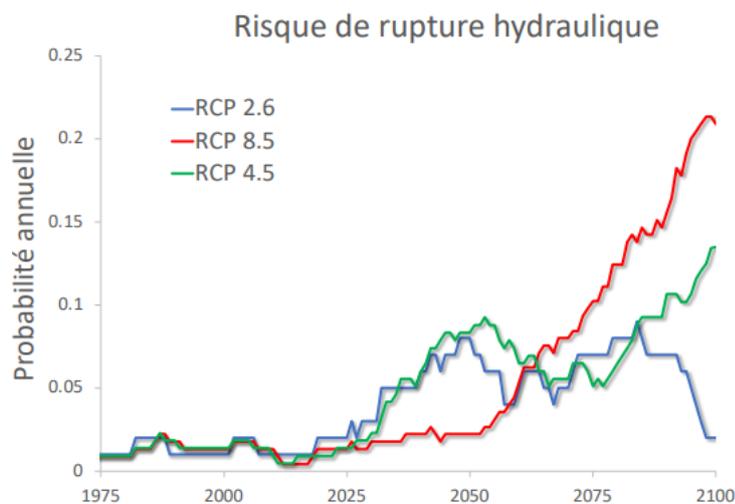
Annexe 18 : Classification de six groupes d'étude en fonction des coupes forestières (dont la somme >1,5 ha).

Annexes

Annexe 1 : Les flux d'eau à prendre en compte pour établir le bilan hydrique d'un peuplement forestier : entrées d'eau dans le système et flux sortants (d'après INRAE Biljou©, 2010 et Karine Porte Architecte © pour EKOLOG et disponible dans l'ouvrage (Bertin et al., 2016)).



Annexe 2 : Le risque annuel de rupture hydraulique pour une chênaie de plaine selon trois scénarios climatiques, prédit d'après le modèle SurEau* (d'après Cochard, 2022).



Annexe 3 : Scénarios sylvicoles moyens recommandés. Futaies régulières du Chêne sessile de la chênaie atlantique (d'après Jarret, 2004)

Classe 1 : très bonne fertilité				Classe 2 : bonne fertilité				Classe 3 : faible fertilité			
Âge (ans)	Ho (m)	N/ha *	G/ha *	Âge (ans)	Ho (m)	N/ha *	G/ha *	Âge (ans)	Ho (m)	N/ha *	G/ha *
12	6,2	3 600	4,1	14	6,1	3 600	5,1	18	6,2	3 600	4,2
21	10,6	1 999	9,5	25	10,4	1 936	10,3	31	10,1	1 874	8,7
29	14,2	1 261	13,7	37	14,5	1 086	14,2	49	14,4	944	12,6
37	17,3	848	16,4	45	16,9	774	16,2	59	16,4	687	14,6
45	20,1	593	18,2	53	18,9	584	17,7	69	18,1	524	16,2
53	22,6	431	19,7	61	20,8	447	18,9	79	19,6	412	17,4
61	24,8	325	20,7	69	22,4	356	19,6	89	21,0	330	18,9
69	26,7	255	21,5	77	23,9	289	20,3	99	22,4	264	19,6
77	28,4	205	22,2	85	25,2	240	20,8	109	23,6	228	20,3
85	29,9	169	22,9	95	26,8	192	21,5	119	24,9	194	20,8
93	31,3	142	23,4	105	28,2	161	22,1	129	26,1	166	21,3
101	32,7	120	24,0	115	29,6	138	22,7	139	27,3	140	21,8
110	34,1	107	24,5	125	31,0	117	23,3	149	28,4	120	22,2
120	35,6	95	25,1	135	32,3	100	23,8	160	29,8	99	22,8
130	37,1	83	25,7	145	33,6	86	24,3	175	31,5	80	23,5
140	38,5	73	26,3	155	34,9	74	24,8	190	33,3	80	23,5
150	40,0	63	26,9	165	36,2	65	25,4				
160	41,4	55	27,5	180	38,3	65	30,8				
170	42,8	55	31,0								

* Priorité au pilotage du scénario sylvicole par les chiffres en gras : le nombre de tiges jusqu'à 100 ans, la surface terrière après 100 ans.

Désignation d'arbres objectif.

Peuplement avant coupe d'ensemencement.

Scénarios sylvicoles moyens recommandés
Futaies régulières de chêne sessile de la chênaie atlantique

Annexe 4 : Estimation de l'aspect du houppier en hiver : Notation DEPERIS (cas de *Quercus petraea*)

Département de la santé des forêts

Ministère de l'Agriculture, de la Pêche et de l'Alimentation

Estimation de l'aspect du houppier – DEPERIS
Le chêne sessile - L'hiver

La note DEPERIS permet d'apprécier l'aspect du houppier et son éventuelle dégradation.

Grille de notation qualitative à 6 classes

Note	Intensité	Fréquence	Nombre	% indicatif
0	Absence ou trace	Nulle à très faible	0 à quelques rameaux	0 à 5
1	Léger	Faible	Quelques à peu nombreux	6 à 25
2	Assez forte	Moderée	Assez nombreux	26 à 50
3	Fort	Importante	Nombreux	51 à 75
4	Très forte	Très importante	Très nombreux	76 à 95
5	Total	Toute la partie notée concernée	Total	96 à 100

Je note un feuillu
Mortalité de Branches (MB) et Manque de Ramifications (MR)

1 Evaluation de la mortalité de branches
Note qualitative de 0 à 5

MB = 2
Houppier fonctionnel

2 Evaluation du manque de ramification (absente ou anormalement petite) dans la partie vivante non affectée par MB) Note qualitative de 0 à 5

MR = 2
- Lacune
+ Manque ramification

Ces notes sont QUALITATIVES en référence à un arbre qui serait sain et vigoureux*.

3 La note synthétique DEPERIS :

DEPERIS = $(((5 - MB)/5) * MR \text{ ou } MA) + MB$

- Un arbre dépérissant = D, E, F
- Un peuplement dépérissant = plus de 20% d'arbres dépérissants

Mortalités de Branches	Manque de Ramification (feuillu)					
	0	1	2	3	4	5
0	A	B	C	D	E	F
1	B	B	C	D	E	F
2	C	C	D	D	E	F
3	D	D	D	D	E	F
4	E	E	E	E	F	F
5	F	F	F	F	F	F

Pour compléter le diagnostic

4 Observation dans le détail pour déterminer les problèmes identifiés

Hanneton, processionnaire, ... Oïdium, rouilles... Notes de 0 à 5

5 Déficit foliaire (utilisés pour RS et Renecofor): intègre TOUS les manques (mortalités de branches, perte de ramification, feuilles manquantes ou anormalement petites, défoliation par un insecte...). Classes de 5%.

Fiche descriptive du chêne sessile arbre sain et vigoureux de référence sur station adaptée

Contexte écologique

- station de bonne potentialité

Forme du houppier

- dôme à contour régulier
- (contour irrégulier au jeune stade dû à l'élongation des rameaux ; dôme irrégulier avec quelques échancrures au stade mature),
- absence d'échancrure (possibles au stade mature)

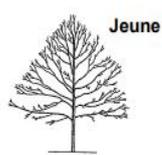


Architecture

- 1/3 supérieur :
 - ramifications fines abondantes
 - pas de mortalité de rameaux ou branches en périphérie
- 2/3 inférieur :
 - présence possible branches mortes dans la partie basse et interne du houppier

Couvert/Transparence

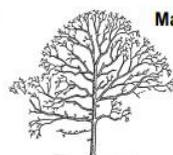
- 1/3 supérieur :
 - absence de fenêtre et échancrure



Jeune



Adulte



Mature

Contour irrégulier, sans échancrures ni fenêtres

Dôme plus irrégulier, échancrures et fenêtres possibles

Annexe 5 : Validation des hypothèses d'étude, équation et statistiques associées : Régression linéaire multiple des trois paramètres normalisés issus du traitement ImagJ.

Facteurs	H0	Etude statistique	Analyse	Validation de H0
Hypothèse à valider en amont	Indépendance des erreurs	Collecte des données	/	Validation
	Linéarité de la relation entre les variables	Analyse visuelles	Linéarité des graphiques variables_explicatives = f(variable_prédite)	Validation
	Absence de multicollinéarité	Matrice des corrélations entre les variables*	Faibles corrélations entre variables (aucune proche de 1)	Validation
	Normalité des résidus	Test de Shapiro-Wilk	W = 0.96763 p-value = 0.3645	Validation
Résultats	Régression linéaire multiple des 3 variables	Prédiction_DEPERIS	p-value: 0.01686	Validation et fin

*Matrice des corrélations entre les différentes variables d'étude : Analyse de la multicollinéarité

```
> cor_matrix <- cor(data[, c("Perte_feuillage_2019", "Jaunissement_2019", "Trouee_2019")])
> cor_matrix
                Perte_feuillage_2019 Jaunissement_2019 Trouee_2019
Perte_feuillage_2019      1.0000000      -0.30647939  0.51955220
Jaunissement_2019      -0.3064794       1.00000000  0.08148005
Trouee_2019              0.5195522       0.08148005  1.00000000
```

Annexe 6 : Comparaisons des valeurs « Perte-de-vert » en fonction du temps et des « Perte-de-vert » des houpriers en fonction de l'état sanitaire de 2020.

Facteurs	Test	Statistiques	Validation de H0	Test suivant
Valeur centrale « Perte-de-vert » en fonction du temps	Indépendance des observations	/	Validation depuis le protocole	Test non-paramétrique de l'analyse de la variance avec mesures répétées: Friedman
	Shapiro- Wilk	W = 0.93334, p-value = 0.4168	Normalité des résidus (de l'Anova) validée	
	Bartlett	K-squared = 104.8 p-value < 2.2e-16	Homogénéité des résidus (de l'Anova) non validée	
	Friedman	Q = 77.4667 p-method < 1.07e-16	Différence significative entre les médianes des groupes validée	Test post hoc de Dunn *
	Indépendance des observations	/	Validation depuis le protocole	Test non-paramétrique de l'analyse de la variance avec
	Shapiro- Wilk	W = 0.9042, p-	Normalité des résidus	

Valeur centrale « Perte-de-vert » des houppiers en fonction du temps et de l'état sanitaire établi en 2020	(et QQplot)	value = 3.818e-08	(de l'Anova) validée	mesures indépendantes (les classes): Kruskal-Wallis
	Bartlett	K-squared = 124.33 , p-value < 2.2e-16	Homogénéité des résidus (de l'Anova) non validée	
	Kruskal-Wallis Année 2009	W = 0.620 p-method = 0.733	Différence significative entre les médianes des groupes non validée	Fin
	Kruskal-Wallis Année 2013	W =1.34 p-method =0.511	Différence significative entre les médianes des groupes non validée	Fin
	Kruskal-Wallis Année 2016	W = 4.70 p-method =0.0952	Différence significative entre les médianes des groupes validée à 10%, invalidée à 5%	Fin
	Kruskal-Wallis Année 2019	W = 1.88 p-method =0.39	Différence significative entre les médianes des groupes non validée	Fin

Annexe 7 : Résultat du test post_hoc Dunn pour l'analyse de la « Perte-de-vert » en fonction de l'année : Comparaison des valeurs centrales unes à unes (sur l'ensemble des 36 placettes étudiées).

Test post hoc de Dunn :

Comparison of x by group (Bonferroni)			
Co1 Mean- Row Mean	2009	2013	2016
2013	-0.749275 1.0000		
2016	-6.173515 0.0000*	-5.688990 0.0000*	
2019	-7.530981 0.0000*	-7.112712 0.0000*	-1.423721 0.4636

Les chiffres dans le tableau représentent les différences entre les valeurs centrales (rangs) des groupes comparés. Les valeurs à côté des différences de valeurs centrales sont les p-values associées à chaque comparaison. Une étoile (*) signifie que la différence est statistiquement significative, c'est-à-dire que la p-value est inférieure à un certain seuil (généralement 0,05).

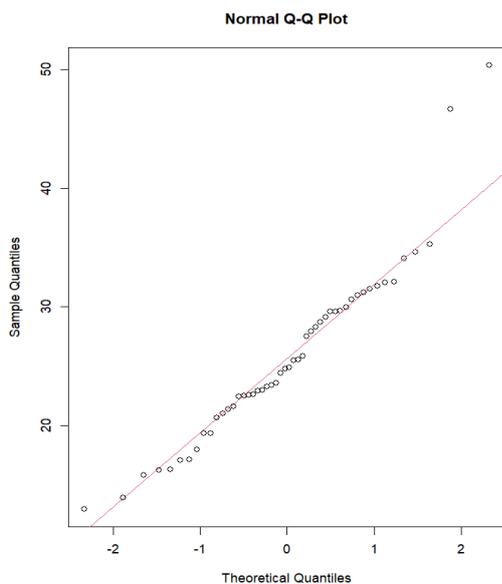
Annexe 8 : Comparaisons de valeurs de « Perte-de-vert » pour les placettes sans coupe entre les années 2016 et 2019.

Facteurs	Test	Statistiques	Validation de H0	Test suivant
Valeur centrale de Perte-de-vert entre 2016 et 2019 pour les placettes sans coupe	Indépendance des observations	/	Validation depuis le protocole	Test non-paramétrique de Wilcoxon, comparaison entre les paires appariées
	Shapiro- Wilk (+QQplot)*	W = 0.9646, p-value = 0.1385	Normalité des résidus (de l'Anova) validée	
	Bartlett	K-squared=12.543 p-value = 0.02806	Homogénéité des résidus (de l'Anova) non validée	
	Wilcoxon	V = 302 p-method = 3.8e-05	Différence significative entre les paires validée	Fin
Valeur centrale de Perte-de-vert en fonction du temps et de l'état sanitaire établi en 2020 pour les placettes sans coupe	Indépendance des observations	/	Validation depuis le protocole	Test non-paramétrique de l'analyse de la variance avec mesures indépendantes (les classes): Kruskal-Wallis
	Shapiro- Wilk	W = 0.9646 p-value = 0.1385	Normalité des résidus (de l'Anova) validée	
	Bartlett	K-squared =12.543 p-method =0.0280	Homogénéité des résidus (de l'Anova) non validée	
	Kruskal-Wallis Année 2016	W = 0.485 p-method = 0.785	Différence significative entre les médianes des groupes non validée	Fin
	Kruskal-Wallis Année 2019	W =1.34 p-method = 0.534	Différence significative entre les médianes des groupes non validée	Fin

Annexe 9 : Comparaisons de la variation de « Trouée » pour les placettes sans coupe entre les années 2016 et 2019.

Facteurs	Test	Statistiques	Validation de H0	Test suivant
Variation de la variable « Trouée » en fonction de l'état sanitaire établi en 2020 pour les placettes sans coupe entre ces deux dates	Indépendance des observations	/	Validation depuis le protocole	Test paramétrique ANOVA, comparaison entre les paires appariées et test non-paramétrique de Kruskal-Wallis
	Shapiro- Wilk (+ QQ_plot)*	W = 0.95264, p-value = 0.04382	Normalité des résidus (de l'Anova) non validée par le test mais validé par le graphique QQ_plot	
	Bartlett	K-squared = 2.3442 p-method = 0.1258	Homogénéité des résidus (de l'Anova) validée	
	Kruskal-Wallis	B = 4.81 p-method = 0.09	Différence significative entre les médianes des groupes à 95% invalidée, validée à 90%	Test post hoc de Dunn*
	ANOVA à un facteur	F value =3.233 Pr(>F) = 0.058	Différence significative entre les médianes des groupes à 95% invalidée, validée à 90%	Test post hoc de Tuckey*

*QQ plot associé à la variation du paramètre de « Trouée » entre 2016 et 2019 pour les placettes sur lesquelles il n'y a pas eu de coupe entre ces deux dates.



Annexe 10 : Résultats du test post_hoc Dunn (pour test non paramétrique) et du test de Tukey (pour test paramétrique) pour l'analyse de la variation de « Trouée » entre 2016 et 2019 en fonction de l'état sanitaire.

Test post hoc de Dunn :

Kruskal-wallis chi-squared = 4.8149, df = 2, p-value = 0.09

Comparison of x by group
(Bonferroni)

Col Mean	dégradée	dépériss
Row Mean		
dépériss	1.053465 0.4382	
saines	-1.389353 0.2471	-2.138261 0.0487

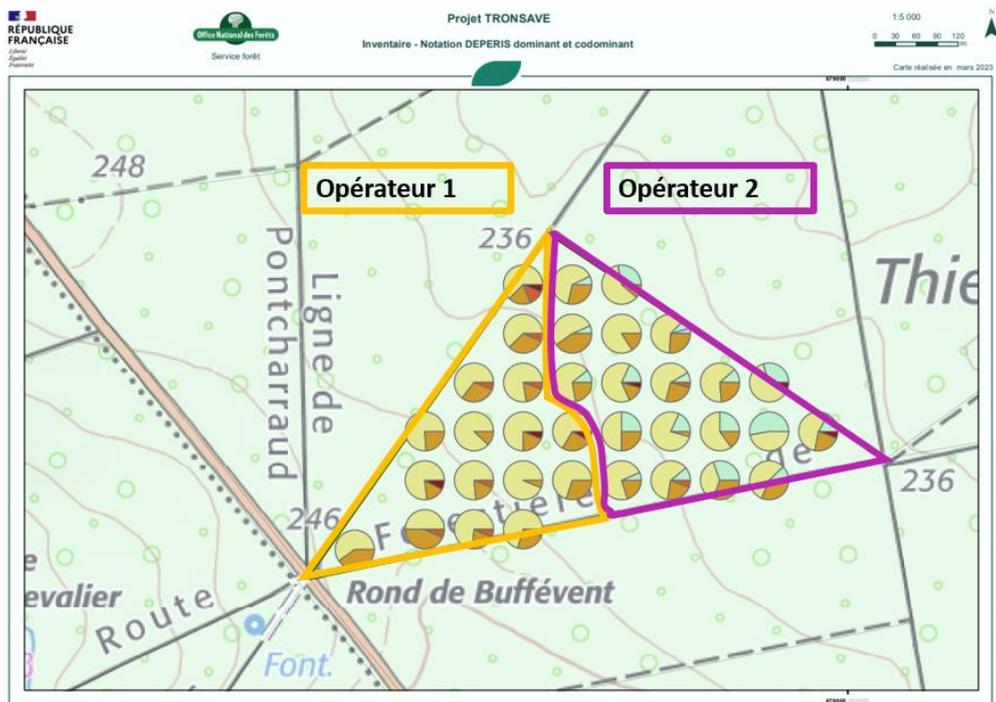
Test post hoc de Tukey :

Tukey multiple comparisons of means
95% family-wise confidence level

Fit: aov(formula = delta_Trouee ~ Classe_coupe, data = data_coupe)

\$Classe_coupe	diff	lwr	upr	p adj
dépérissantes-dégradées	-6.188655	-17.16537477	4.788066	0.3500529
saines-dégradées	5.194545	-3.95272140	14.341812	0.3450193
saines-dépérissantes	11.383200	0.03174036	22.734660	0.0492769

Annexe 11 : Illustration du biais opérateur depuis la notation DEPERIS de la parcelle 124 (d'après un document de l'ONF, Service Forêt, Inventaire, 2023)



Chaque cercle représente une placette sur laquelle a été réalisée une notation DEPERIS en 2023. Les couleurs qui leur sont assignées représentent les proportions d'arbres ayant reçu différentes notes DEPERIS. La portion du Massif forestier sur laquelle s'est déroulée cette campagne de mesure correspond à la parcelle 124.

Légende :

Verte : notes A ou B

Marron : note D

Rouge : note F

Jaune : note C

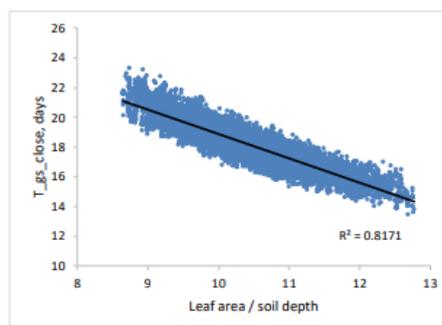
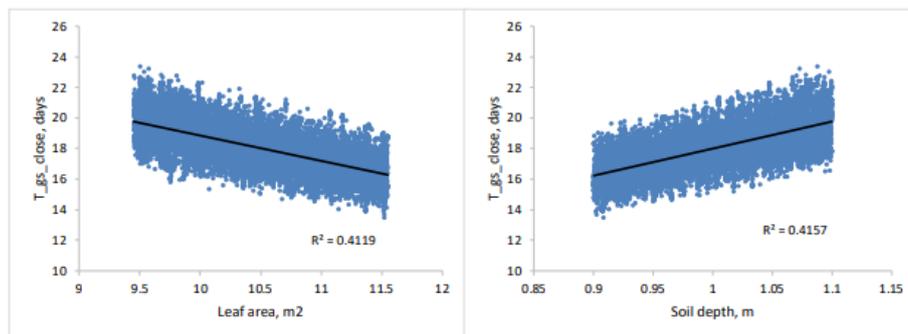
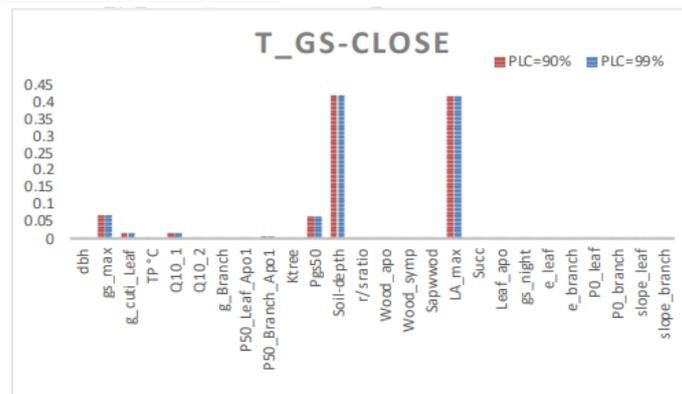
Orange : note E

Annexe 12 : Analyse de sensibilité globale du mésophile avec segmentation hydraulique des feuilles et à $T_{air}=25^{\circ}C$ (crédit Hervé Cochard).

Avec

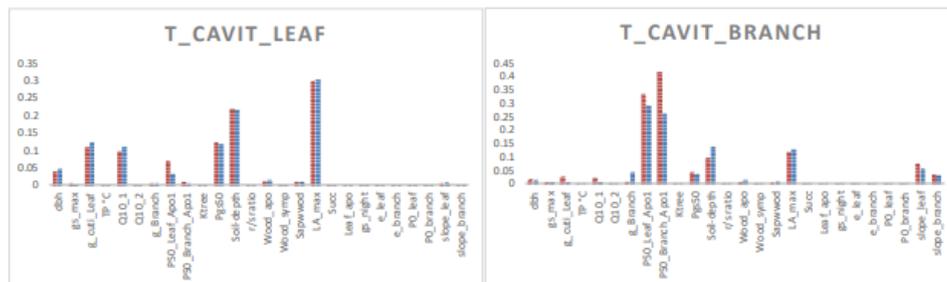
- **T_PLC_Leaf** : le temps pour atteindre %PLC dans les feuilles.
- **T_PLC_Branch** : le temps pour atteindre %PLC dans les branches.
- **T_gs_close** : le temps pour atteindre 99% de fermeture stomatique.
- **Soil-depth** : profondeur du sol
- **%PLC** : pourcentage de Perte de Conductance

Résultats relatifs à la fermeture des stomates :



La combinaison des paramètres Leaf area (surface foliaire) et soil depth (profondeur de sol) sont des variables explicatives. Elles semblent avoir un effet majeur sur les prédictions du modèle SurEau* concernant le temps de fermeture des stomates. Ces variables peuvent être facilement reliées à l'indice foliaire maximal du peuplement ainsi qu'à la réserve utile du sol

Résultats relatifs à la cavitation des vaisseaux :



Concernant la prédiction du temps de cavitation des feuilles (T_cavit_Leaf), on retrouve un effet majeur des deux mêmes paramètres. Cela milite pour caractériser de la manière la plus précise possible, les variations locales de RU et de LAI dans la paramétrisation du modèle SurEau*.

Annexe 13 : Surfaces correspondantes aux paramètres GAP et Trouée, cas de la placette 10.

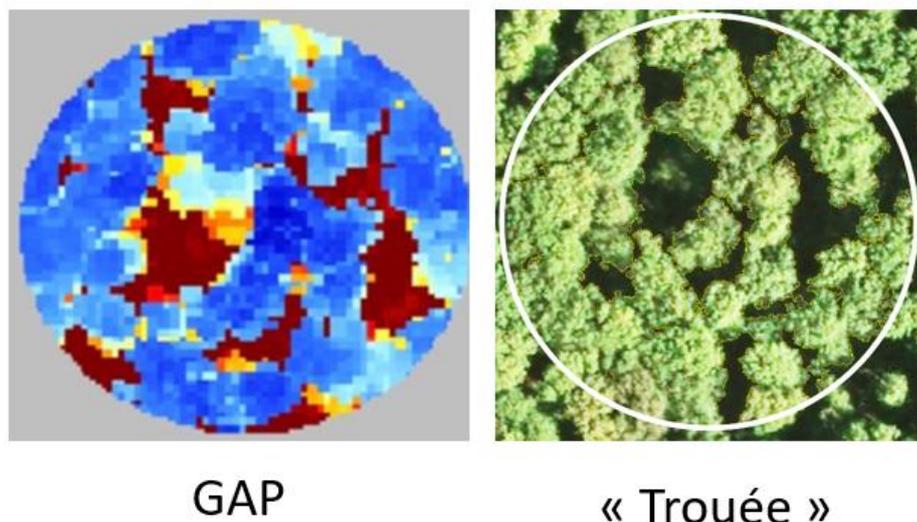
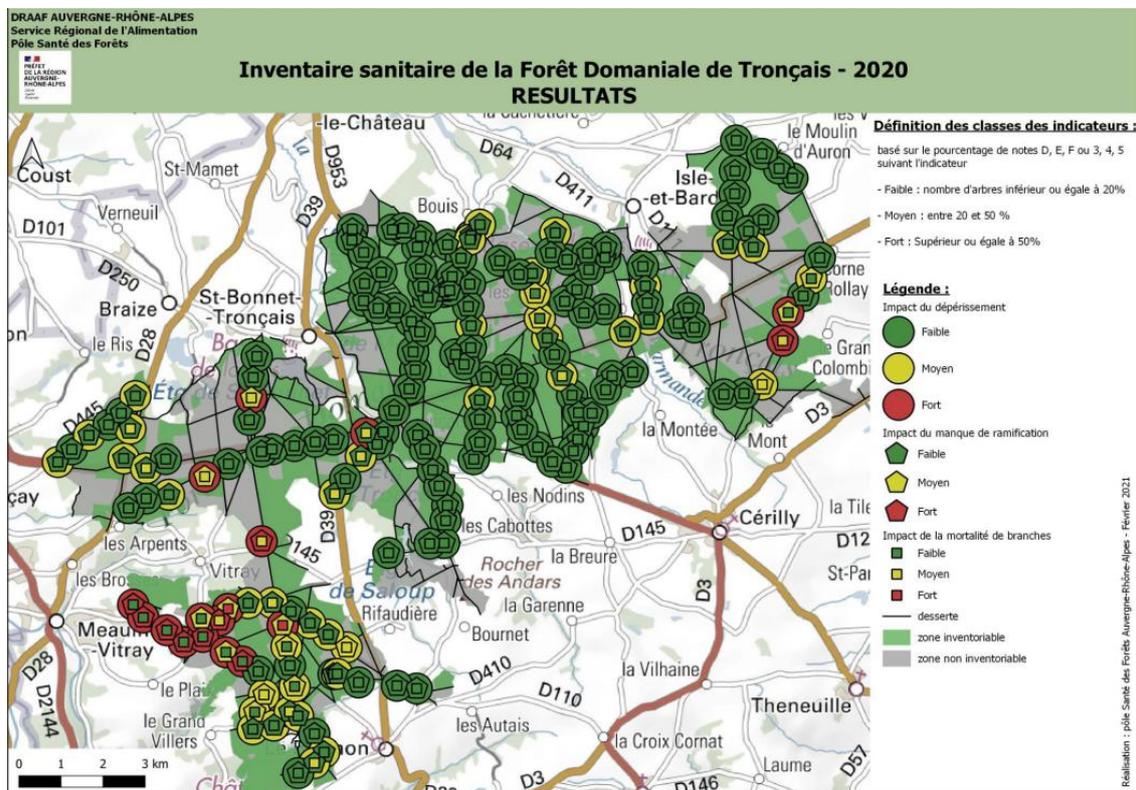


Image de gauche : plus les couleurs sont chaudes et plus la hauteur de la végétation est basse. Les trouées correspondent aux zones pourpres.

Image de droite : les trouées considérées sont comprises dans les zones délimitées par un liseret jaune.

Annexe 14 : Inventaire sanitaire de la Forêt Domaniale de Tronçais – 2020 RESULTATS, (d'après un document du DSF, Pôle santé des Forêts, 2021).



Annexe 15 : Répartition des placettes en fonction des valeurs estimées de trois paramètres d'étude (LAI via LAI_Wekeo_14_07_2022, état sanitaire via la notation DEPE_DEF_2023% et caractéristiques de sol via UTS Unite_pedo_UTS).

Trois classes de LAI sont désignées de sorte à s'assurer que les valeurs extrêmes de LAI soient considérées (classe 1 : [$LAI < 3,1$]; classe 2 : [$3,1 \leq LAI \leq 4$]; classe 3 = : [$LAI > 4$]). Au sein de la classe 2, les placettes sélectionnées couvrent l'ensemble de la gamme de LAI.

Trois UTS décrits dans l'étude pédologique du canton de Cérilly au 1/25000 Ilème (*Bonfils et Labau, 1969*) sont désignés pour l'étude. Ils correspondent aux unités majoritairement présentes sur le massif de Tronçais :

UTS Numéro 9 : Sols bruns acides du plateau Bourbonnais, texture grossière sableuse, à faible réserve minérale.

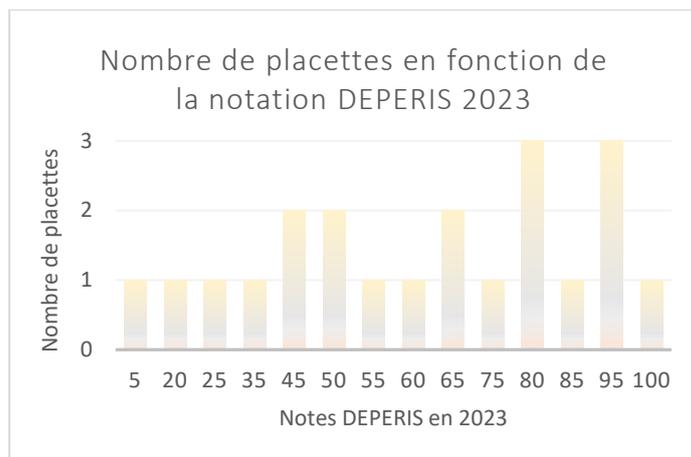
UTS Numéro 11 : Sols bruns lessivés à pseudogleys du plateau Bourbonnais, texture sableuse.

UTS Numéro 13 : Sols lessivés à pseudogleys, texture sableuse à limono-sableuse.

La notation DEPERIS est exprimée en pourcentage d'arbres notés DEF. L'échantillon initial est déséquilibré à la faveur de la notation haute (dépérisantes).

Répartition des placettes sélectionnées selon les trois critères d'étude :

Classe LAI	Nombre de placettes	Type UTS	Nombre de placettes
1	4	9	4
2	9	11	6
3	7	13	10
Total	20	Total	20



Annexe 16 : Récapitulatif des méthodes et mesures réalisées en 2023.

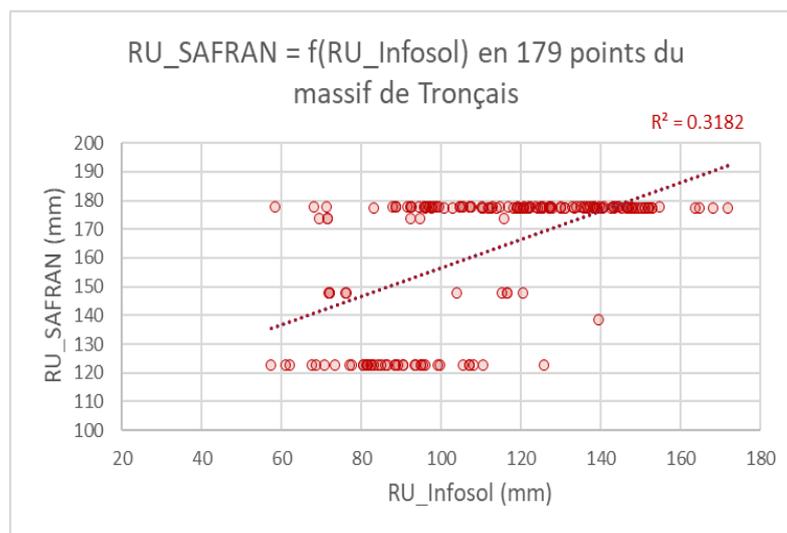
Les mesures suivantes ont été réalisées pour l'ensemble des 20 placettes d'étude :

Notions	Outil(s)	Méthodes de mesure
Dendrométrie (juin)	Ruban	Mesure de la circonférence des arbres à 1.30 mètres (+ relevé des essences)
Pédologie (juin)	Tarières de 1 et 2 mètres	Analyse d'une carotte pédologique réalisée au centre de chaque placette (excluant les zones tassées /d'exploitation), Pour les placettes se trouvant à l'interface entre deux UTS, deux points de mesures ont été réalisés aux extrémités de la placette.
	Visuel	Caractérisation du type d'humus (clé de détermination <i>(Jabiol et al., 1994)</i>)
Floristique (juin)	Visuel	Caractérisation du sous-couvert forestier en fonction des classes de recouvrement, liste d'essences*
Indice foliaire (juillet)	Appareil photos grand angle et Capteur de rayonnement photosynthétiquement actif (PAR)	Deux photos hémisphériques prises sur chaque placette. Les capteurs PAR permettent de calibrer l'analyse. Le traitement des images est ensuite réalisé à l'aide des logiciels PiafPHOTHEM et PiafLA.

*Liste des essences observées en strate arbustive : *Carpinus betulus*, *Cytisus scoparius*, *Dryopteris filix-mas*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Ilex aquifolium*, *Pinus sylvestris*, *Prunus spinosa*, *Pteridium aquilinum* (apparaît deux fois dans la liste), *Quercus sp.*, *Rubus sp.*, *Ruscus aculeatus*.

*Liste des essences observées en strates herbacée : *Anemone nemorosa*, *Avenella flexuosa*, *Brachypodium sylvaticum*, *Caluna vulgaris*, *Carex pilulifera*, *Carpinus*, *Cessencio sylvaticus*, *Deschampsia cespitosa*, *Dryopteris filix-mas*, *Euphorbia amygdaloides*, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus excelsior*, *Genista pilosa*, *Hedera helix*, *Holcus lanatus*, *Hypericum pulchrum*, *Ilex aquifolium*, *Jonc*, *Lonicera periclymenum*, *Melica uniflora*, *Molinia caerulea*, *Oxalis*, *Poa nemoralis*, *Populus trichocarpa*, *Quercus sp.*, *Rubus sp.*, *Ruscus aculeatus*, *Teucrium scorodonia*, *Tilia*, *Ulex europaeus*, *Viola reichenbachiana*.

Annexe 17 : Relation entre les banques de données **RU-SAFRAN** et **RU_Infosol** en 179 points du massif de Tronçais.



Annexe 18 : Classification de six groupes d'étude en fonction des coupes forestières (dont la somme >1,5 m2/ha).

	Placettes	DEPERIS-2020	GROUPES
AVEC COUPES			
SANS COUPES			
EXCLUS			
	6	Dégradé	C1
	10	Dégradé	C1
	24	Dégradé	C1
	47	Dégradé	C1
	63	Dégradé	C1
	111	Dégradé	C1
	23	Sain	C2
	46	Sain	C2
	49	Sain	C2
	107	Sain	C2
	32	Dépérissant	C3
	159	Dépérissant	C3
	3	Dégradé	S1
	42	Dégradé	S1
	65	Dégradé	S1
	108	Dégradé	S1
	114	Dégradé	S1
	142	Dégradé	S1
	154	Dégradé	S1
	179	Dégradé	S1
	181	Dégradé	S1
	4	Sain	S2
	25	Sain	S2
	62	Sain	S2
	66	Sain	S2
	68	Sain	S2
	116	Sain	S2
	118	Sain	S2
	150	Sain	S2
	158	Sain	S2
	178	Sain	S2
	180	Sain	S2
	15	Dépérissant	S3
	34	Dépérissant	S3
	52	Dépérissant	S3
	60	Dépérissant	S3
	156	Dépérissant	S3
	182	Dépérissant	S3
	185	Dépérissant	S3
	11	1	N/A
	27	2	N/A
	40	3	N/A

