

Rapport technique du projet SylvEau RMT AFORCE

Effets de la densité et des éclaircies en peuplements réguliers sur le contenu en eau du sol

Carte d'identité du projet

Durée : 29 mois. Projet démarré en juin 2023 et terminé en octobre 2025.

Financements : Ministère en charge de l'Agriculture et Interprofession nationale France Bois Forêt, via le RMT AFORCE + Ministère en charge des Forêts via le GIS Coop + ADEME via le projet RUFOR + Labex ARBRE.

Coordination : Ingrid SEYNAVE (INRAE)

Avec la participation de :

AgroParisTech	François Lebourgeois, Sophie Lorentz, Lucas Putigny
CNPF	Céline Perrier
FCBA	Marin Chaumet
INRAE	Philippe Balandier, Nathalie Breda, Aurélien Forler, Lisa Laurent, Joseph Levillain, Jean-Baptiste Mayet, Céline Meredieu, Sandrine Perret, Thomas Perrot, Sarah Poisot, Arivoara Rabarijaona, Raphaël Segura, Ingrid Seynave, Erwin Thirion
ONF	Thomas Cordonnier

Et des institutions :



1. Résumés finaux Français ET Anglais (1500 caractères espaces compris)

Dans un contexte de changement climatique marqué par l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des sécheresses, l'adaptation des peuplements forestiers monospécifiques constitue un enjeu majeur. La réduction de la densité par l'éclaircie est identifiée comme un levier central pour limiter la compétition pour l'eau et atténuer la sécheresse édaphique. Toutefois, les effets de successions d'éclaircies, correspondant à des itinéraires sylvicoles complets, restent peu documentés.

Ce travail analyse l'effet d'itinéraires de densité de peuplement sur les caractéristiques des épisodes de sécheresse édaphique (début, durée et intensité), en combinant mesures *in situ* et modélisation. Il s'appuie sur 7 sites expérimentaux du GIS Coop, couvrant 3 espèces forestières à phénologie contrastée, une large gamme de contextes pédoclimatiques, 5 itinéraires de densité et un suivi sur 7 années.

L'étude a consisté à quantifier la dynamique des réserves relatives en eau du sol à partir de mesures d'humidité *in situ*, à estimer le déficit hydrique à l'échelle du profil de sol à l'aide du modèle Biljou®, puis à analyser l'effet de la densité sur 3 indicateurs de sécheresse. Une attention particulière a été portée aux aspects méthodologiques (calibration des sondes, estimation des réservoirs utiles, paramétrage du modèle).

Les résultats montrent que, même si l'effet de la densité est secondaire par rapport à la variabilité climatique et stationnelle, il est significatif. Les peuplements à faible densité présentent une diminution de la durée et de l'intensité des sécheresses, qui peut aller jusqu'à 25 à 30 % lors des épisodes les plus sévères, tandis que peu de différences sont observées entre densités moyenne et forte. Ces résultats confirment l'intérêt des itinéraires à faible densité pour renforcer la résilience hydrique des peuplements.

In the context of climate change, characterized by increasing frequency and intensity of drought events, the adaptation of monospecific forest stands has become a major challenge. Reducing stand density through thinning is widely recognized as a key silvicultural lever to decrease competition for water and mitigate soil drought. However, the long-term effects of successive thinnings, implemented as experimental stand density treatments, remain poorly documented.

This study investigates the effects of stand density treatments on the characteristics of soil drought episodes (onset, duration and intensity) by combining *in situ* measurements and modelling approaches. The analysis is based on seven experimental sites from the GIS Coop network, encompassing three forest species with contrasting phenology, a wide range of pedoclimatic conditions, five density treatments and a seven-year monitoring period.

Relative Extractable Water (REW) dynamics were quantified from *in situ* soil moisture measurements, while soil water deficit at the scale of the effective rooting profile was estimated using the Biljou® daily water balance model with particular attention paid to methodological aspects, including sensor calibration, estimation of plant-available water and model parameterisation. The effects of stand density on three soil drought indicators were then analysed.

The results show that, although the effect of stand density is secondary compared with interannual climatic variability and site conditions, it is nevertheless significant. Low-density treatments exhibit a marked reduction in soil drought duration and intensity, reaching up to 25–30% during the most severe events, whereas little difference is observed between medium- and high-density treatments. These findings highlight the relevance of low-density stand density treatments for enhancing forest stand hydrological resilience under future climate conditions.

2. Présentation du projet (enjeux, objectifs)

2.1. Contexte et enjeux

Près de la moitié de la forêt française est constituée de peuplements dits « purs » ou monospécifiques (Le memento Inventaire Forestier 2025), majoritairement réguliers. Pour ces peuplements, l'enjeu aujourd'hui est de favoriser leur résistance et leur résilience, tout en maintenant leur croissance c'est-à-dire leur capacité à produire du bois. Cette capacité à produire du bois s'inscrit également dans le contexte de du changement climatique dont l'une des conséquences importantes est l'augmentation de la fréquence, de l'intensité, et de la durée des épisodes de sécheresse dans de nombreuses régions (Christensen et al. 2007, Seneviratne et al. 2012), y compris en France (Soubeyroux et al. 2012, Vitasse et al. 2023).

Dans un contexte de peuplements monospécifiques, le principal levier d'adaptation du sylviculteur consiste à réduire la densité du peuplement pour diminuer sa consommation totale en eau, limiter la compétition entre arbres et ainsi réduire les conséquences des sécheresses sur la croissance et la mortalité (Bradford et Bell 2017 ; Trouvé et al. 2014, Trouvé et al. 2015, Trouvé et al. 2016). Ce levier a d'ailleurs été mentionné comme une des neuf priorités de la récente Feuille de route pour l'adaptation de la forêt au changement climatique du Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (promouvoir les pratiques sylvicoles qui augmentent la résilience, diminuent les risques et limitent l'impact des crises). Il existe en effet des preuves solides que l'éclaircie atténue l'intensité de la sécheresse (Sohn et al. 2016, Moreau et al. 2022) et *in fine* ses conséquences sur la physiologie des arbres : potentiels hydriques, échanges gazeux, taux d'embolie des arbres (Bréda et al. 1995, Courbet et al. 2019, Courbet et al. 2022).

L'atténuation de la sécheresse édaphique suite à une éclaircie a été montrée par comparaison de peuplements éclaircis et non éclaircis. Elle résulte 1/ d'une diminution de l'évapotranspiration réelle du peuplement, 2/ d'une diminution de l'interception des précipitations par la canopée (Bréda et al. 1995, Aussenac et al. 1988, Aussenac et al. 1982). Ces deux composantes majeures du bilan hydrique ont été bien rappelées dans l'ouvrage de synthèse coordonné par le RMT AFORCE (Bertin et al. 2016) : elles sont principalement contrôlées par le climat (évapotranspiration potentielle et précipitations) et par l'indice foliaire du peuplement (Bréda et al. 1995, Bréda 1998). En modifiant la structure du couvert et en réduisant l'indice foliaire, l'éclaircie influence directement les flux hydriques et la disponibilité en eau du sol à l'échelle du peuplement.

Cet effet de l'éclaircie a été mis en évidence dans des situations variées en termes de sols, essences, âges, densités initiales et intensités d'éclaircies (del Campo et al. 2019, Wang et al. 2018, 2019, Zhu et al. 2017, He et al. 2013, Lagergren et al. 2008, Simonin et al. 2007, Bréda et al. 1995, Stogsdili et al. 1992, Donner et al. 1986, Aussenac et al. 1988, Aussenac et al. 1982). Certains travaux montrent qu'il 1/ augmente avec l'intensité de l'éclaircie (Gebhardt et al. 2014, Olivar et al. 2014, Wang et al. 2018, Zhu et al. 2017) et 2/ diffère entre conifères et feuillus. Ce dernier point est lié aux effets différents de l'indice foliaire et de sa phénologie sur les flux d'eau, en particulier l'interception des précipitations, entre couvert décidu et sempervirent (Bertin et al. 2016).

Cependant, cet effet s'avère temporaire et disparaît en général lors de la fermeture du couvert et du retour de l'indice foliaire à sa valeur pré-éclaircie (Simonin et al. 2007, Aussenac et al. 1988). Il peut aussi être réduit dans certaines situations, par exemple dans le cas d'une éclaircie très forte qui peut entraîner le développement important d'un sous-étage et d'une végétation accompagnatrice qui contribue à l'indice foliaire total de la canopée (Simonin et al. 2007, Balandier et al. 2022, Wagner et

al. 2011). Toutefois, la plupart de ces études s'intéressent à l'effet d'une seule éclaircie sur un terme assez court (quelques années). Ainsi, même si leurs conclusions convergent vers une amélioration du bilan hydrique des peuplements éclaircis, il est indispensable de changer d'échelle de temps en s'intéressant à l'effet d'une succession d'éclaircies, c'est-à-dire d'un itinéraire sylvicole. En effet, les itinéraires peuvent conduire à des « formes » d'arbres et à des équilibres fonctionnels (allométries) différents, qui pourraient impacter les flux élémentaires d'eau, et *in fine* les caractéristiques des épisodes de sécheresse.

2.2. Approche et objectifs

Généraliser ces études pour préconiser des itinéraires sylvicoles ne peut se faire sans prendre en compte les processus sous-jacents et les interactions complexes entre couvert et microclimat (Sohn et al. 2016, Aussenac 2000) et sans changer d'échelle de temps. Pour cela, le recours à la modélisation est indispensable (Brière 2022, Olivar et al. 2014, Elkin et al. 2015), mais peut nécessiter d'élargir la gamme de validité de certaines fonctions, en particulier pour simuler des itinéraires sylvicoles à très faible densité (Brière 2022). C'est pourquoi, le projet propose de s'appuyer sur des réseaux qui expérimentent sur le long terme une gamme très large d'itinéraires sylvicoles modulant la compétition (Seynave et al. 2018), pour étudier leurs effets sur la sécheresse édaphique en peuplements réguliers, pour des essences à phénologie contrastée, décidues et sempervirentes, dans différents contextes pédoclimatiques, en combinant une approche expérimentale et une approche par modélisation.

Les réseaux du Groupement d'Intérêt Scientifique Coopérative de données sur la croissance des peuplements forestiers (GIS Coop, <https://www6.inrae.fr/giscoop>) ont la particularité d'expérimenter, dans différents systèmes sylvicoles, des itinéraires d'évolution de la densité du peuplement au cours de sa vie, dans une gamme très large de densité, qui va de la concurrence maximale entre les arbres (auto-éclaircie) à la croissance hors concurrence, et pour de vastes gradients pédoclimatiques, en explorant des conditions en dehors des aires de production. À partir du début des années 2010, certains sites ont été instrumentés et équipés notamment d'une station météo (précipitations, température et humidité de l'air, rayonnement global, vitesse et direction du vent), et de capteurs d'humidité du sol installés à différentes profondeurs. Ce sont ces dispositifs qui ont servi de support à ce projet.

Le premier objectif de ce projet est de **quantifier l'évolution saisonnière et interannuelle des réserves relatives en eau du sol (REW, Relative Extractable Water) des dispositifs instrumentés, à partir de mesures *in situ* de teneur en eau**. Il est important de rappeler que ces instrumentations ne renseignent qu'une fraction du sol explorée par les racines des arbres, ce qui est insuffisant pour estimer le bilan hydrique et quantifier les déficits hydriques.

Un second objectif est d'**intégrer l'ensemble de la profondeur utile du sol pour quantifier le déficit hydrique**. Ceci nécessite l'acquisition ou l'identification 1/ des paramètres locaux de sol et de couvert permettant la mise en œuvre précise du modèle de bilan hydrique journalier Biljou© et 2/ la mise en forme des données météorologiques enregistrées à proximité des sites. La comparaison des déficits hydriques déterminés à partir des mesures *in situ* sur une fraction de sol et par modélisation sur l'ensemble du profil sera ensuite discutée.

Le troisième objectif est d'**analyser l'effet des itinéraires de densité de peuplement et des éclaircies associées sur la disponibilité en eau du sol**. Les caractéristiques des épisodes de sécheresse édaphique (date d'occurrence, durée et intensité) seront calculées à partir des courbes d'évolution de la REW obtenues précédemment. Il s'agira de discuter dans quels contextes pédoclimatiques et types

fonctionnels (sempervirent, décidu) la diminution de la densité et donc théoriquement de l'indice foliaire du peuplement permet d'atténuer voire d'éviter la sécheresse édaphique.

3. Bilan des activités : fonctionnement du comité de suivi, intérêt de la collaboration (plus-value, difficultés rencontrées...), déroulement des étapes de travail...

3.1. Les contributeurs

Au total 19 personnes ont contribué à ce projet dont 3 personnes en CDD. Pour coordonner ce groupe, un projet a été ouvert sur l'application RESANA qui a permis de partager tous les documents (protocoles, données, résultats d'analyses...) et d'organiser les réunions. Les informations, y compris les données, y étaient partagées avec l'ensemble des contributeurs.

Trois réunions de suivi ont été organisées avec l'ensemble des contributeurs, les 7 juillet 2023, 31 janvier 2024 et 4 février 2025. Deux formations ont eu lieu pour former les opérateurs à l'utilisation de l'analyseur de couvert LAI 2000 (Li-Cor, Nebraska, USA) et à l'utilisation du logiciel dédié au traitement de ses données FV-20200 (Li-Cor, Nebraska, USA) pour le calcul et l'extraction du LAI. En plus des comités de suivi, de nombreuses réunions de travail ont eu lieu en groupe plus restreint et selon les besoins : planification et organisation des campagnes de terrain, choix méthodologiques, recrutement des CDD, analyses de résultats.

Ce groupe était composé des responsables scientifiques et techniques des sites expérimentaux supports de ce projet et des bases de données associées, des animateurs des groupes opérationnels gestionnaires des réseaux expérimentaux dont sont issus les sites expérimentaux et des experts en expérimentation, modélisation, sylviculture (principalement des membres du GIS Coop), mais également des experts en écologie, bilan hydrique, microclimat et pédologie. Ce groupe important a été mobilisé sur toute la durée du projet, ce qui a permis un échange entre experts et expérimentateurs/sylviculteurs à toutes les étapes, depuis la conception des protocoles jusqu'à l'analyse des résultats et la rédaction de ce rapport.

3.2. Déroulement du projet

Un travail conséquent de collecte de données a été réalisé tout au long du projet. Quatre campagnes de collectes de données ont été organisées spécifiquement pour ce projet :

- Avril à novembre 2023 : prélèvements des échantillons de sol
- Juin à août 2023 : mesure des LAI avec le LAI 2000
- Juin à août 2024 : mesure des LAI avec le LAI 2000
- Décembre 2023 à janvier 2024 : mesure des LAI selon la méthode des aiguilles sur les sites Chênes.

S'ajoute à ces campagnes la collecte des données issues des capteurs, données météorologiques et d'humidité du sol, qui est faite 2 fois par an lors des visites d'entretien.

L'acquisition des données étant progressive sur toute la durée du projet, des scripts pour la gestion des données ont été développés en août et septembre 2023. Ces scripts permettent 1/de compiler et de faire les premières vérifications des données issues des capteurs afin de mettre à jour la base de données à chaque nouvelle collecte et 2/ de faire l'exportation des données brutes et le calcul des LAI. Concernant les données collectées spécifiquement pour le projet, à chaque étape, les données ont été compilées et vérifiées et une analyse préliminaire a été faite.

En termes de traitement et d'analyse de données, les principales étapes ont été la définition des équations de calibration (août-septembre 2023), la détermination des points de flétrissement

permanent et des capacités au champ sur les courbes d'humidité volumique par la méthode des paliers et leur comparaison avec les données issues d'analyses en laboratoire (courbes pF-humidité) (octobre-décembre 2024), la création des fichiers de données d'entrée de Biljou© pour chaque placette (2024-2025), la réalisation des simulations (juin-août 2025) et enfin le traitement, les discussions autour des résultats et la rédaction du rapport (août 2025 - janvier 2026).

Deux ingénieurs contractuels ont été recrutés. Aurélien Forler, recruté en début de projet, a principalement contribué à la définition des protocoles, la coordination des campagnes de terrain et la collecte des données spécifiques ainsi qu'au développement de scripts de gestion de données et à l'élaboration des équations de calibration. Arivoara Rabarijaona a été recruté en fin de projet pour réaliser les simulations avec Biljou© et l'analyse des résultats.

3.3. Principales difficultés rencontrées

Deux difficultés de nature très différentes ont impacté le déroulement du projet. La première était liée à l'ampleur du projet. Les étapes de collectes, d'organisation/structuration des données mais également de leur qualification avaient été sous estimées. L'étape de simulation a également été plus importante que celle initialement envisagée, notamment parce que le travail sur la construction des fichiers de paramètres d'entrées du modèle Biljou© a été davantage approfondi. Deux paramètres ont été plus particulièrement étudiés : la date de débourrement pour les décidus et les coefficients de drainage qui nous ont amenés à mobiliser des jeux de données supplémentaires (données issues des micro dendromètres et données de calibration des sondes). Nous avons également dû faire face à des données parfois divergentes comme par exemple les paramètres hydriques du sol, capacité au champ et point de flétrissement permanent, dont les valeurs obtenues selon différentes méthodes (laboratoire *versus in situ*) étaient parfois très différentes.

Pour ce projet, nous avions prévu le financement d'ingénieurs contractuels à deux étapes différentes. Or, pour le recrutement du second CDD (printemps 2024), nous n'avons eu que peu de candidats et leur profil ne correspondait pas totalement aux compétences que nous recherchions. C'est ajouté à cela des difficultés liées à la personne recrutée : un manque important d'autonomie et de compétences techniques ainsi que des problèmes relationnels. Finalement, malgré un encadrement renforcé, le travail réalisé par ce contractuel a dû être entièrement repris.

4. Description de la méthode de travail

4.1. Les sites expérimentaux

Les neuf sites expérimentaux en futaie régulière pure du GIS Coop sur lesquels un suivi en continu de l'humidité du sol est disponible depuis plusieurs années ont été retenus pour ce projet. Ces sites d'expérimentation de long terme sont installés depuis au moins 10 ans (30 ans pour les plus anciens), gérés selon des protocoles identiques et standardisés, équipés de stations météorologiques et de sondes d'humidité du sol depuis au moins 5 ans (11 ans pour le premier site équipé). Ces sites permettent d'étudier :

- Trois essences : Chêne sessile, Douglas et Pin maritime. Soit 1 feuillu et 2 résineux, ce qui implique une différence très forte en termes d'interception des pluies et donc de bilan hydrique. D'un point de vue résistance à de fortes sécheresses, le Chêne sessile et le Douglas sont plutôt moyennement résistants alors que le Pin maritime est très résistant (Lebourgeois 2025).
- Dans des contextes pédoclimatiques variés (figure 1, tableau 1) : les sites sont répartis le long d'un axe nord-est / sud-ouest. Sur le plan climatique, les températures moyennes annuelles sont comprises entre 8 et 15 °C et les précipitations annuelles entre 500 et 1300 mm. Le gradient climatique couvert par les sites Chênes est large : DARNEY est un site à la fois frais et humide alors que AGRE est chaud et sec. OPTMix et MONTRICHARD sont assez proches mais se différencient par leurs caractéristiques pédologiques : RU et profondeur d'enracinement sont plus faibles à OPTMiX (respectivement 100 cm et 60-100 mm contre 160 cm et 175 mm à MONTRICHARD). En termes de températures et précipitations moyennes annuelles, les 2 sites Douglas sont très proches mais le régime hydrique est différent : le bilan hydrique climatique sur la saison de végétation est plus favorable à COLETTES (- 150 mm) qu'à LA HOUVE (- 215 mm). Cette différence est encore accentuée par les caractéristiques pédologiques des 2 sites : le RUM est 2 fois plus forte à COLETTES (180 mm) qu'à LA HOUVE (85 mm). CASTILLONVILLE présente quant à lui un climat atlantique, différent des autres sites, marqué par des températures et des précipitations annuelles élevées. Sur ce site, la RUM est très variable selon la profondeur d'apparition de l'alias qui varie entre 80 et 150 cm.
- Sur plusieurs années météorologiquement contrastées (figure 2) : ainsi, les années 2018 à 2024 permettent de couvrir l'ensemble de la variabilité des bilans hydriques annuels de la période de référence 1991-2020. Pour chaque site, au moins une année fait partie des 25 % les plus sèches et une autre des 25 % les plus humides. Certaines années sont mêmes extrêmes comme 2024 à MONTRICHARD et 2022 à AGRE. Cependant, les bilans hydriques calculés par saison de végétation ne se répartissent pas tout au long du gradient. A l'exception de CASTILLONVILLE, ils sont soit parmi les 25 % les plus faibles, soit parmi les 25 % les plus élevés et au mieux une seule année présente une valeur intermédiaire : 2021 ou 2023 selon les sites. Si ce constat illustre bien les conséquences des changements climatiques, il pourra poser quelques difficultés lors des analyses.

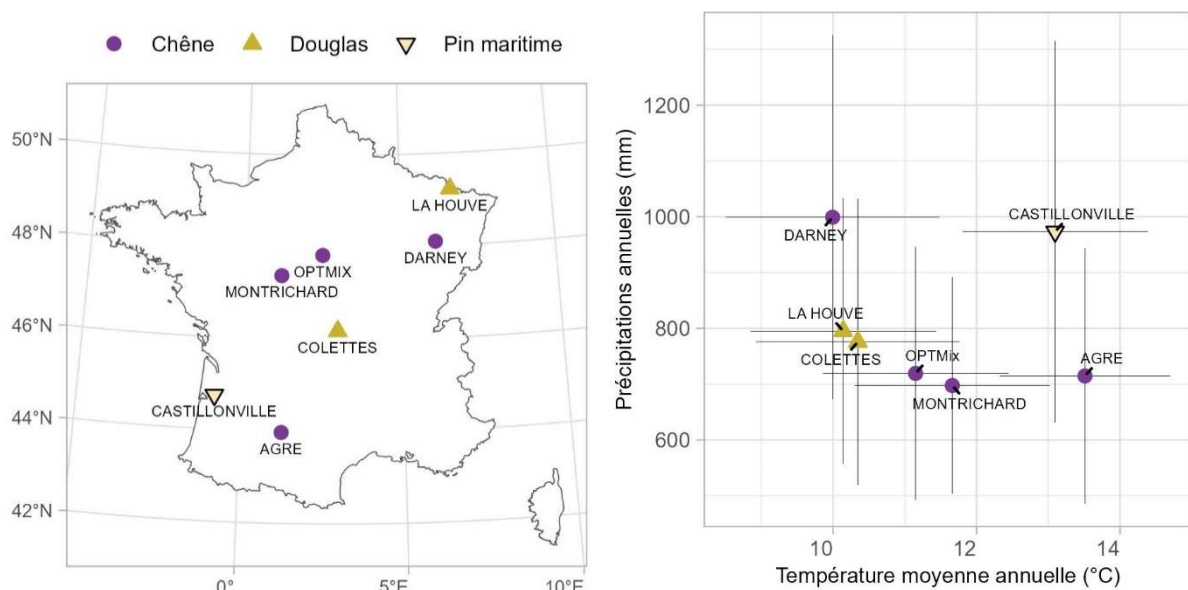


Figure 1 : localisation des sites expérimentaux. À droite, position des sites sur les gradients de température moyenne et de précipitations cumulées annuelles. Les points représentent les valeurs moyennes sur la période 1991-2020 issues du modèle safran et les traits verticaux et horizontaux la variabilité des valeurs annuelles.

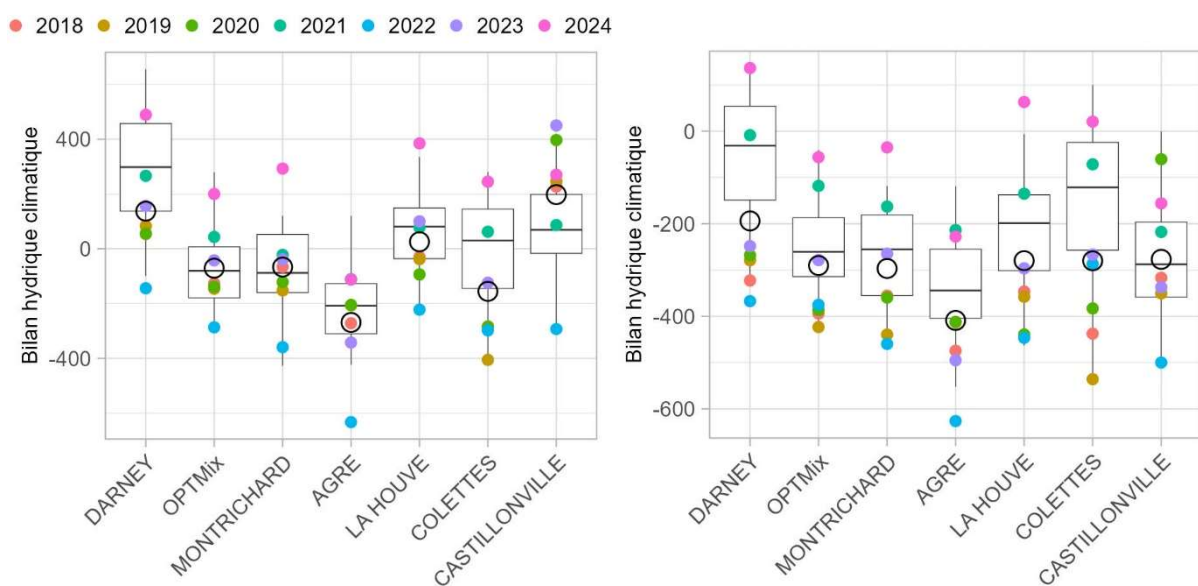


Figure 2 : caractéristiques des années étudiées, 2018 à 2024, par rapport au climat moyen de la période 1991-2020. Le bilan hydrique climatique (différence entre les précipitations et l'évapotranspiration potentielle) est calculé à partir des données journalières du modèle safran sur l'année (figure de gauche) et sur la saison de végétation (d'avril à septembre inclus, figure de droite). Les boîtes à moustaches représentent la distribution des valeurs de bilan hydrique climatique sur la période 1991-2020 et les points de couleur et le cercle noir représentent respectivement les valeurs pour les années 2018 à 2024 et la moyenne 2018-2024.

Sur chaque site, au moins deux placettes suivant des itinéraires de densité de peuplement différents sont équipées de capteurs ce qui permet de comparer, sur un même site, les niveaux de sécheresse édaphique atteints dans des peuplements de densité différente (tableau 2). La gamme des itinéraires de densité est très large et couvre les extrêmes (tableau 3) : des peuplements sans intervention sylvicole où la densité est maximale aux peuplements très clairs où la concurrence au moins aérienne entre les arbres est nulle. Ces itinéraires de densité étant définis par essence selon des critères quantitatifs différents et en tenant compte des spécificités des essences, nous les avons regroupés en 5 catégories :

- TF : densité très forte. Il s'agit de placettes témoin dans lesquelles aucune intervention sylvicole n'est réalisée. Sur ces placettes, la densité des peuplements est proche de la densité maximale (stade de l'autoéclaircie, Reineke 1933) ;
- F : densité forte. Sur ces placettes, les densités sont assez fortes, i.e. supérieures aux préconisations sylvicoles ;
- M : densité moyenne. Ces sont les placettes, sur lesquelles la densité objective se rapproche le plus des préconisations sylvicoles ;
- f : densité faible. Les peuplements sont clairs : le couvert n'est pas fermé et la compétition entre les arbres très réduite. La densité est en dessous des préconisations ;
- tf : densité très faible. Sur ces placettes, l'objectif est de mettre les arbres en situation de non concurrence : le couvert est ouvert et les houppiers des arbres ne se touchent pas.

L'installation des capteurs ayant été initiée par des projets différents selon les sites, les protocoles sont différents (tableau 2). En particulier différent :

- Le nombre de répétitions par placette : 3 fosses ont été équipées de sondes d'humidité sauf sur le site Pin maritime où 4 fosses ont été équipées ;
- Les profondeurs d'installation des sondes d'humidité : 2 ou 3 selon les sites ;
- Les capteurs utilisés : 5 sites sont équipés de sondes GS1 (Decagon Devices Inc.) et 2 sites sont équipés de sondes CS650 et CS616 (Campbell Scientific®).

Sites	Type de sol	Prof. enracinement (cm)	Texture dominante	RU (mm)	T (°C)	P (mm)	BH (mm)	BHsv (mm)
DARNEY	Redoxisol - Neoluvisol	130	Limon sur argile	160	10.0 11.1	1 000 925	295 135	-60 -195
OPTMix	Planosol	90 à 110	Sable sur argile	60 à 100	11.2 12.1	720 736	-70 -70	-260 -290
MONTRICHARD	Redoxisol - Neoluvisol	160	Limon sur argile	175	11.7 12.7	700 715	-75 -65	-270 -295
AGRE	Luvisol - Redoxisol	160	Limon sur argile	195	13.5 14.4	715 695	-210 -270	-320 -410
LA HOUVE	Podzosol	100	Sable	85	10.1 10.9	795 830	44 25	-215 -280
COLETTES	Alocrisol	150	Sable argileux	180	10.3 11.3	775 725	-5 -155	-150 -280
CASTILLONVILLE	Podzosol	80 à 150	Sable	70 à 130	13.1 14.1	975 1 115	75 200	-270 -275

Tableau 1 : caractéristiques pédologiques et climatiques sites. Le type de sol est donné selon le référentiel pédologique 2008, la profondeur d'enracinement correspond à la profondeur observée, la texture dominante est indiquée selon le triangle des textures de Jamagne et le réservoir en eau utilisable (RU) est calculée sur l'épaisseur de sol prospectée par les racines. La température moyenne annuelle (T), les précipitations cumulées annuelles (P) et les bilans hydriques climatiques annuels (BH = P – ETP) et sur la saison de végétation (BHsv) sont les moyennes sur la période de référence 1991-2020 (1^{ère} valeur) et sur la période étudiée 2018-2024 (2^{ème} valeur). Les données climatiques utilisées sont les données SAFRAN.

Essence	Sites	Installation site / sondes	Age installation	Nb. placettes	Itinéraires de densité	Nb. fosses	Profondeurs
Chêne sessile	DARNEY	2010 / 2018	24	3	TF / M / f	3	15 / 55
	OPTMIX O12	2011 / 2015	75	2	F / M	3	20 / 40 / 60
	OPTMIX O214	2011 / 2015	67				
	OPTMIX O593	2013 / 2016	68				
	MONTRICHARD	1995 / 2018	11	3	TF / M / tf	3	15 / 55
	AGRE	2012 / 2019	25	3	TF / M / f	3	15 / 55
Douglas	LA HOUE	1996 / 2019	9	3	M (*2) / f	3	20 / 50
	COLETTES	2001 / 2019	18	3	TF / M / f	3	20 / 50
Pin maritime	CASTILLONVILLE	1995 / 2014	1	6	F / M / f / tf	4	25 / 45 / 60 ou 70

Tableau 2 : caractéristiques expérimentales des sites utilisés pour le projet. Le nombre de répétitions correspond au nombre de fosses qui ont été équipées de sondes de mesure de l'humidité du sol. Les profondeurs sont les profondeurs auxquelles les sondes ont été installées.

Sites	Année mesure	Age	H0 (m)	N (par ha)	G (m ² /ha)	Date éclaircie	Intensité éclaircie	Suppression du sous-étage
DARNEY	2018	32	16	1 632	25	-	-	-
				754	16	2019/01	22	2023/02
				231	9	2019/01	25	-
OPTMIX O12	2017	81	21	499	22	-	-	-
				294	13			
OPTMIX O214	2017	74	19	603	20	-	-	-
				279	13			
OPTMIX O593	2017	72	22	424	22	-	-	-
				191	13			
MONTRICHARD	2015	31	13	4 353	26	-	-	-
				919	12	2020/02	22	2020/07
				87	4	2020/02	19	2020/07
AGRE	2016	29	13	2 081	18	-	-	-
				1 216	12	2021/03	28	-
				374	6	2021/03	33	2021/06
LA HOUE	2018	31	24	499	28	-	-	-
				347	27			
				176	18			
COLETTES	2016	33	26	975	55	-	-	-
				412	33			
				191	28			
CASTILLONVILLE	2023	29	23	694	46	2020/03		-
				500	36	2020/03 et 2023/02		-
				382	42	-		-
				292	34	-		-
				205	32	-		-
				194	21	2020/03		-

Tableau 3 : caractéristiques dendrométriques des sites. Les données âge, hauteur dominante (H0), nombre de tiges (N) et surface terrière (G) sont celles de la dernière mesure avant l'installation des sondes. Les informations sur les interventions sylvicoles (éclaircies et autres) ne sont données que pour celles qui ont eu lieu après l'installation des sondes. L'intensité de l'éclaircie est donnée en pourcentage de surface terrière enlevé.

4.2. Démarche

4.2.1 OBJECTIF 1 : Quantifier l'évolution saisonnière et interannuelle des réserves relatives en eau du sol (REW, *Relative Extractable Water*) à partir des mesures in situ

Pour répondre à cet objectif, nous avons utilisé les données issues des sondes de mesure de l'humidité du sol installées sur les sites expérimentaux. Ces sondes fournissent un signal analogique qu'il faut convertir en teneur en eau volumique (Hv) puis en teneur en eau relative (REW) (figure 3).

Pour passer du signal brut à l'humidité volumique, il est possible soit d'utiliser l'équation fournie par le constructeur, soit d'établir ses propres équations afin de tenir compte des caractéristiques des sols instrumentés. Pour construire ces équations, des étalonnages ont été réalisés en laboratoire. Elles sont décrites en **annexe 1** ainsi que les jeux de données obtenues.

Pour passer de l'humidité volumique à la teneur en eau relative, il faut déterminer deux humidités caractéristiques : l'humidité à la capacité au champs et l'humidité au point de flétrissement permanent. Ces valeurs sont déterminées sur les courbes d'humidité volumiques obtenues à l'étape précédente par la méthode dite des paliers (**annexe 1**).

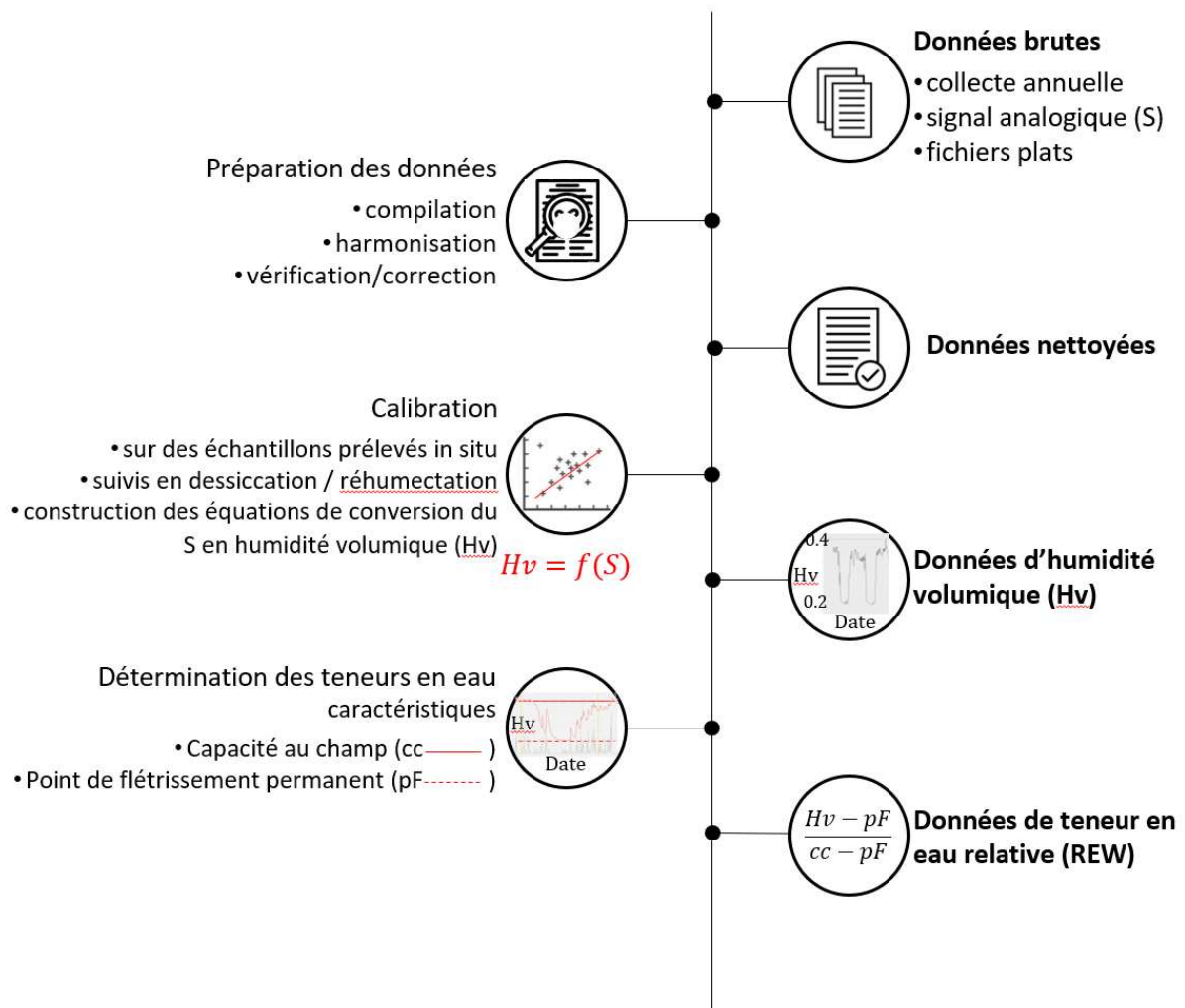


Figure 3 : schéma synthétique de la méthodologie mise en œuvre pour quantifier les teneurs en eau relatives journalières.

4.2.2 OBJECTIF 2 : Quantifier le déficit hydrique à l'aide du modèle de bilan hydrique journalier Biljou©

Biljou© est un modèle de bilan hydrique forestier (Granier et *al.* 1999). Il s'agit d'un modèle itératif composé d'un ensemble d'équations qui calculent les principaux flux d'eau échangés dans un écosystème forestier : la transpiration des arbres et sa régulation, l'interception des pluies par le couvert arboré et l'évaporation du sol et de la strate herbacée, le drainage. Biljou© fonctionne au pas de temps journalier. Il calcule les flux d'eau élémentaires entrants et sortants de l'écosystème (transpiration, évaporation du sol, drainage, interception des précipitations) de peuplements réels, sous conditions climatiques observées et calcule ensuite l'évolution quotidienne du contenu en eau du sol (REW).

Pour cela les données d'entrées et des paramètres relatifs au peuplement et au sol doivent être fournis :

- Des variables climatiques journalières : température moyenne de l'air, précipitations, vitesse du vent à 2 mètres, humidité de l'air ou déficit de saturation de l'air, rayonnement global. Elles sont nécessaires au calcul par Biljou© de l'ETP selon la formule de Penman dans le cadre de ce projet. Les données météorologiques utilisées sont celles issues des stations météo installées à proximité des sites expérimentaux ;
- Des paramètres du peuplement étudié : son type fonctionnel (sempervirent ou décidu) est le premier paramètre, qui détermine le choix des fonctions (transpiration, interception, évaporation) impliquant la phénologie du couvert. L'indice foliaire maximal du couvert et les dates de débourrement et de chute des feuilles (pour les espèces décidues uniquement) qui influencent l'interception des précipitations, le rayonnement transmis au sol et à la strate herbacée et la transpiration du couvert. Le LAI n'est pas mesuré en routine sur les sites expérimentaux. Il a donc été mesuré pour ce projet en 2023 et en 2024 ;
- Des paramètres hydriques et physiques du sol : choix d'un nombre de couches de sol, et pour chacune d'elles : épaisseur, réservoir en eau utilisable, densité apparente, humidité pondérale au point de flétrissement permanent et proportion de racines. Ces paramètres interviennent en outre dans les calculs de régulation de la transpiration, du drainage à la sortie de chacune des couches et de la distribution de l'absorption racinaire au sein du profil de sol. Ces paramètres ont été déterminés à partir des descriptions pédologiques disponibles pour chaque site.

En sortie, le modèle Biljou© calcule les flux hydriques journaliers : transpiration des arbres, évapotranspiration réelle, drainage et réserve en eau du sol.

Pour réaliser les simulations sur les 7 sites expérimentaux, plusieurs étapes ont été nécessaires. Elles sont représentées sur la figure 4. Chaque paramètre pouvant fortement influencer les flux modélisés, l'étape de paramétrage est importante. Nous avons porté une attention particulière à la détermination de 4 paramètres :

- La date de débourrement, qui n'est pas observée sur les sites expérimentaux ;
- Le réservoir en eau utilisable, qui peut être déterminé selon plusieurs méthodes avec des résultats parfois très différents ;
- Le drainage, paramètre souvent conservé à sa valeur par défaut car difficile à déterminer ;
- La distribution verticale des racines fines, non décrite sur les profils pédologiques qui a dû être estimée à partir de différents indicateurs.

Un jeu de paramètres est une combinaison de ces 4 paramètres. Au total, **32 et 11 jeux de paramètres** par placette, respectivement de Chênes et de Douglas/Pin maritime, ont été construits et autant de simulations réalisées.

Pour simuler les flux d'eau entrant et sortant, il est indispensable de considérer toute la partie du sol contenant les systèmes racinaires. En effet, les couches qui composent un profil ne fonctionnent pas de manière indépendante. En particulier, les prélèvements d'eau par les racines ont lieu dans toutes les couches, proportionnellement à la densité de racines. Toutes les simulations réalisées avec le modèle Biljou© considèrent donc l'ensemble du profil enraciné. Les caractéristiques de toutes les couches, qu'elles soient ou non instrumentées, sont fournies en entrée du modèle et, en sortie, on dispose des REW journalières de chacune des couches.

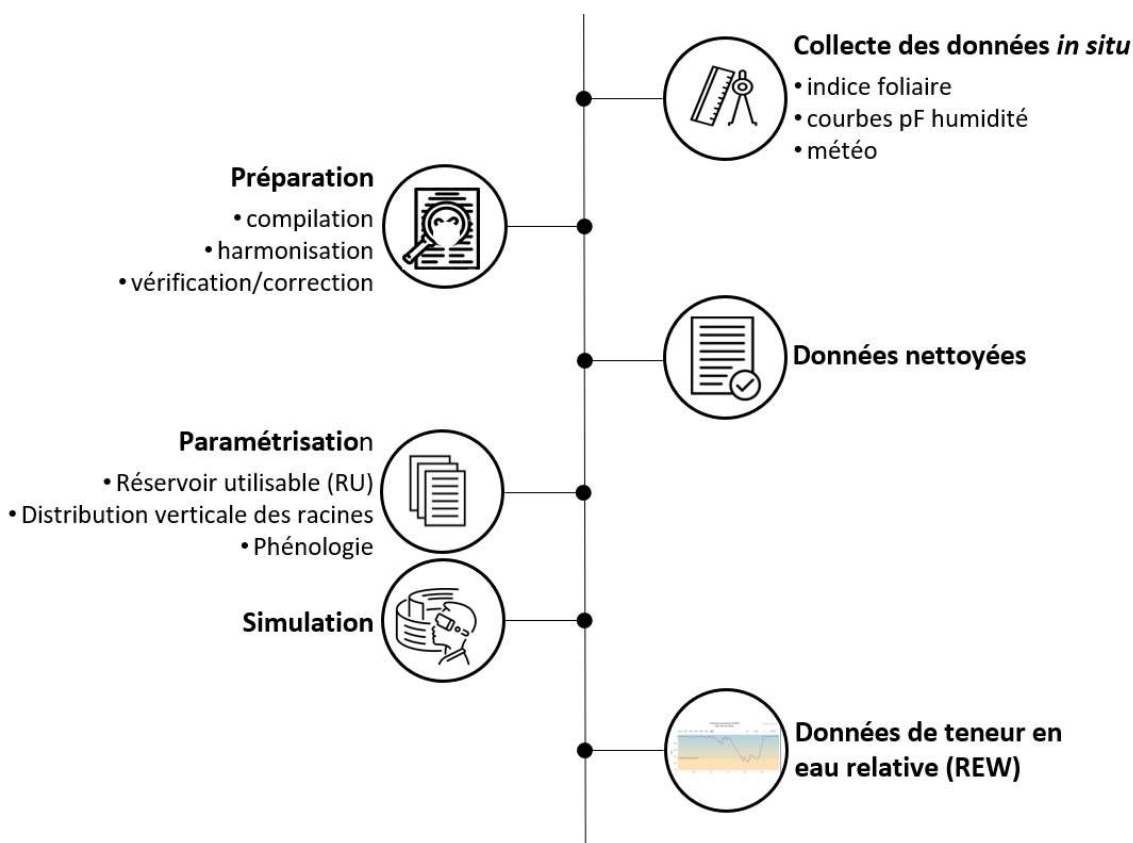


Figure 4 : schéma synthétique de la méthodologie mise en œuvre pour simuler les teneurs en eau journalière à l'aide du modèle de bilan hydrique journalier Biljou©.

4.2.3 OBJECTIF 3 : Analyser l'effet de la densité sur la disponibilité en eau du sol

À ce stade de l'analyse on dispose, pour chaque placette, des REW journalières mesurées aux différentes profondeurs instrumentées (2 ou 3 selon les sites) et des REW journalières simulées pour chaque couche composant la partie du sol explorée par les racines.

Pour analyser l'effet de la densité des peuplements sur le déficit hydrique des sols, nous avons calculé la teneur en eau relative du sol. Nous avons considéré d'une part le profil enraciné (soit 3 ou 4 couches selon les sites), c'est-à-dire celui qui doit être considéré pour établir un bilan hydrique et quantifier les déficits hydriques, et, d'autre part le profil instrumenté, composé uniquement des premières couches équipées d'une sonde de mesure de l'humidité du sol (soit 2 ou 3 couches selon les sites), qui permet de caractériser l'état hydrique de la fraction instrumentée du profil (figure 5). Ainsi, on fait donc l'hypothèse que les données issues des sondes sont bien représentatives de l'ensemble de la couche lui correspondant quelle que soit son épaisseur.

Le modèle Biljou© propose, en plus du calcul des flux d'eau et de la REW, le calcul de 3 indicateurs annuels qui permettent de caractériser les épisodes de sécheresse : le début, la durée et l'intensité de la sécheresse. Un peuplement étant considéré comme soumis à déficit hydrique lorsque le contenu en eau relative du sol (REW) est inférieur à 0,4, le début est le jour julien de franchissement du seuil de REW égal à 0,4, la durée est le nombre de jours pendant lesquels REW est inférieur à 0,4 et l'intensité intègre à la fois la durée et l'intensité du déficit en eau du sol par rapport à ce seuil de 0,4. Ces indicateurs sont calculés par année pour chaque placette.

La démarche mise en place pour sélectionner le jeu de paramètres consiste à comparer les indicateurs partiels prédits par Biljou© aux indicateurs partiels mesurés. Compte tenu des fortes interactions entre les paramètres, nous n'avons pas pu faire une sélection pas à pas. Nous avons donc choisi de retenir pour chaque site, le jeu de paramètres qui minimise l'écart et maximise les corrélations entre les mesures et les simulations.

In fine, pour chaque placette et chaque année, nous avons 3 estimations des différents indicateurs de sécheresse : sur le profil instrumenté, les indicateurs mesurés et les indicateurs partiels simulés et, sur le profil enraciné, les indicateurs simulés. L'analyse des effets de la densité du peuplement sur ces indicateurs a été menée parallèlement sur ces 3 estimations.

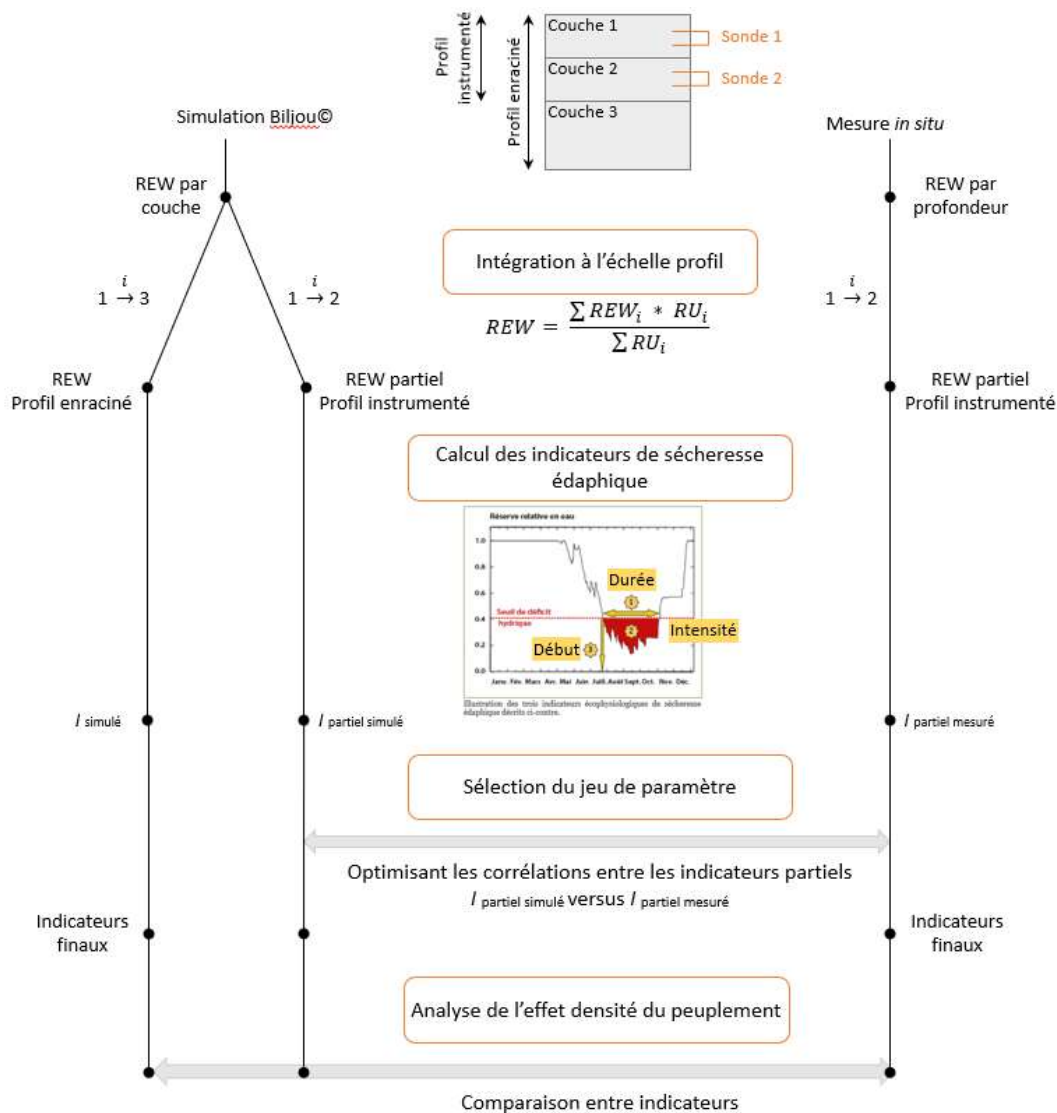


Figure 5 : schéma synthétique de la méthodologie mise en œuvre pour analyser l'effet de la densité du peuplement sur la disponibilité en eau du sol.

4.3. Les données collectées

4.3.1 Les indices foliaires

L'indice foliaire constitue un paramètre clé de la phénologie des couverts, qui détermine l'intensité des échanges de flux et d'énergie à l'interface couvert / atmosphère. Les indices foliaires maximaux ont été mesurés pendant la période du projet en 2023 et 2024 avec des analyseurs de couvert LAI-2000 (Li-Cor, Lincoln, Nebraska, US). Le protocole de mesure a été établi avec Nathalie Bréda (annexe 3). Deux modes opératoires ont été utilisés selon la disponibilité des équipements et des opérateurs : 1/ avec un analyseur seul, utilisé à la fois en référence et sous couvert, en mesures décalées dans le temps, exclusivement par temps clair et interpolation des références ; 2/ avec deux capteurs inter-calibrés, et mesures simultanées en référence et sous couvert. Toutes les mesures ont été réalisées avec un masque de 270° (cache 1/4 ouvert) afin d'éliminer les effets de bordures et bandes tampon entre traitements sylvicoles. Ainsi, sur chaque placette, des mesures ont été acquises en se positionnant sur les limites (angles et milieu des côtés) et au centre de chaque placette pour caractériser la surface foliaire à l'échelle de la placette. En complément, des mesures ont été faites à l'aplomb de chaque fosse instrumentée pour identifier d'éventuelles variations au sein du peuplement qui pourraient impacter les mesures d'humidité du sol (en particulier l'interception des précipitations). Afin de réaliser ces mesures, les opérateurs ont bénéficié d'une formation dispensée par Nathalie Bréda à la fois pour la prise de mesures sur le terrain et pour le calcul du LAI à l'aide du logiciel FV2200. Les conditions météorologiques de 2024, très pluvieuses, n'étaient pas propices aux mesures de LAI (temps clair et stable requis). Ainsi tous les sites n'ont pas pu être remesurés : les sites d'AGRE et de COLETTES éloignés de nos lieux de travail n'ont pas été remesurés en 2024.

Les figures ci-dessous présentent les valeurs de LAI calculées. Elles sont comprises entre 1 et 8. Les LAI les plus faibles sont ceux mesurés sur le dispositif de CASTILLONVILLE, ce qui est cohérent dans la mesure où le Pin maritime est une essence présentant un houppier clair et où le sous-étage est très régulièrement broyé sur ce site. Les valeurs mesurées en 2024 sont systématiquement supérieures ou égales à celles mesurées en 2023, probablement en raison d'un arrière effet de sécheresse en 2022 et/ou de conditions climatiques plus favorables en 2024, sauf sur la placette à densité moyenne de MONTRICHARD où une éclaircie a été réalisée en février 2024 (figure 6).

On note que le plus souvent le LAI calculé pour la placette est similaire à ceux calculés pour chaque emplacement des profils instrumentées (figure 6). Quand des différences sont observées, elles concernent une seule fosse : les plus marquées concernent les placettes à densité moyenne de AGRE, OPTMix 593 et MONTRICHARD, avec une différence de 2 points de LAI. A noter que, pour le site de DARNEY, les LAI sont plus faibles au niveau de toutes les fosses qu'à l'échelle de la placette, pour les placettes à densités moyenne et faible.

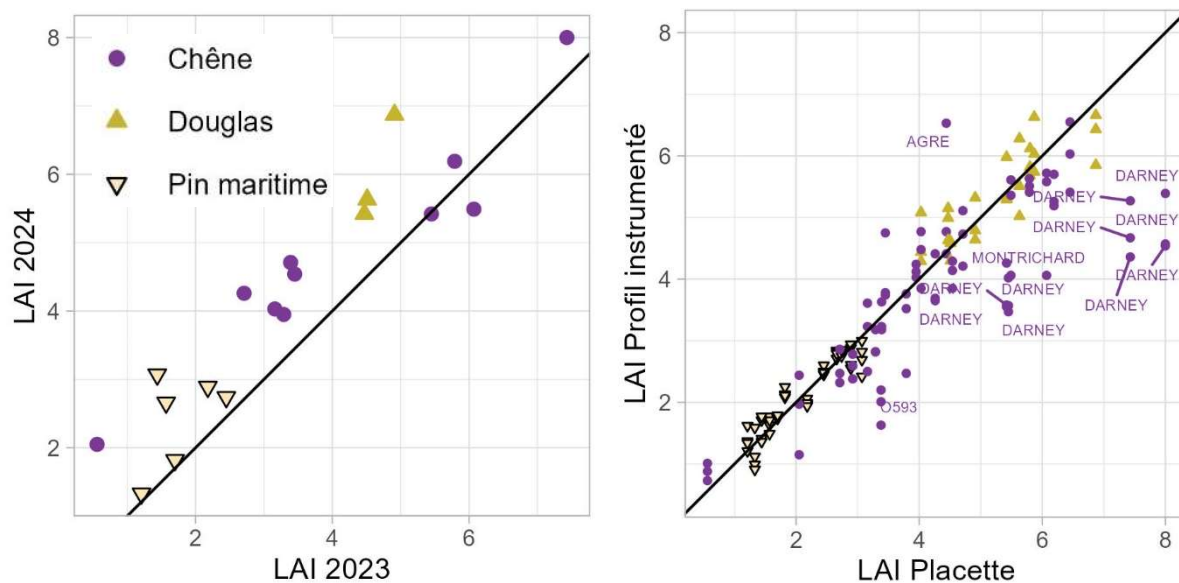


Figure 6 : variabilité du LAI entre années (à gauche) et variabilité locale (à droite).

Dans le modèle Biljou©, avec le type fonctionnel (sempervirent ou décidu), c'est le seul paramètre décrivant le peuplement qui est donné en entrée. Nous avons donc comparé les valeurs de LAI entre niveaux de densité (figure 7). Les comparaisons ont été réalisées séparément pour chaque site à l'aide de tests de Dunn avec correction de Holm. Seuls les traitements présents dans un site donné ont été comparés. Sur les sites où seuls 2 niveaux de densités proches sont expérimentés (F et M ou M et f), les LAI ne sont pas significativement différents entre les placettes. Sur les autres sites, les LAI diffèrent significativement entre les densités faibles (f et tf) et les densités moyenne à très forte, à l'exception des sites de DARNEY, uniquement en 2023, et de AGRE. Par contre, les différences entre les densités fortes (TF et F) et la densité moyenne (M) sont très variables selon les sites. AGRE est le seul site où on observe des LAI significativement plus élevés (6) en densité forte qu'en densité moyenne (4,5). À l'inverse, sur les sites de MONTRICHARD et de CASTILLONVILLE, mais uniquement en 2023, les LAI sont plus élevés en densité moyenne (respectivement 6 et 2) qu'en densité forte (respectivement 3,5 et 2,5). Le résultat est similaire pour le site de DARNEY (valeur de LAI en moyenne de 6 en densité forte contre 8 en densité moyenne) même si les différences ne sont pas significatives, probablement en raison de la forte variabilité des valeurs mesurées sur la placette à densité moyenne.

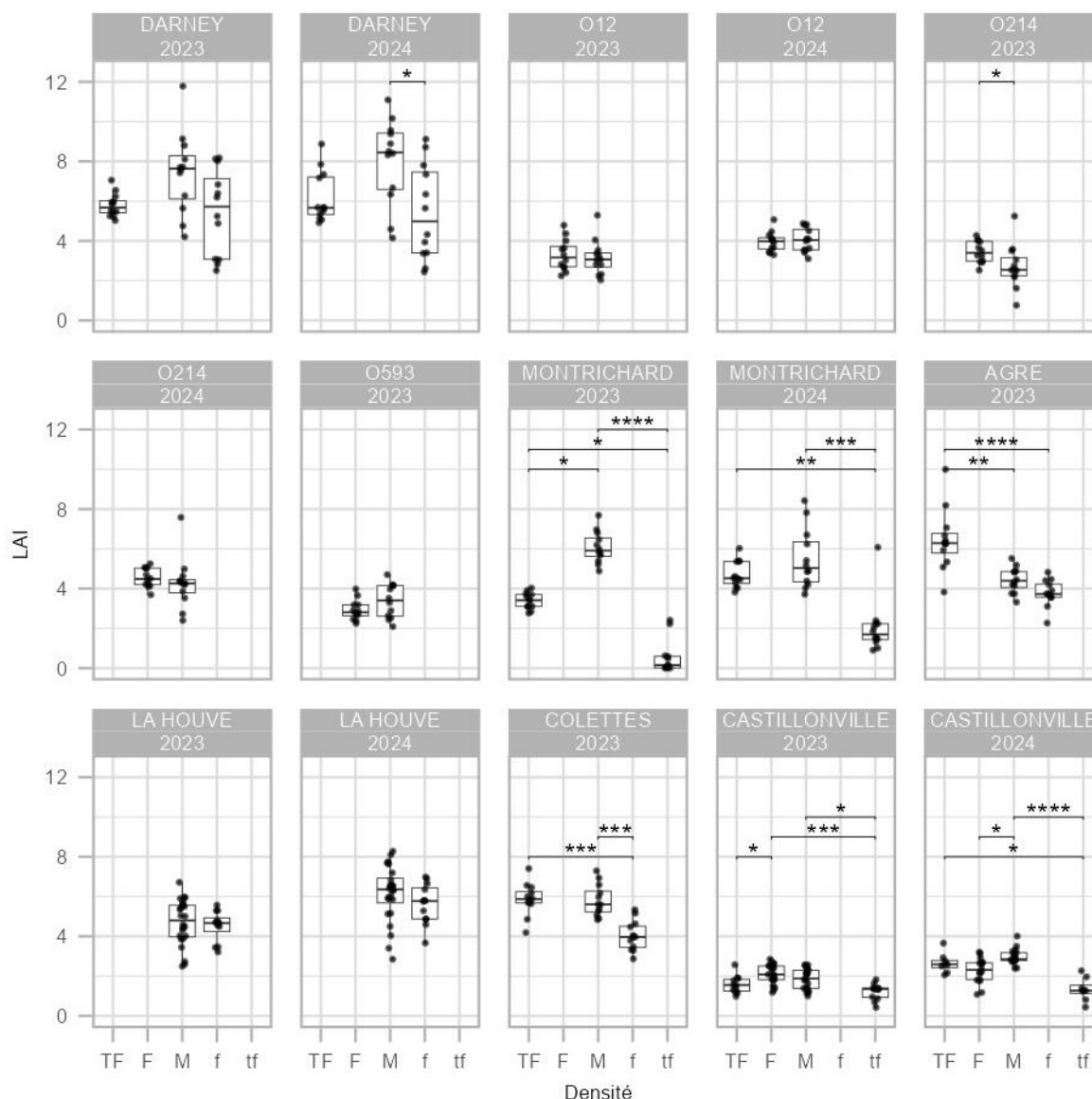


Figure 7 : variation du LAI en fonction de la densité du peuplement. Ne sont présentés que les sites pour lesquels la différence de LAI entre des placettes de densité différente est significative.

4.3.2 Les paramètres hydriques de sol

L'humidité à la capacité au champ (CC), qui correspond à la quantité d'eau contenue dans le sol à l'état ressuyé (c'est-à-dire lorsque l'eau libre présente dans la macroporosité s'est évacuée par drainage), et l'humidité au point de flétrissement permanent (pFp), qui correspond à l'eau très fortement liée aux particules du sol, pas ou très peu difficile à extraire par les racines des végétaux sont deux états caractéristiques importants. La différence entre ces deux valeurs représente l'eau utile. Ces grandeurs peuvent être mesurées en laboratoire par l'établissement d'une courbe de rétention qui est la relation entre le potentiel hydrique et l'humidité du sol. Cette courbe est variable selon la texture et la structure pour un volume de sol homogène. Par convention, les valeurs à pF 2 et 4,18 sont classiquement utilisées pour déterminer respectivement la capacité au champ et le point de flétrissement permanent.

Pour connaître plus précisément le Réservoir Utile (RU) sur chaque site, des prélèvements ont été faits sur chaque placette selon le protocole fourni en annexe 4 puis envoyés au laboratoire TERRA de l'université de Liège spécialisé dans ce type de mesures. Les prélèvements et les analyses ont pu être

réalisés grâce à une collaboration avec le projet RUFOR (financé par l'ADEME) et avec le laboratoire TERRA. Ces prélèvements sont délicats à réaliser car l'échantillon doit être le moins perturbé possible afin de conserver la structure du sol. Ils ont été réalisés par l'UMR SILVA (Joseph Levillain, ingénieur de recherche en pédologie forestière et Erwin Thirion, Technicien de Recherche).

Ces courbes de rétention ont été obtenues à partir des mesures de teneur en eau pondérale à 9 valeurs de pF (1, 1,6, 1,85, 2, 2,48, 3, 3,7 et 4,18). Ces mesures sont très similaires entre les 3 répétitions. Une répétition a néanmoins dû être supprimée du jeu de données car trop différente (site des COLETTES à 20 cm, non représentée dans la figure 8). On observe pour certains sites des différences entre placettes. Sur les sites de DARNEY SESSILE à 15 cm, MONTRICHARD à 55 cm et CASTILLONVILLE à 45 cm : les courbes sont décalées pour une des placettes (respectivement les placettes à faible densité, Très Forte densité et faible densité). Sur les sites de AGRE à 15 cm et DAYNEY SESSILE à 55 cm, les courbes présentent des pentes plus fortes pour les placettes à faible densité. Pour la suite des analyses, nous avons donc considéré les valeurs moyennes par site, par placette et par profondeur.

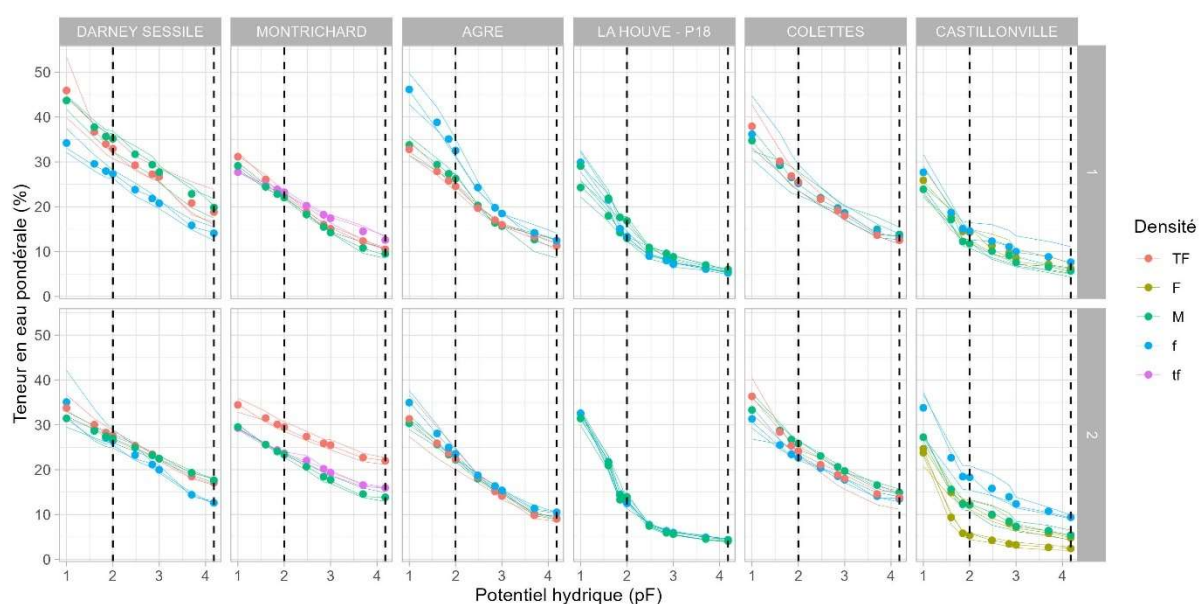


Figure 8 : courbes de rétention. Deux couches sont distinguées : la couche 1 correspond aux prélèvements entre 15 et 25 cm, et la couche 2 à tous les autres prélèvements, y compris les prélèvements réalisés à 70 cm de profondeur à CASTILLONVILLE. Les lignes représentent la courbe obtenue pour chaque répétition (3 par site, placette et profondeur). Les points représentent les valeurs moyennes par site et placette retenues pour la suite des analyses. Les traits en pointillés correspondent aux pF 2 et 4,18 qui sont classiquement utilisés pour déterminer respectivement la capacité au champ et le point de flétrissement permanent.

5. Présentation des résultats et discussion

5.1. OBJECTIF 1 : Quantifier l'évolution saisonnière et interannuelle des réserves relatives en eau du sol (REW, *Relative Extractable Water*) à partir des mesures in situ

5.1.1 Importance de la calibration

Différentes méthodes de calibration ont été mises en œuvre selon les sites. Pour le site d'OPTMix, une équation unique a été ajustée l'ensemble des sites et des profondeurs. Pour les autres sites, des équations ont été ajustées pour chaque profondeur instrumentée. Les équations établies sont toutes des équations polynomiales pouvant être d'ordre 1, 2 voire 3. Pour les sites de DARNEY et de LA HOUVE, il a été possible de ne retenir qu'une équation pour les 2 profondeurs. À CASTILLONVILLE, une seule équation a été retenue pour les profondeurs 45 et 70 cm.

Les performances des équations ajustées sont satisfaisantes (tableau 4) : les coefficients de corrélation (R^2) sont toujours supérieurs ou égaux à 0,9 sauf pour la profondeur 20 cm du site des COLETTES où il vaut 0,87 ; quant aux RMSE (*Root Mean Square Error*), ils sont toujours inférieurs à 0,05 sauf pour la profondeur 25 cm du site de CASTILLONVILLE où le RMSE est égal à 0,053. Le séchage à 105 °C de tous les échantillons calibrés a permis de corriger les valeurs de densité apparente et la conversion de l'humidité pondérale en humidité volumique. Par rapport aux équations préalablement établies (Forler 2022), ces corrections ont entraîné un changement des coefficients mais sans modification de la forme des équations, hormis pour les 2 profondeurs de MONTRICHARD. Enfin, un des objectifs était d'améliorer l'équation des calibrations pour le site des COLETTES en intégrant de nouvelles données de calibration. Cet objectif a été atteint pour la profondeur 50 cm, le RMSE passant de 0,042 à 0,035, mais pas pour la profondeur 20 cm.

Les équations obtenues se différencient des équations du constructeur quels que soient le site et le modèle de sonde (figure 9). Ces différences peuvent parfois sembler négligeables mais elles ont malgré tout un impact sur le calcul des humidités volumiques, sur- ou sous-estimées selon la gamme d'humidité (figure 10).

Site Profondeur	a	b(x)	c(x ²)	d(x ³)	R ²	RMSE
DARNEY	2,09	$-4,38 \cdot 10^{-3}$	$2,92 \cdot 10^{-6}$	$-5,68 \cdot 10^{-10}$	0,96	0,026
OPTMix	-0,75	$6,29 \cdot 10^{-2}$	$-9,02 \cdot 10^{-4}$	ns	0,97	0,014
MONTRICHARD 15	-0,12	$-2,71 \cdot 10^{-5}$	$1,54 \cdot 10^{-7}$	ns	0,90	0,035
MONTRICHARD 55	-0,95	$1,99 \cdot 10^{-3}$	$-1,42 \cdot 10^{-6}$	$3,83 \cdot 10^{-10}$	0,91	0,036
AGRE 15	0,17	$-4,92 \cdot 10^{-4}$	$3,25 \cdot 10^{-7}$	ns	0,94	0,022
AGRE 55	-3,38	$6,71 \cdot 10^{-3}$	$-4,48 \cdot 10^{-6}$	$1,04 \cdot 10^{-9}$	0,97	0,019
LA HOUVE	1,57	$-3,7 \cdot 10^{-3}$	$2,73 \cdot 10^{-6}$	$-5,85 \cdot 10^{-10}$	0,96	0,024
COLETTES 20	-0,48	$4,79 \cdot 10^{-4}$	ns	ns	0,87	0,044
COLETTES 50	-0,53	$4,97 \cdot 10^{-4}$	ns	ns	0,91	0,035
CASTILLONVILLE 25	0,04	1,5	-2	ns	0,99	0,053
CASTILLONVILLE 45 et 70	0,03	1,3	-1,6	ns	0,99	0,040 (45 cm) 0,029 (70 cm)

Tableau 4 : coefficients des équations reliant le signal des sondes à l'humidité volumique et indicateurs de performance : RMSE (*Root Mean Square Error*), R^2 (coefficient de corrélation).

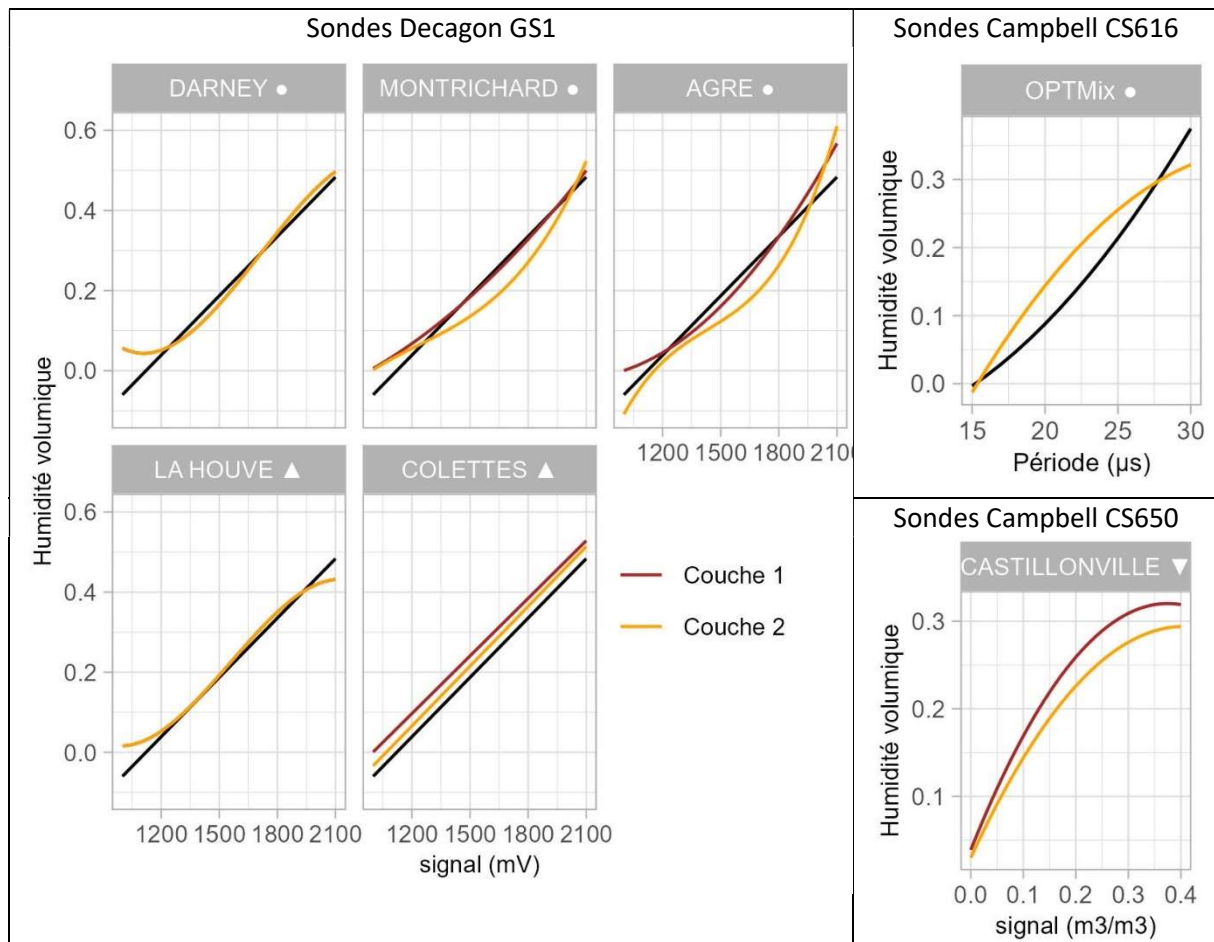


Figure 9 : équations de calibration des sondes de mesure de l'humidité du sol : en noir les équations des constructeurs et en couleur celles ajustées pour nos sites d'étude. Pour les sondes GS1, une équation de calibration est construite par site et par profondeur (couches 1 et 2). Pour les sondes CS650, 2 équations de calibration ont été établies : une pour la profondeur 25 cm (couche 1), et une pour les profondeurs 45 et 70 cm (couche 2). Pour les sondes CS616, une équation unique a été calibrée pour les 3 sites et les 3 profondeurs.

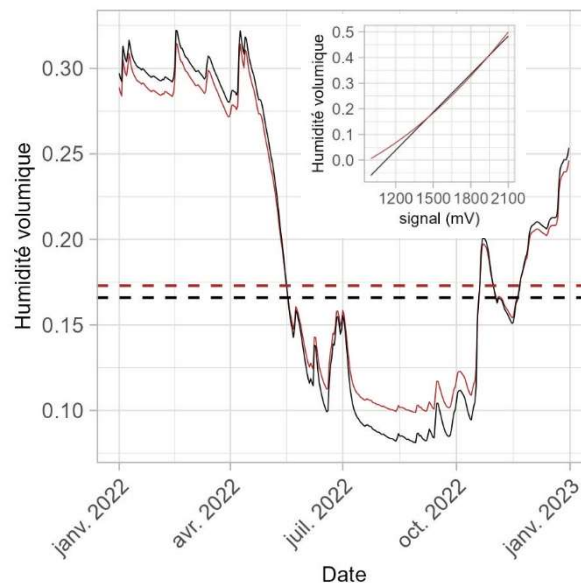


Figure 10 : humidités volumiques journalières estimées avec l'équation constructeur (noir) et avec l'équation spécifique (en rouge). Les traits pointillés horizontaux représentent les seuils 0,4 correspondant. L'encart rappelle les 2 équations de calibration. Exemple de la placette 2 de MONTRICHARD pour l'année 2022.

5.1.2 Détermination des teneurs en eau caractéristiques

Pour valider ces grandeurs, nous les avons comparées aux valeurs d'humidité volumique obtenues à pF2 et pF4.2 issues des courbes de rétention (figure 11). Concernant les humidités volumiques à la capacité au champ, les valeurs les plus élevées (CC1) sont très proches des valeurs à pF2 alors que les valeurs les plus faibles (CC2) sont inférieures d'environ 0,05. Le même écart est observé en moyenne entre les valeurs d'humidité volumique au point de flétrissement permanent déterminé par la méthode des paliers et l'humidité volumique à pF4,2, avec un écart d'autant plus important que les valeurs sont élevées sauf pour 3 points correspondant, pour les couches 1 et 2, aux 3 placettes du site des COLETTES. Cette différence plus marquée pour ce site peut s'expliquer par la charge en cailloux relativement importante qui peut influencer les valeurs de sondes et ne peut pas être prise en compte dans les mesures en laboratoire limitées à de petits volumes d'échantillons. Pour ce site, on a donc, pour le jeu de données palier, en plus retenu une seconde valeur d'humidité volumique au point de flétrissement, égale à la valeur à pF4.2.

Ces différences entre les 2 méthodes (palier et courbe de rétention) restent relativement faibles et n'invalident donc pas les valeurs obtenues par la méthode des paliers. Elles ne permettent pas non plus de choisir entre les 2 valeurs d'humidité volumique à la capacité au champ définies. En effet, les valeurs mesurées en laboratoire sont également à considérer avec précaution compte tenu du petit volume des échantillons analysés qui ne permet pas de prendre en compte la macroporosité, qui peut ne pas être représentative de la couche (même si pour limiter ce risque 3 répétitions ont été faites) et qui peut être, malgré le soin apporté au prélèvement, un peu perturbée. A contrario, la méthode des paliers, certes délicate à mettre en œuvre, repose sur des mesures intégrant un volume de sol plus important et non perturbé.

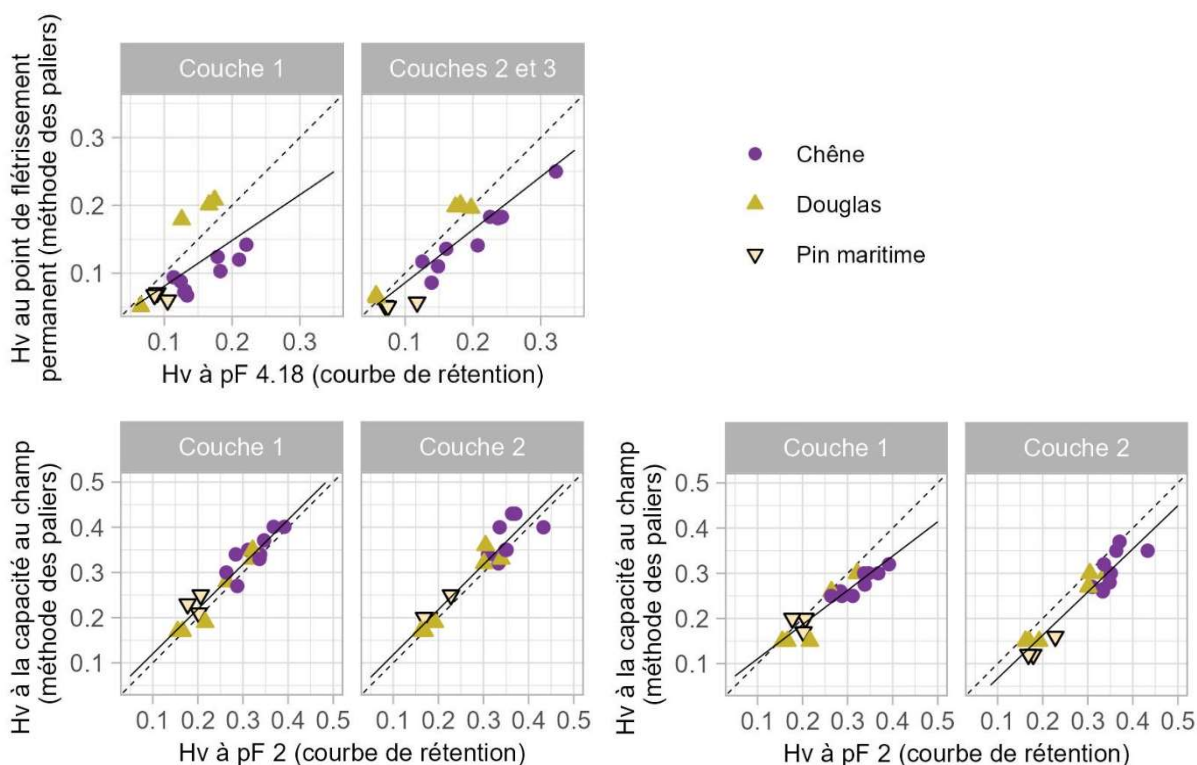


Figure 11 : Comparaison des humidités volumiques caractéristiques, mesurées en laboratoire et estimées par la méthode des paliers : en haut les humidités au point de flétrissement et en bas les humidités à la capacité au champ, avec CC1 (à gauche) et CC2 (à droite). En pointillé, la droite $y=x$ et en trait continu la droite de régression.

Les figures 12 et 13 représentent les différences entre les réservoirs en eau utilisables (RU), entre les REW et entre les indicateurs de sécheresse selon la valeur d'humidité volumique à la capacité au champ utilisée.

En termes de RU, la différence est forte (figure 12) : le RU calculé avec CC2 est de 15 à 35 % plus faible que celui calculé avec CC1. On constate également, pour certains sites, des différences entre placette importante (O214, O593, MONTRICHARD et LA HOUE).

Concernant l'humidité relative, on note que les différences sont surtout marquées pendant les périodes hivernales (figure 13) : avec CC1, les sols ne sont à la capacité au champ que sur de courtes périodes voire pas du tout sur certains sites et certains hivers (O12 et MONTRICHARD lors de l'hiver 2019-2020, AGRE et LA HOUE au cours de l'hiver 2022-2023). C'est aussi vrai lorsqu'on utilise CC2 pour le site des COLETTES (hiver 2022-2023). Cependant ces différences impactent relativement peu les indicateurs de sécheresse (figure 13). En utilisant CC2 les sécheresses sont un peu moins marquées : la sécheresse débute environ 10 jours plus tard, sa durée est plus courte de 0 à 25 jours pour les sécheresses les plus longues, de 150 jours, soit une diminution de 17 %, et son intensité est également diminuée d'environ 15 %. Par contre, la corrélation entre indicateurs est très forte.

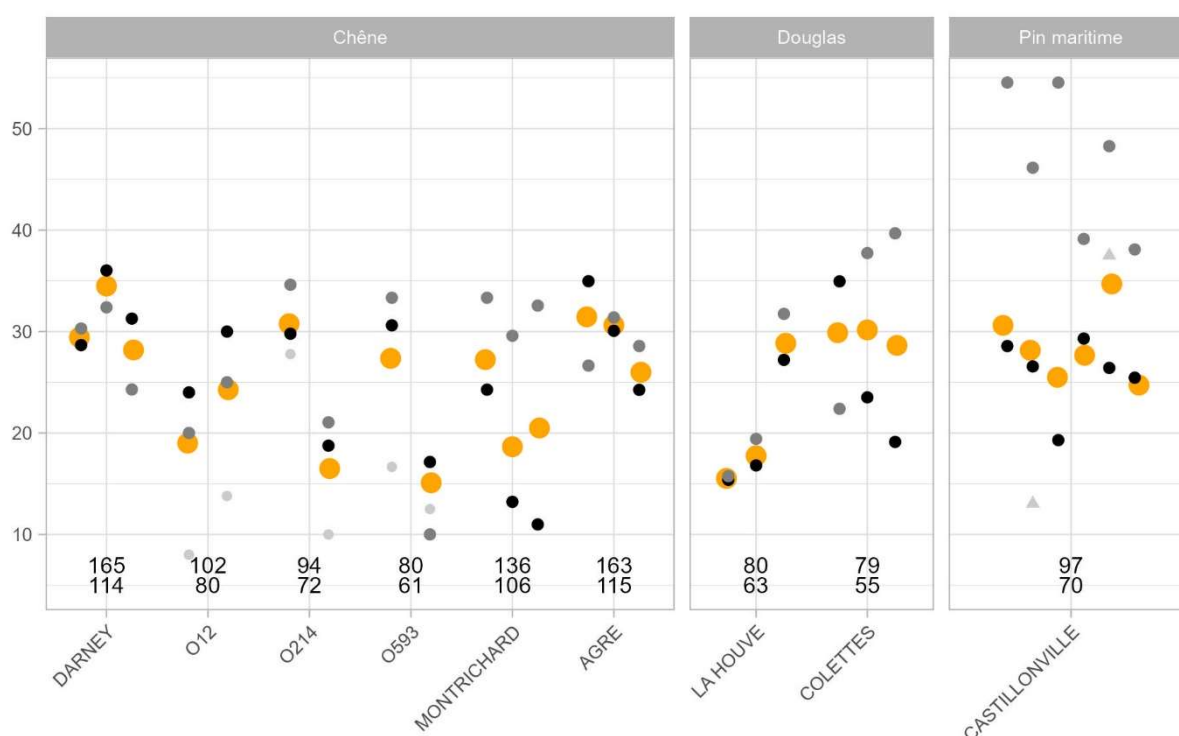


Figure 12 : Effet de la valeur d'humidité volumique à la capacité au champ sur le calcul du réservoir en eau utilisable des couches 1, 2 et 3 (respectivement points noirs, gris et gris clairs) et du profil instrumenté (gros points orange) : diminution relative (en pourcent) du RU lorsqu'on retient CC2 par rapport à CC1. Une valeur de 30 signifie que le RU calculé avec CC2 est 30 % plus faible que le RU calculé avec CC1. Les RU sont calculés par placette. Les valeurs indiquées en bas du graphique sont les moyennes par site des RU du profil instrumenté calculés avec CC1 et, dessous, avec CC2 (en mm).

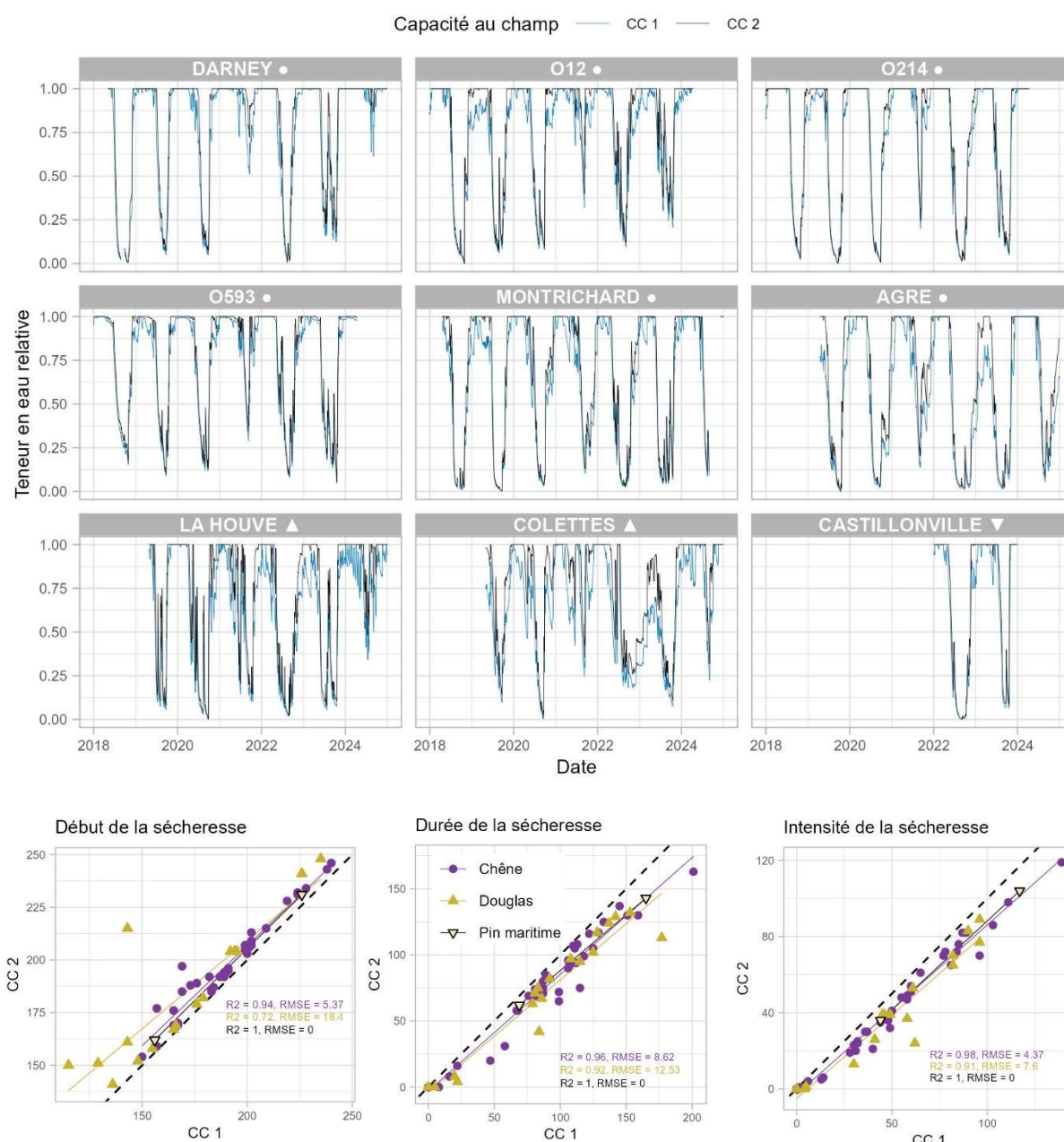


Figure 13 : effet de la valeur de la capacité au champ utilisée (CC1 ou CC2) sur l'évolution des REW et les indicateurs de sécheresse. Cas des placettes de densité moyenne. En haut, l'évolution des REW ; en bleu en utilisant CC1 et en noir en utilisant CC2. En bas la comparaison des 3 indicateurs de sécheresse.

5.1.3 Conclusions

L'objectif de cette première partie était de quantifier la teneur en eau relative pour tous les sites étudiés. Les cycles annuels de vidange/remplissage des réservoirs en eau utilisables sont bien visibles sur tous les sites (figure 14). Sur l'épaisseur de sol instrumentée, chaque année le seuil de déficit hydrique est franchi à l'exception des années pluvieuses 2021 et 2024. Durant ces 2 années, l'état de remplissage du réservoir utilisable pendant la saison estivale est variable : il est quasiment plein sur le site de DARNEY alors qu'à MONTRICHARD et AGRE, la teneur en eau relative est proche de 0. Lorsqu'il y a un déficit hydrique, celui-ci dure de 8 à 190 jours (soit plus de 6 mois) et son intensité varie de 0 à 128 avec une très forte variabilité entre les années et, dans une moindre mesure, entre les sites (figure 14). Ainsi à DARNEY, la sécheresse dure au plus 2 mois et demi et son intensité n'atteint jamais 50,

alors qu'à MONTRICHARD et AGRE, toutes les années suivies (respectivement 6 et 5) sont marquées par une sécheresse, y compris en 2021 et 2024.

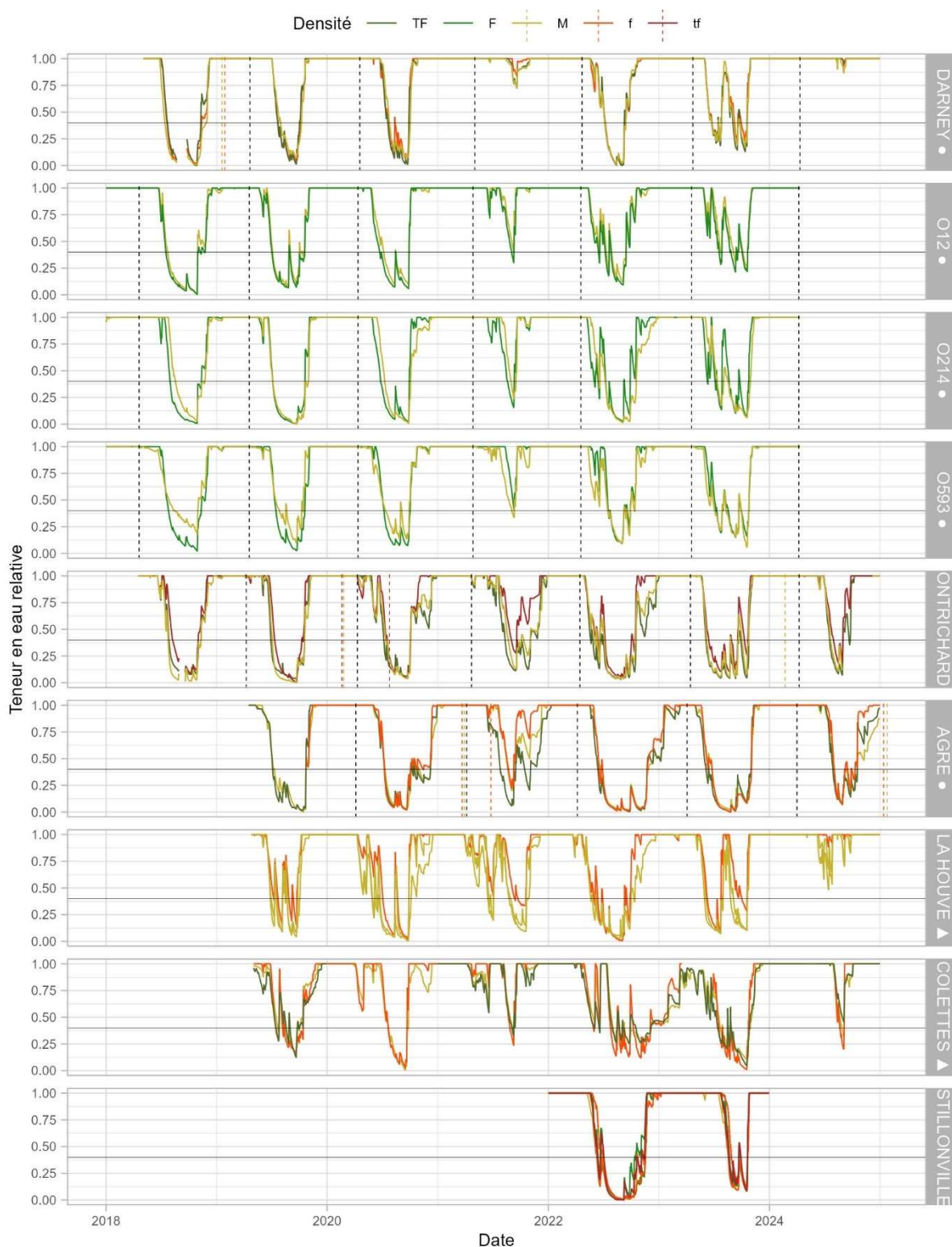


Figure 14 : évolution de la teneur en eau relative de chaque placette sur toute la période suivie, calculée avec capacité au champ = CC2. Les traits pointillés verticaux de couleurs représentent les interventions sylvicoles réalisées (éclaircies et suppression du sous-étage, pour cette dernière uniquement à MONTRICHARD et AGRE respectivement en 2020 et 2021), les traits pointillés verticaux noirs la date de débourrement estimée avec l'équation issue du modèle CASTANEA et la ligne horizontale noire le seuil de teneur en eau relative de 0,4.

5.2. OBJECTIF 2 : Quantifier le déficit hydrique à l'aide du modèle de bilan hydrique journalier Biljou©

5.2.1 Importance de la définition des paramètres d'entrée du modèle Biljou©

Parmi les paramètres à fournir en entrée au modèle Biljou©, certains n'étaient pas disponibles, comme la date de débourrement et la distribution verticale des racines fines, et d'autres pouvaient être calculés à partir de différentes sources d'informations. C'est le cas par exemple du réservoir en eau utilisable qui a été calculé de 3 façons différentes : soit à partir des courbes de rétentions et des valeurs d'humidité volumique à pF2 et pF4,2, soit à partir des teneurs en eau caractéristiques déterminées sur les courbes d'humidité volumique mesurées, soit à partir des analyses granulométriques en utilisant les coefficients de Al Majou (2008). Pour préciser la méthodologie d'estimation de ces paramètres, nous avons comparé les courbes REW simulées aux courbes mesurées sur 2 sites différents (AGRE et LA HOUVE) à la fois en termes de peuplement (décidus versus sempervirents) et en termes de conditions pédologiques (redoxisol versus podzisol). Nous nous sommes en particulier attachés à comparer la cinétique des périodes de vidange et de remplissage. Cette comparaison nous a conduit à revoir les méthodes d'estimation de la date de débourrement, de calcul du réservoir en eau utilisable notamment pour la couche profonde, de la distribution verticale des racines ainsi que le choix des paramètres de drainage (annexe 2).

La sélection finale des jeux de paramètres pour la modélisation ainsi que le choix entre les 2 valeurs d'humidité volumique à la capacité au champ déterminées par la méthode des paliers ont été faits par site en comparant les indicateurs de sécheresse (début, durée et intensité de la sécheresse) mesurés et simulés par régression linéaire (annexe 2). Selon le jeu de paramètres, les coefficients de corrélation et les RMSE des régressions linéaires, qui mesurent si le jeu de paramètres reproduit la variabilité interannuelle des indicateurs et donnent l'erreur absolue moyenne, sont très variables (figure 15). Notre objectif n'était pas de déterminer pour chaque placette le bon paramétrage, mais de sélectionner celui qui rend les mesures et les simulations les plus cohérentes possibles. Nous avons donc sélectionné pour chaque placette le jeu de paramètres qui optimisait la cohérence entre les indicateurs mesurés et simulés, c'est-à-dire qui maximisait le R^2 et minimisait le RMSE pour les 3 indicateurs.

La très forte variabilité des R^2 et RMSE observée pour chaque site montre l'importance de cette étape de paramétrage. Pour la majorité des paramètres, la méthode d'estimation retenue est variable selon le site. Ainsi, par exemple, la valeur du réservoir en eau utilisable retenue peut-être celle issue des courbes de rétention (pour MONTRICHARD, AGRE et COLETTES), celle issue des teneurs en eau caractéristiques déterminées sur les courbes d'humidité volumique mesurée (pour DARNEY, O214 et CASTILLONVILLE), ou encore celle issue des classes texturales de Al Majou (pour O12, O593 et LA HOUVE).

Néanmoins, nous avons constaté que, pour les sites chênes, les paramètres de drainage estimés sur le site de Champenoux amélioraient systématiquement la cohérence entre mesures et simulations par rapport à ceux fixés habituellement par défaut dans le modèle Biljou©. Ce qui est cohérent compte tenu du type de sol de ces sites, principalement des rédoxisols sauf pour le site d'OPTMix qui est sur Planosol.

Autre constat général, le début de la vidange est de façon très générale plus précoce sur les courbes REW simulées que sur celles mesurées, pour le Chêne mais aussi pour le Douglas et le Pin maritime. Ce point reste à approfondir. Dans le cas du Chêne, c'est la date de débourrement estimée par

l'équation CASTANEA qui a été systématiquement retenue alors que les dates estimées à partir des données de croissance des arbres permettaient de réduire cet écart entre simulations et mesures. Ceci s'explique probablement par le fait que, quel que soit le jeu de paramètres, la phase de remplissage est également plus précoce sur les courbes simulées que sur les courbes mesurées. Le décalage de la phase de vidange plus important avec la date de débourrement prédite par l'équation CASTANEA permet alors de compenser le décalage de la phase de vidange (annexe 2 et figure 16).

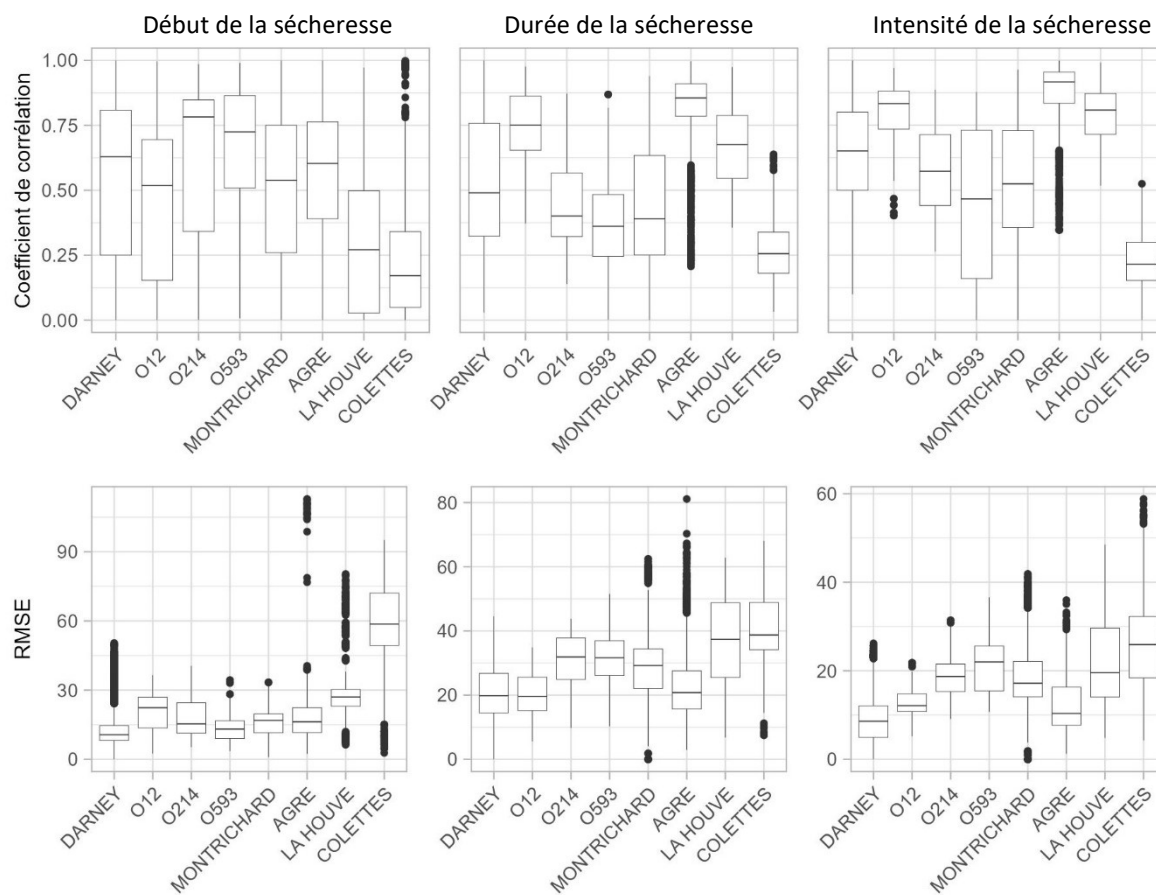


Figure 15 : variabilité des coefficients de corrélation et des RMSE des régressions linéaires réalisées entre indicateurs simulés et indicateurs mesurés.

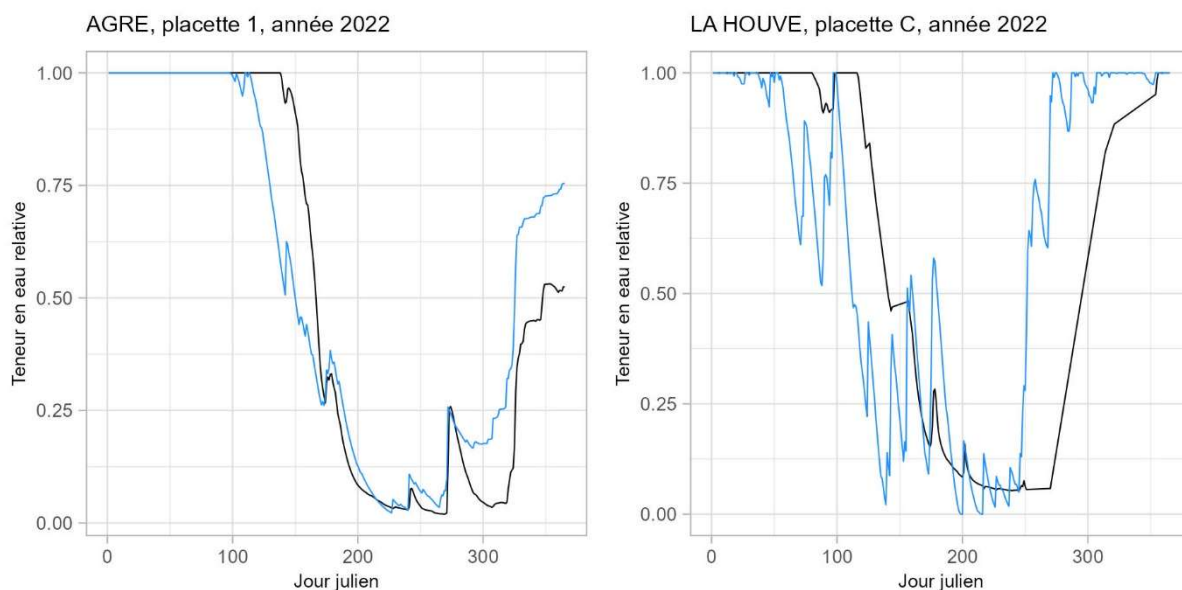


Figure 16 : décalage du début de la vidange entre les REW mesurées (courbe noirs) et les REW simulées (courbes bleues) sur le profil instrumenté. La vidange débute plus tôt pour les décidus et comme pour les sempervirents d'environ 15 jours.

5.2.2 Comparaison des indicateurs sur le profil instrumenté mesurés/simulés

Les simulations devant nous permettre d'étudier l'effet de la densité du peuplement sur le déficit hydrique édaphique, les résultats des mesures et des simulations à l'échelle du profil instrumenté doivent être concordants. Pour cela, nous avons étudié d'une part les corrélations entre indicateurs de sécheresse mesurés et simulés, via des régressions linéaires par placette, et d'autre part les biais entre les 2 méthodes, c'est-à-dire la moyenne par placette des différences entre indicateurs mesurés et simulés (mesuré – simulé).

Les coefficients de corrélation de ces régressions sont supérieurs à 0,7 pour plus de deux tiers des placettes (figure 17). C'est en particulier le cas pour toutes les placettes des sites DARNEY, AGRE et CASTILLONVILLE, quel que soit l'indicateur considéré. Inversement pour le site des COLETTES, ces coefficients sont systématiquement faibles (inférieurs à 0,5). Pour les 5 autres sites, ils peuvent être inférieurs à 0,7 pour une placette ou pour un indicateur. Pour le site de LA HOUVE, les coefficients de corrélation sont faibles ($< 0,5$) pour le début de la sécheresse. Tandis que pour les sites O214 et O593, ce sont ceux obtenus pour les indicateurs de durée de sécheresse qui sont faibles (compris entre 0,39 et 0,62). Des différences importantes sont observées entre placettes d'un même site, avec des coefficients nettement plus faibles pour une des placettes. C'est le cas pour les sites O12 ($r^2 = 0,09$ pour le début de la sécheresse de la placette à densité moyenne), O214 et O593 (r^2 respectivement égaux à 0,49 et 0,18 pour l'intensité de la sécheresse des placettes à densité moyenne) et MONTRICHARD (r^2 compris entre 0,44 et 0,58 selon l'indicateur considéré pour la placette à densité très faible).

Pour la moitié des placettes, le biais est compris entre - 20 et + 20 jours (figure 17). On note en particulier une forte sous-estimation de la sécheresse (plus tardive, moins longue et moins intense) pour le site de CASTILLONVILLE. Pour les autres sites, le biais est compris entre - 5 jours (MONTRICHARD) et 26 jours (LA HOUVE), entre - 8 jours (O12) et 31 jours (LA HOUVE), et entre - 3 (DARNEY) et 15 (AGRE) respectivement pour le début, la durée et l'intensité de la sécheresse. Comme pour les coefficients de corrélations, les biais obtenus peuvent être très différents entre placettes d'un même site : c'est le cas pour les sites de MONTRICHARD (sous-estimation de la sécheresse pour la

placette à très faible densité) et CASTILLONVILLE (le début de la sécheresse est trop tardif pour toutes les densités sauf pour les placettes à densité faible).

Les différences de qualité de prédiction des indicateurs de sécheresse entre sites et, pour certains sites, devront donc bien sûr être prises en compte pour l'analyse des résultats sur l'effet de la densité des peuplements sur les déficits hydriques édaphiques. Cependant, on note qu'il n'y a pas de tendance générale, ni pour les coefficients de corrélation, ni pour les biais selon le gradient de densité. **La qualité de la prédiction n'est donc pas liée à la densité des peuplements, à l'exception de la densité très faible sur le site de MONTRICHARD.** Cette placette présente en effet un LAI particulièrement faible (0,5 en 2023) qui explique sans doute les écarts importants entre mesures et simulations. Ce résultat est particulièrement important pour l'étude de l'effet de la densité sur de déficit hydrique édaphique.

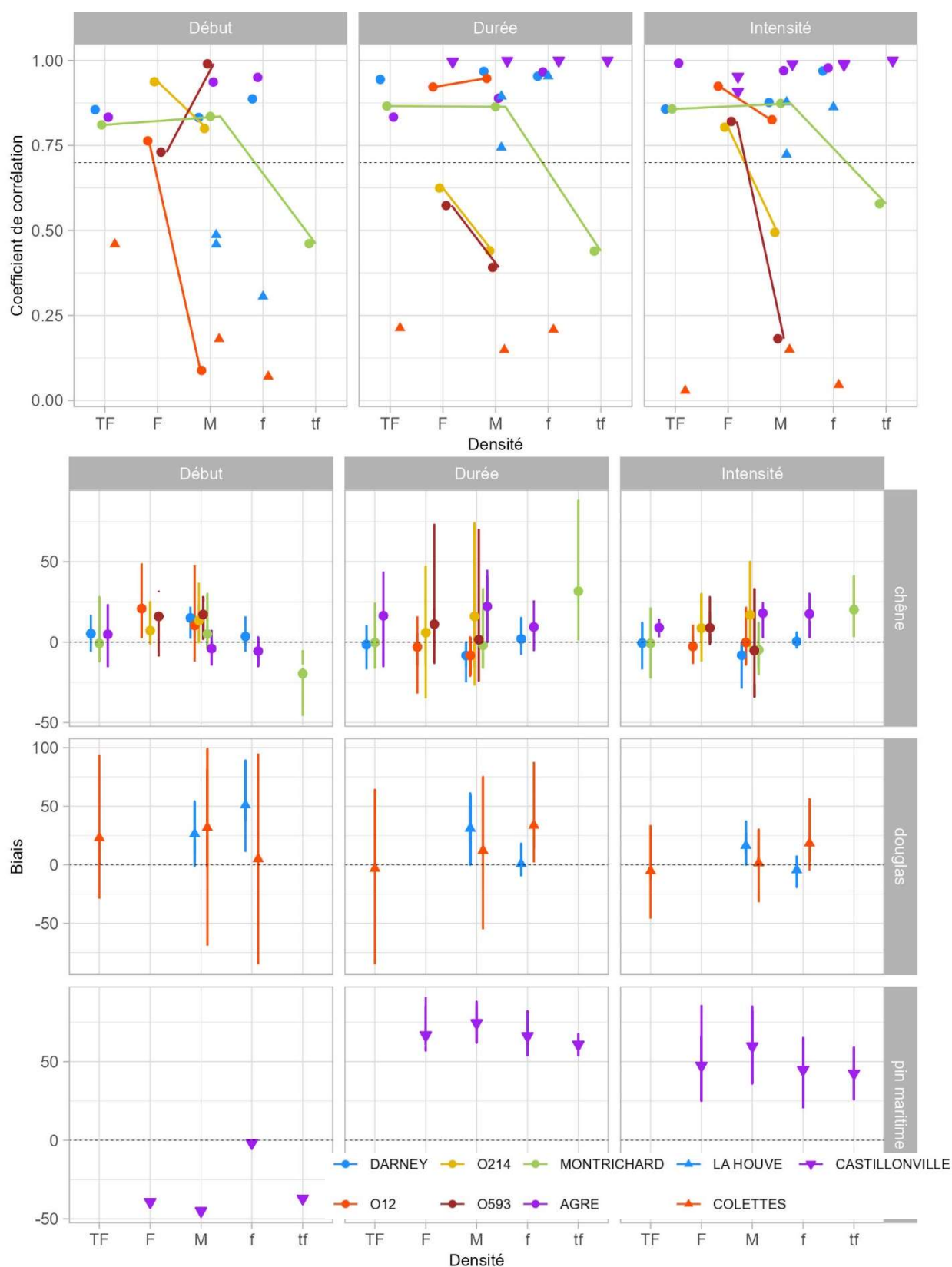


Figure 17 : Concordance entre les indicateurs de sécheresse mesurés et simulés. Le graphique du haut présente les coefficients de corrélation entre indicateurs mesurés et simulés. Le graphique du bas présente la variabilité des différences entre indicateurs mesurés et simulés (« biais ») par essence (segments verticaux) et le biais par placette (gradient de densité).

5.2.3 Comparaison des indicateurs calculés sur le profil instrumenté / sur le profil enraciné

Le modèle Biljou© permet de simuler l'évolution des REW à l'échelle de l'ensemble du profil enraciné, donc avec un réservoir en eau utilisable conforme à sa définition, alors que les sondes de mesure d'humidité du sol ne prospectent qu'une fraction de ce profil (sauf pour les sites O12 et O593 et une des placettes du site O214). Les estimations de stress hydrique faites sur une fraction du profil pouvant être biaisées, nous avons comparé les indicateurs calculés sur l'ensemble du profil enraciné aux indicateurs calculés sur la fraction du profil instrumenté. Dans les 2 cas, la simulation est faite sur l'ensemble du profil mais les REW et les indicateurs sont calculés en intégrant soit toutes les couches du profil (3 ou 4 selon les sites) soit uniquement les couches instrumentées par les sondes (2 à 3 selon les sites). Puis une régression linéaire est ajustée pour chaque indicateur par placette et le biais est calculé (Profil instrumenté - Profil enraciné).

Les coefficients de corrélation entre les indicateurs calculés sur les profils enracinés et ceux calculés sur les profils instrumentés sont très forts (figure 18). Ils sont supérieurs à 0,9 sauf pour deux sites :

- DARNEY : les coefficients de corrélation pour les indicateurs de durée et d'intensité de sécheresse sont compris en 0,75 et 0,85 ;
- MONTRICHARD : les coefficients sont très faibles pour les indicateurs de début de sécheresse (inférieurs à 0,4) et un peu plus élevés pour les indicateurs de durée et d'intensité de sécheresse (entre 0,65 et 0,9 sauf pour la durée de la sécheresse de la placette à très faible densité).

Concernant les biais (figure 18), **ils sont proches de 0 (toujours compris entre - 10 et + 10) pour les sites AGRE et O12. Pour les sites de DARNEY, MONTRICHARD, LA HOUVE et CASTILLONVILLE**, un biais est observé plus ou moins important selon les sites et les indicateurs mais toujours dans le sens d'une **surestimation de la sécheresse lorsque l'on considère la fraction instrumentée du profil**. Les biais sont élevés pour MONTRICHARD (environ ± 35), et un peu moins pour DARNEY (environ ± 20). Ils sont assez faibles pour LA HOUVE (-14 pour le début de la sécheresse et + 10 pour la durée et l'intensité) et CASTILLONVILLE (-8 pour le début de la sécheresse et + 8 pour la durée et l'intensité, -18 et +11 pour la placette 33 qui présente les biais les plus élevés). À l'inverse, **pour COLETTES**, on note une **sous-estimation de la sécheresse lorsque l'on considère la fraction instrumentée du profil** : le biais est positif pour le début de la sécheresse (compris entre 1 et 21) et négatif pour la durée et l'intensité de la sécheresse (compris entre -5 et -20).

On note enfin qu'il y a très peu de différence entre placettes d'un même site, pour les coefficients de corrélation comme pour les biais. La seule exception est la placette à très faible densité de MONTRICHARD qui présente un r^2 faible (0,45) pour les indicateurs de durée de sécheresse alors qu'ils sont élevés ($\geq 0,9$) pour les 2 autres placettes. Par contre, cette différence n'existe pas pour le biais. Comme dans la partie précédente (5.2.3), **les différences entre les valeurs calculées sur le profil enraciné et celles calculées sur le profil instrumenté ne varient pas selon la densité des peuplements**.

Ces différences entre sites s'expliquent en grande partie par les caractéristiques de la couche de sol correspondant à la fraction de sol enraciné non instrumentée (figure 19). Le site des COLETTES se caractérise par une proportion de racines importante dans cette couche (27 %) alors que, sur tous les autres sites, elle est de l'ordre de 10 %. Pour ces sites, le biais est alors d'autant plus fort que la RU de cette couche est élevée. Ainsi, le biais est inférieur à ± 10 pour les sites de AGRE et O214 où la RU de la couche profonde est inférieure à 30 mm et atteint $\pm 30-40$ pour le site de MONTRICHARD où le RU de la dernière couche est égal à 84 mm.

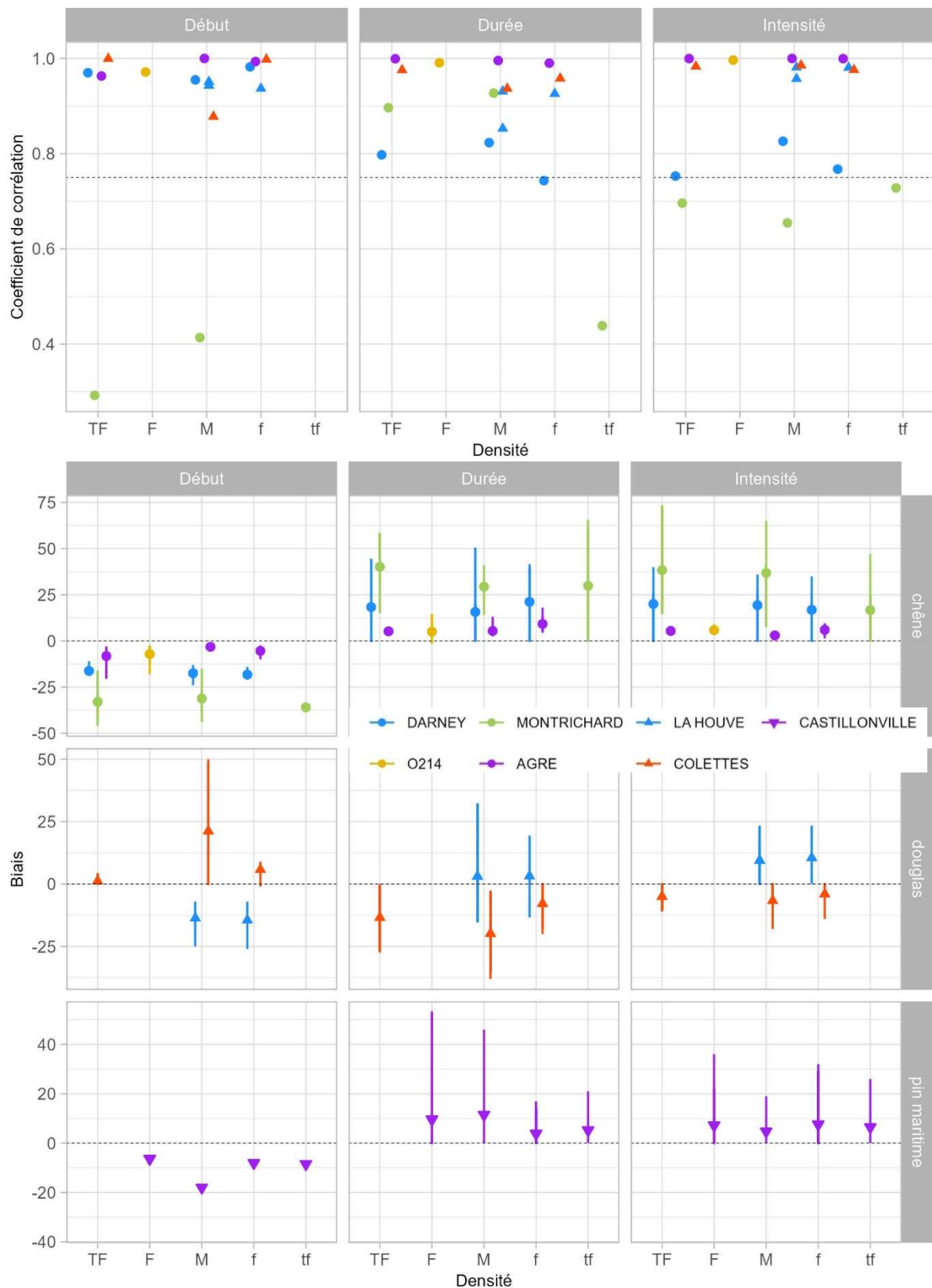


Figure 18 : Concordance entre les indicateurs de sécheresse calculés sur l'ensemble du profil enraciné et ceux calculés sur la fraction instrumentée du profil. Le graphique du haut présente les coefficients de corrélation entre ces indicateurs. Le graphique du bas présente la variabilité des différences entre indicateurs (segments verticaux) et le biais par placette.

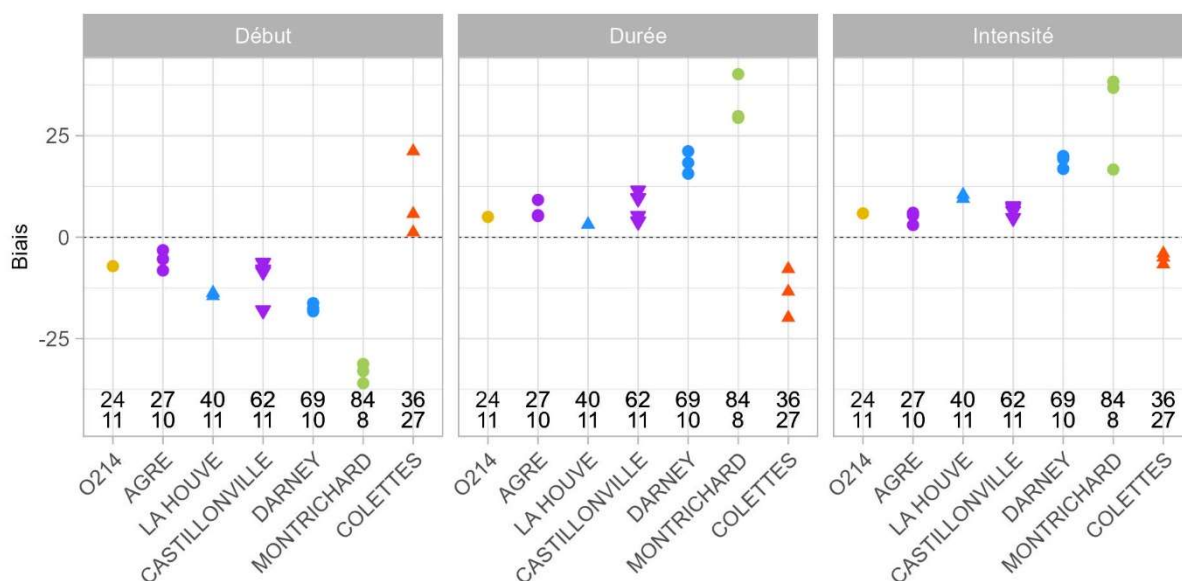


Figure 19 : Biais par placette entre profil instrumenté et profil enraciné. Les sites sont classés selon le pourcentage de racines et la RU de la couche profonde. Les chiffres indiqués en noir en bas des graphiques sont la RU et, en dessous, le pourcentage de racines.

5.3. OBJECTIF 3 : Analyser l'effet de la densité de peuplement sur la disponibilité en eau du sol

5.3.1 Variabilité des indicateurs de sécheresse

Sur l'ensemble des sites et des années suivis, la sécheresse débute en moyenne entre le 175^{ème} et le 200^{ème} jour de l'année selon la méthode, soit entre le 20 juin et le 20 juillet (figure 20) : en moyenne ce sont donc des sites à sécheresse estivale. Si les valeurs moyennes diffèrent peu entre les 3 méthodes, ce n'est pas le cas des amplitudes qui sont beaucoup plus fortes avec les indicateurs simulés (100 pour les mesures et 175 pour les simulations. On observe en particulier des débuts de sécheresse beaucoup plus précoces, dès le 100^{ème} jour, soit la mi-avril.

Concernant la durée et l'intensité de la sécheresse, les moyennes diffèrent entre les 3 méthodes alors que les amplitudes sont similaires (figure 20). Les indicateurs mesurés sont en moyenne plus élevés que ceux obtenus par simulation sur le profil instrumenté, eux même plus élevés que ceux obtenus par simulation sur le profil enraciné. Quelle que soit la méthode, la durée de la sécheresse est comprise entre 0 et 170 jours, soit plus de 5 mois et demi. Quant à l'intensité de la sécheresse, elle varie entre 0 et 120.

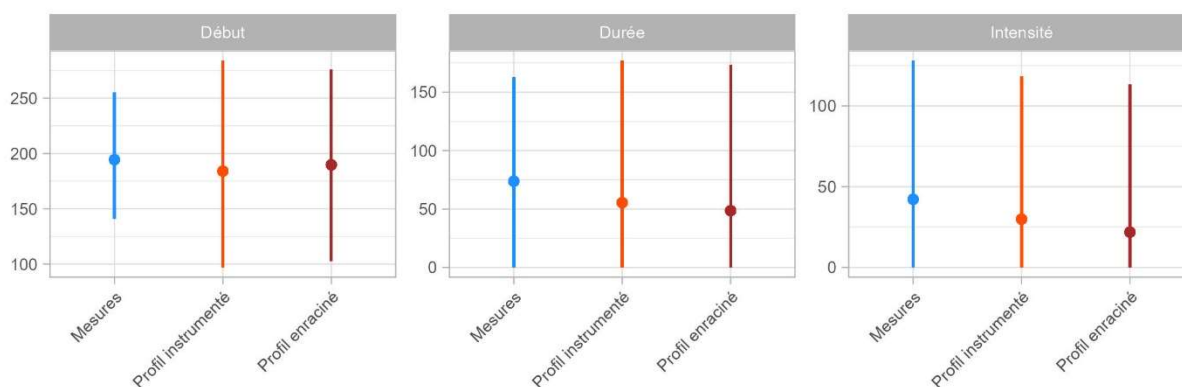


Figure 20 : gamme de variation des 3 indicateurs de sécheresse selon la méthode de calcul. Les points représentent la valeur moyenne et la barre l'étendue des distributions de chacun des 3 indicateurs pour tous les sites et toutes les années.

5.3.2 Principales sources de variations des indicateurs de sécheresse

Le bilan hydrique édaphique d'un peuplement forestier est principalement déterminé par le climat, pluie et ETP (Bréda *et al.* 2000), dont les composantes varient considérablement dans le temps et l'espace. On attend donc une forte variation des indicateurs de sécheresse entre années et entre sites (figures 21 et 22). Sur la période 2018-2024, deux années, 2021 et 2024, sont particulièrement favorables, avec un début de la sécheresse mi-août (225^{ème} jour), une durée et une intensité de sécheresse très faibles (moyennes respectives 12 et 2). On retrouve ces 2 années très favorables sur l'ensemble des sites quelle que soit leur situation géographique. On note par ailleurs une différence entre les méthodes pour les années 2022 et 2023 : les indicateurs de durée et d'intensité de sécheresse mesurés sont plus élevés que ceux simulés, à cause du site de CASTILLONVILLE. En effet, pour ce site, on ne dispose que des années 2022 et 2023 et on a vu précédemment que les indicateurs de sécheresse étaient sous-estimés pour ce site.

Les différences entre sites sont moins marquées que celles entre années. Concernant le début de la sécheresse, la moyenne est entre les jours 175 et 200 pour tous les sites, soit entre le 20 juin et le 20 juillet. À LA HOUVE le début de la sécheresse intervient plus tôt, et encore plus selon les indicateurs simulés. On peut néanmoins noter des amplitudes plus variables entre sites avec, notamment une amplitude faible pour le site de DARNEY (entre les jours 200 et 250) et très forte pour le site des COLETTES (entre pas de déficit et jour 275) pour les indicateurs simulés. Les différences entre sites sont légèrement plus élevées pour les indicateurs de durée et d'intensité de la sécheresse : les sécheresses sont un peu plus marquées sur les sites de MONTRICHARD, sauf pour les indicateurs calculés sur le profil enraciné, AGRE et CASTILLONVILLE, mais uniquement pour les indicateurs mesurés pour ce dernier site.

De la même façon, nous avons comparé les moyennes et amplitudes des indicateurs de sécheresse entre les niveaux de densité. Cette comparaison ne montre pas de différence entre densité, ni sur les moyennes ni sur les amplitudes. On note seulement une très légère tendance pour les durées et intensités de sécheresse moyennes qui diminuent lorsque la densité des peuplements diminue (densités faible et très faible). Cette tendance est visible sur les indicateurs simulés mais pas sur les indicateurs mesurés.

Finalement, les variations des indicateurs entre densités sont de second ordre par rapport aux variations entre années (météo) et entre sites (réservoir en eau utilisable x type fonctionnel).

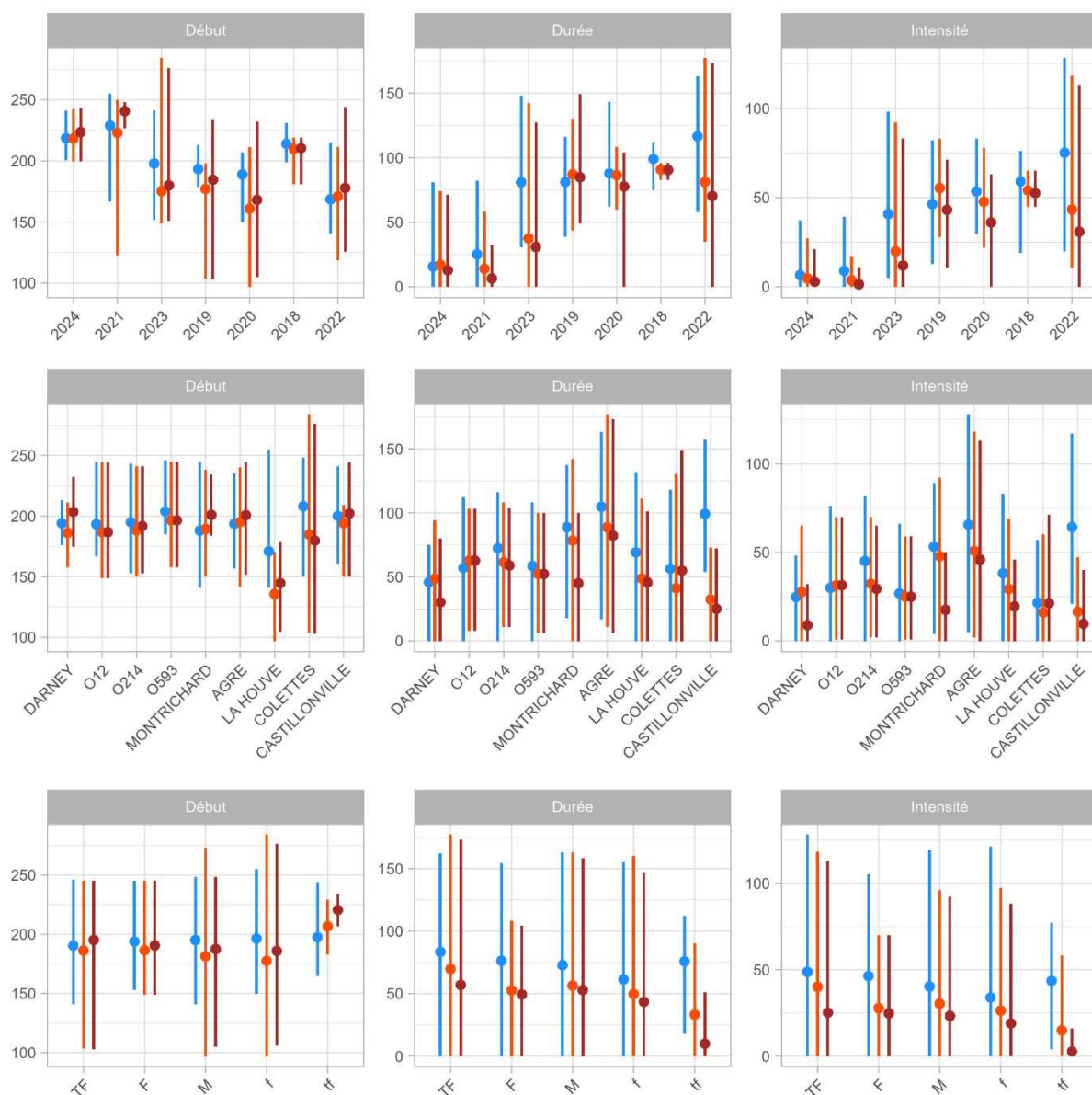


Figure 21 : gamme de variation des 3 indicateurs de sécheresse selon la méthode de calcul. Les points représentent la valeur moyenne et la barre l'étendue des distributions de chacun des 3 par année, par site et par classe de densité des peuplements.

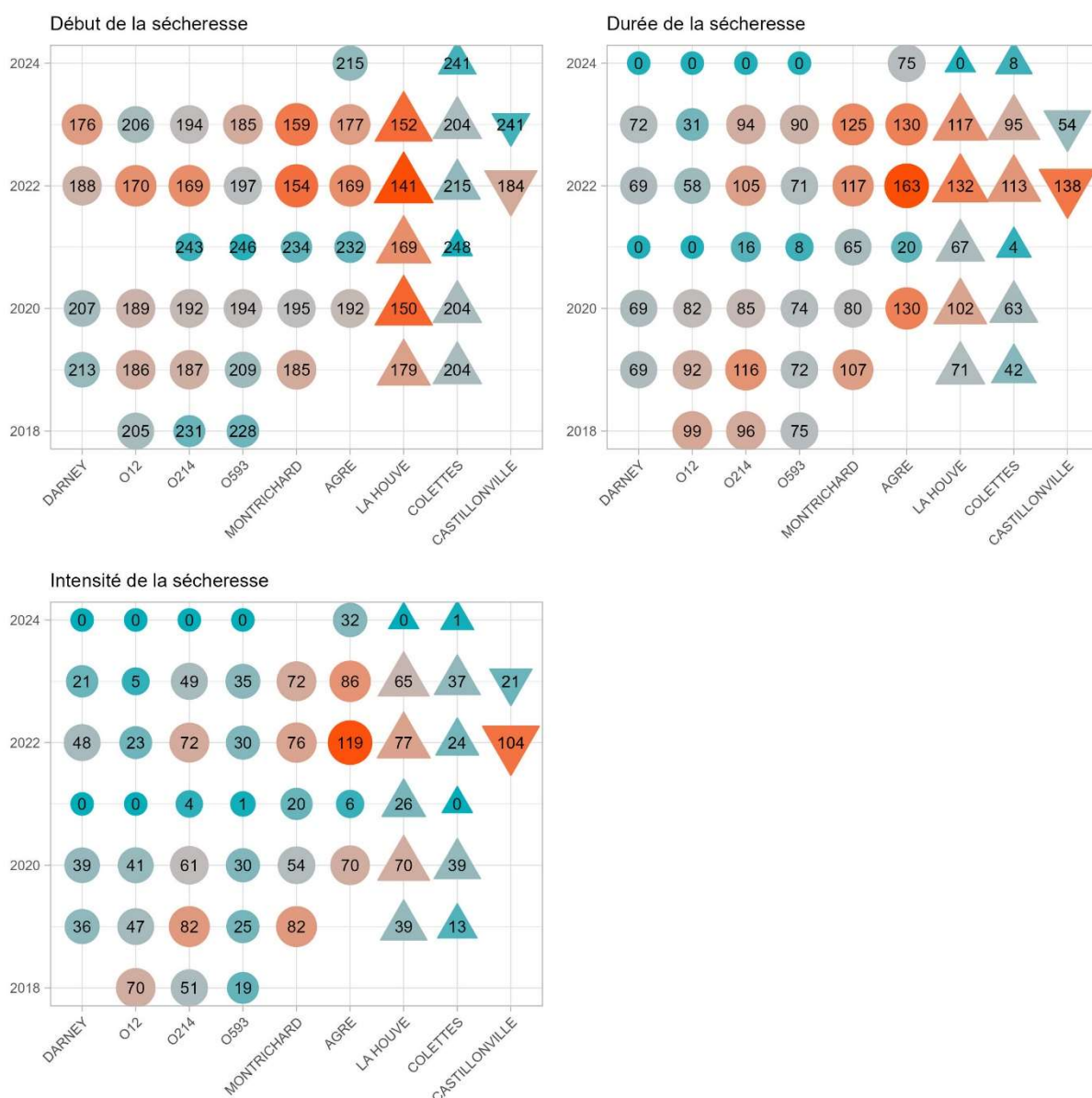


Figure 22 : variabilité des indicateurs de sécheresse mesurés entre années et entre sites. La taille et la couleur des points varient selon la valeur de l'indicateur : petits et bleus lorsque l'indicateur indique une sécheresse faible (début de la sécheresse tardif, durée et intensité faible), points grands et orange pour les fortes sécheresses. Pour l'indice de début de sécheresse, il n'y a pas de valeur lorsque la durée et l'intensité de la sécheresse valent 0. Les sites sont classés par essence (Chêne sessile = rond, Douglas = triangle vers le haut, Pin maritime = triangle vers le bas) et selon un gradient Nord-Est / Sud-Ouest. Ces graphiques sont réalisés en ne prenant en compte que les placettes de densité moyenne de chaque site.

5.3.3 Effet moyen de la densité

L'analyse précédente a montré une très forte variabilité des indicateurs annuels de sécheresse selon l'année météorologique et, dans une moindre mesure, selon le site. Pour tester la variabilité entre niveaux de densité, nous avons utilisé un modèle linéaire mixte incluant un effet aléatoire du site, un effet aléatoire de l'année (météorologie) ainsi qu'un effet fixe de la densité. Ce modèle permet de tenir compte des effets site et météorologie, qui expliquent une très grande partie de la variance des indicateurs, sans chercher à les expliciter, afin de tester l'effet de la densité. On cherche donc à tester

s'il existe un écart moyen entre niveaux de densité, une fois pris en compte les effets site et année, et à le quantifier.

Pour prendre en compte les effets site et densité, nous avons testé 2 approches : la première en considérant un effet additif de ces 2 facteurs, c'est-à-dire en considérant que l'effet année est le même quel que soit le site et inversement, la seconde en considérant chaque couple (site x année) comme une modalité, ce qui supprime cette hypothèse.

Le plan d'échantillonnage n'étant pas complet, toutes les densités ne sont pas présentes sur chaque site, nous avons donc regroupé les niveaux de densité en 3 classes : la densité moyenne (M), qui est présente sur tous les sites, la classe regroupant les densités TF et F supérieures à M (nommée M+) et la classe regroupant les densités f et tf inférieures à M (nommée M-).

$$I_{S/d} = d + \text{Site} + \text{Année} + \varepsilon$$

$$I_{S/d} = d + \text{Site_Année} + \varepsilon$$

Où $I_{S/d}$ est l'indicateur de sécheresse de la placette de densité d du site S
 d est la classe de densité (M, M- et M+). C'est l'effet fixe que l'on souhaite estimer. M est retenu comme densité de référence
 Site , Année et Site_Année sont les effets aléatoires

Seuls les résultats obtenus avec la première équation sont présentés ci-dessous ; ceux obtenus avec la seconde étant très similaires.

Les R^2 conditionnels (figure 23), c'est-à-dire les pourcentages de variance expliqués par les effets aléatoires des sites et des années, sont très élevés : ils sont compris entre 0,65 et 0,8 et sont plus élevés pour la durée de la sécheresse et plus faible pour le début de la sécheresse. On note également une différence plus importante entre les méthodes pour le début de la sécheresse : le pourcentage de variance expliquée par les effets aléatoires est plus important (environ 0,75) pour les indicateurs mesurés que pour ceux simulés (0,65). Par rapport à ces R^2 conditionnels, les R^2 marginaux, c'est-à-dire les pourcentages de variance expliquée par la densité, sont très faibles, inférieurs à 0,035 (figure 23). Les hypothèses nécessaires à l'application d'un modèle linéaire mixte sont pour l'essentiel vérifiées (figure 24). On note cependant sur le graphique quantiles-quantiles de l'effet aléatoire « année » que la distribution des résidus n'est pas normale.

On observe un effet de la densité sur le début de la sécheresse, mais uniquement sur les indicateurs mesurés. Le coefficient est significativement différent de 0 au seuil de 5 % et négatif pour la classe M+ montrant **un début de sécheresse plus précoce d'environ 5 jours pour les densités supérieures à la densité moyenne** (figure 25). L'effet de la densité est également significatif sur tous les indicateurs de durée et d'intensité de sécheresse, sauf les indicateurs d'intensité de sécheresse mesurés (figure 25). Mais, contrairement au résultat obtenu pour l'indicateur de début de sécheresse, ce sont les coefficients de la classe de densité faible M- qui sont significatifs. Ce résultat indique que, quelle que soit la méthode de calcul, **la durée et l'intensité de la sécheresse sont significativement diminuées en peuplement peu dense par rapport à un peuplement de densité moyenne**. Pour la durée de sécheresse, les coefficients sont compris entre - 20 jours et - 10 jours et sont plus faibles pour les indicateurs calculés sur profil enraciné que pour ceux calculés sur les profils instruments, eux-mêmes plus faibles que pour les indicateurs mesurés : **l'effet semble donc un peu plus marqué à l'échelle du profil enraciné qu'à celle du profil instrumenté**. Concernant l'indicateur d'intensité de sécheresse, les coefficients ne sont significatifs que pour les indicateurs simulés. La diminution de l'intensité de la sécheresse est faible (- 10). Selon l'indicateur considéré, les différences entre les classes de densité

s'observent soit entre les classes M+ et M, pour le début de la sécheresse, soit entre les classes M et M- pour la durée et l'intensité de la sécheresse. **Dans tous les cas, la diminution de la densité permet de limiter la sécheresse édaphique.**

Ces effets sont significatifs mais assez faibles et ne sont pas montrés quel que soit la méthode de calculs des indicateurs de sécheresse. La mise en évidence de l'effet de la densité est rendue difficile pour trois raisons principales :

- La très forte variabilité entre années avec, en plus, très peu d'années d'intensité de sécheresse intermédiaire (seule 2023 présente des valeurs moyennes d'indicateurs de sécheresse), ce qui se traduit par une distribution des résidus selon les années qui ne suit pas une loi normale (figure 24). Des modèles linéaires mixtes généralisés seraient à explorer ;
- Les indicateurs, entiers positifs, nécessitent le recours à des méthodes de modélisation plus approfondie. Nous avons essayé de réaliser un ajustement en supposant une distribution binomiale négative mais le modèle ne converge pas. D'autres méthodes sont à explorer comme le modèle zero-inflated ;
- Le jeu de données de petite taille (environ 150 observations par indicateur et par méthode) et déséquilibré (le nombre d'observations varie entre années, entre sites et également entre classes de densité) limite les possibilités de modélisation. En particulier, il n'est pas possible de tester les interactions entre facteurs.

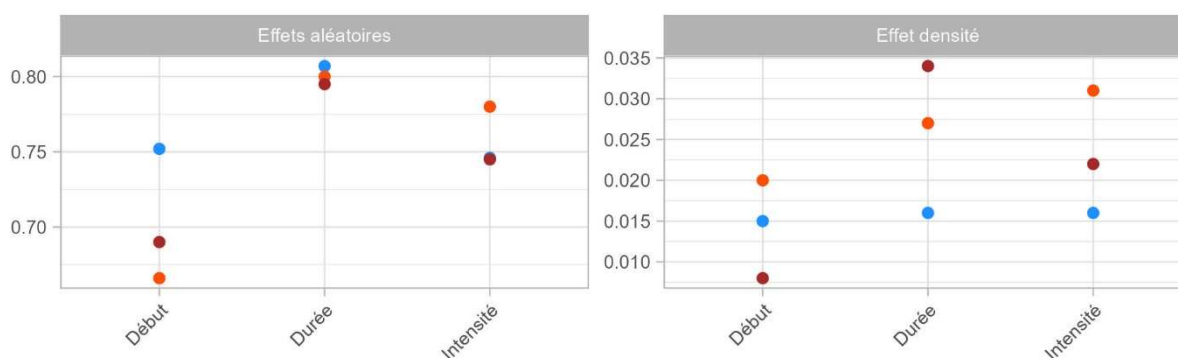


Figure 23 : Qualité des régressions linéaires mixtes. Les couleurs distinguent les 3 méthodes de calcul des indicateurs : sur la base des mesures (bleu), sur la base des simulations et calculés sur la fraction instrumentée du profil (orange) ou sur l'ensemble du profil enraciné (brun). À gauche, les R^2 conditionnels et, à droite, les R^2 marginaux. Les premiers correspondant au pourcentage de variance expliquée par les effets aléatoires (site et année) et les seconds par l'effet fixe (classe de densité).

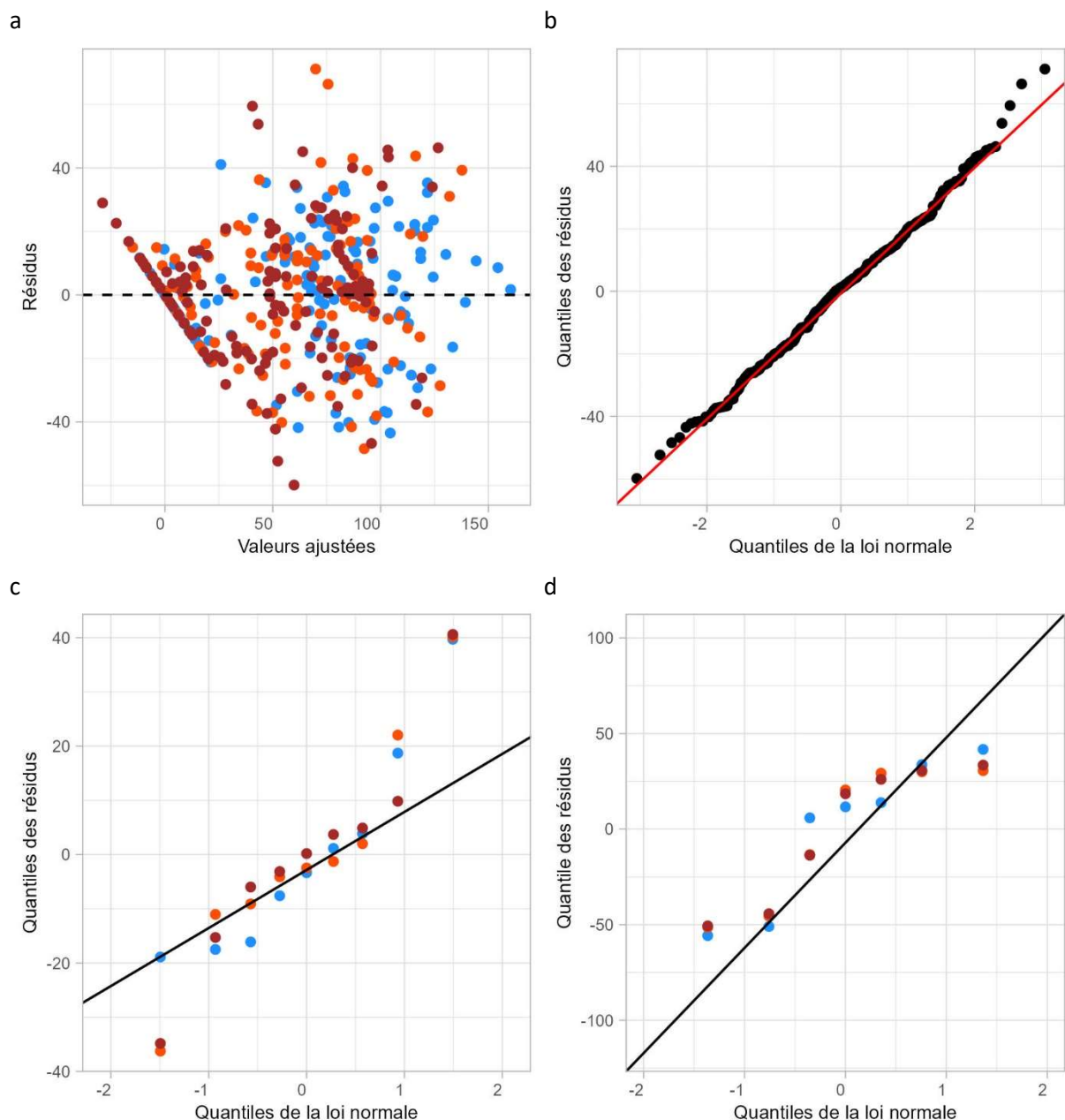


Figure 24 : Vérifications des hypothèses nécessaires à l'ajustement d'une régression linéaire mixte. a/ la variabilité des résidus en fonction des valeurs ajustées montre une distribution des résidus autour de 0 (linéarité) et une variabilité constante (homoscédasticité). b/ graphique des quantiles-quantiles des résidus pour vérifier la normalité des résidus. c/ et d/ Graphiques des quantiles-quantiles des résidus des effets aléatoires pour les sites (c) et les années (météorologie) (d) : la normalité est vérifiée pour l'effet site mais pas pour l'effet année. Les graphiques ne sont présentés que pour la durée de la sécheresse. Les résultats sont similaires pour les 2 autres indicateurs. Les couleurs distinguent les 3 méthodes de calcul des indicateurs : sur la base des mesures (bleu), sur la base des simulations et calculés sur la fraction instrumentée du profil (orange) ou sur l'ensemble du profil enraciné (brun).

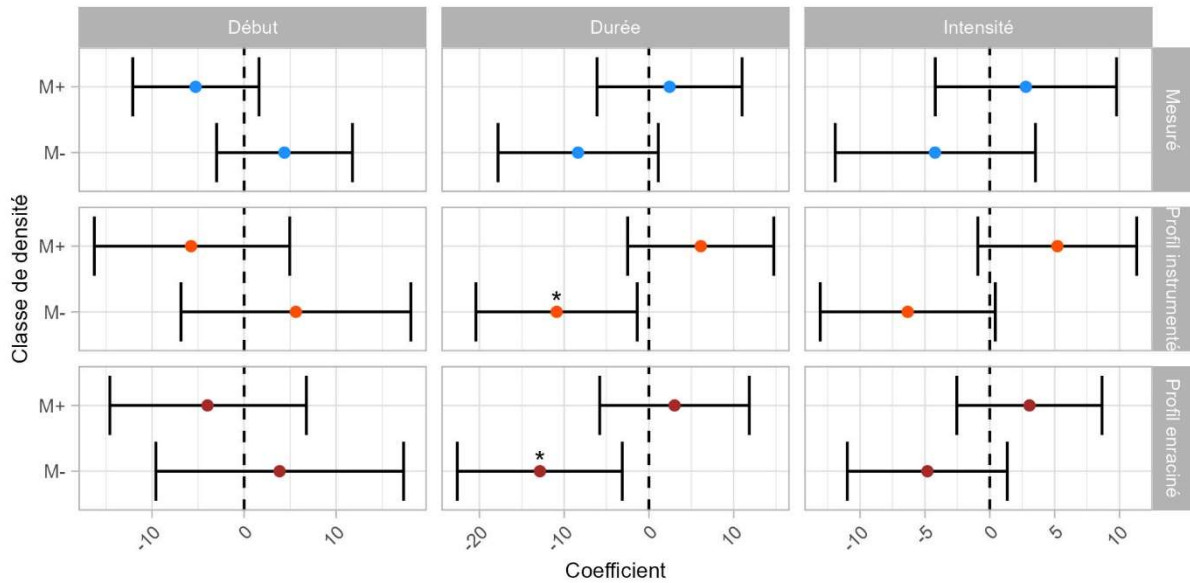


Figure 25 : Estimation (points) et intervalle de confiance (trait noir) des coefficients ajustés pour chaque classe de densité : la classe M+ regroupe les densités TF et F supérieures à M, la classe M- les densités f et tf inférieures à M.

5.3.4 Effet de la densité selon l'intensité du déficit hydrique

Pour tenir compte des limites évoquées précédemment, nous avons changé notre approche en utilisant comme variable explicative des indicateurs de sécheresse des placettes de densité M+ et M- la valeur de l'indicateur de la placette de densité M. On a alors moins de paramètres à ajuster que dans le modèle précédent et on peut tester l'interaction entre la valeur de l'indicateur pour la densité moyenne et la classe de densité. Le modèle linéaire ajusté pour chaque indicateur et chaque méthode de calcul des indicateurs est donc :

$$I_{sd} = \mu + \alpha_d + \gamma * I_{sM} + \gamma_d * I_{sM} + \varepsilon_{sd}$$

Où I_{sd} est l'indicateur de sécheresse de la placette de densité d du site s
 I_{sM} est l'indicateur de sécheresse de la placette de densité M du site s
 μ, γ sont les coefficients ajustés pour la classe de densité de référence, ici M-
 α_d, γ_d sont les coefficients ajustés pour la classe de densité M+

La régression ajuste donc 4 coefficients :

- Deux constantes : μ , qui représente la valeur de l'indicateur pour la classe M- lorsque celui-ci vaut 0 pour la densité M et α_d , spécifique la classe de densité M+ qui représente la valeur de l'indicateur pour la classe de densité M+ lorsque celui-ci vaut 0 pour la densité M ;
- Deux coefficients multiplicatifs de l'indicateur de la classe M. Comme pour les constantes, le premier γ s'interprète pour la classe de densité M- et le second, γ_d , ajouté au premier, pour la classe de densité M+.

Les coefficients de corrélations des modèles obtenus sont du même ordre de grandeur que pour les modèles linéaires mixtes ajustés précédemment (compris entre 0,75 et 0,95, figure 26). Comme avec le modèle linéaire mixte, ces coefficients sont plus élevés pour la durée et l'intensité de la sécheresse. C'est aussi pour ces 2 indicateurs qu'ils sont plus élevés pour les valeurs mesurées. Les hypothèses de linéarité, de normalité et d'homoscédasticité des résidus sont vérifiées (figure 27 a, d et c). La distribution des résidus par classe de densité est également satisfaisante (figure 27 d) : les médianes sont proches de 0. On note cependant des points extrêmes qui pourraient influencer les résultats des régressions. Nous avons donc contrôlé l'influence de ces points en ajustant, pour chaque indicateur et

chaque méthode, une première régression incluant toutes les données (jeu de données complet) et une seconde sur un jeu de données réduit dans lequel les points extrêmes sont exclus selon deux méthodes : résidus dont la valeur est supérieure à 2 fois l'écart-type des résidus ou dont la distance de Cook (mesure de la distance entre les valeurs ajustées calculées avec et sans l'observation) est supérieur à $4/\text{nombre d'observations}$, seuil classiquement utilisé.

Concernant l'indicateur de début de sécheresse, les coefficients α_d et γ_d ne sont significatifs que pour les indicateurs mesurés avec le jeu de données complet (figure 28). Quand on restreint l'analyse au jeu de données réduit, ils ne sont plus significatifs. On ne montre donc pas de différence significative entre les densités M+ et M-. On peut noter par ailleurs que μ n'est jamais significativement différent de 0 (hormis pour les indicateurs mesurés mais uniquement avec le jeu de données complet) et que γ est significatif et proche de 1 : il varie entre 1,1 (indicateurs calculés sur profil enraciné) et 0,9 (indicateurs mesurés). Finalement on ne montre donc pas d'effet de la densité sur le début de la sécheresse.

Pour les indicateurs de durée et d'intensité de la sécheresse, les constantes μ et α_d ne sont jamais significativement différentes de 0 ; sauf pour la durée de sécheresse mesurée où μ est significatif et vaut + 6 (figure 28). Par contre les pentes γ et γ_d sont significatives quel que soit le mode de calcul de l'indicateur (mesuré, calculé sur le profil instrumenté ou sur le profil enraciné) et quel que soit le jeu de données (complet ou réduit). La pente γ est toujours inférieure à 1, comprise entre 0,7 et 0,8 pour la durée comme pour l'intensité de la sécheresse alors que $\gamma + \gamma_d$ est toujours voisin de 1, voire un peu supérieur. La figure 29 représente les droites de régression ajustées. **Pour la durée et l'intensité de la sécheresse, on observe une nette diminution de l'indicateur pour les placettes à faible densité par rapport aux placettes de densité moyenne, d'autant plus importante que la sécheresse est marquée. Pour les sécheresses les plus sévères, d'une durée d'environ 150 jours, la durée est diminuée de 50 jours (pour les indicateurs calculés sur le profil enraciné) à 25 jours (pour les indicateurs mesurés), soit une diminution de 30 à 25 %.** Pour l'intensité de la sécheresse, la baisse est du même ordre de grandeur. Pour les placettes à densité forte, on ne montre pas de différence claire par rapport aux placettes à densité moyenne. On constate néanmoins que les droites de régressions sont légèrement décalées par rapport à la droite $y=x$, notamment pour les indicateurs mesurés ; ce qui est lié au coefficient de pente $\gamma + \gamma_d$ supérieur à 1 (pour l'indicateur de durée de la sécheresse mesuré) et à la constante $\alpha_d + \mu$ supérieur à 0 (pour l'indicateur d'intensité de la sécheresse mesuré). Cette constante non significative au seuil de 5 % est significative au seuil de 10 %.

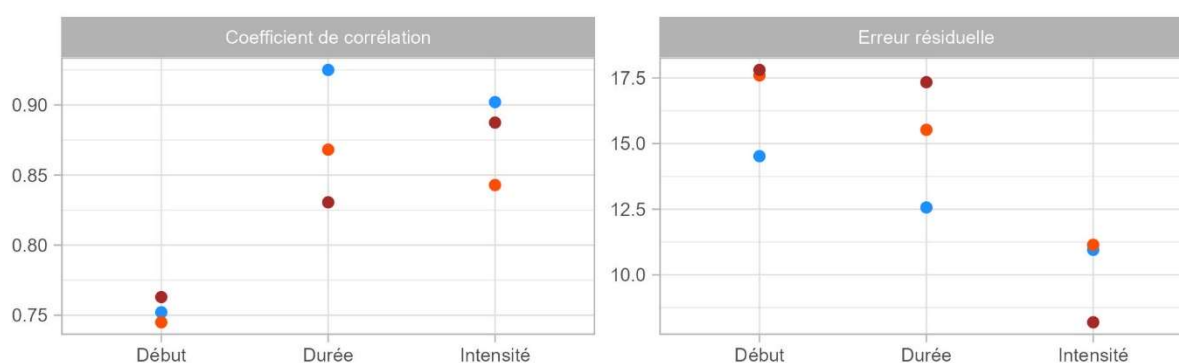


Figure 26 : Qualité de la régression linéaire. Les couleurs distinguent les 3 méthodes de calcul des indicateurs : sur la base des mesures (bleu), sur la base des simulations et calculés sur la fraction instrumentée du profil (orange) ou sur l'ensemble du profil enraciné (brun).

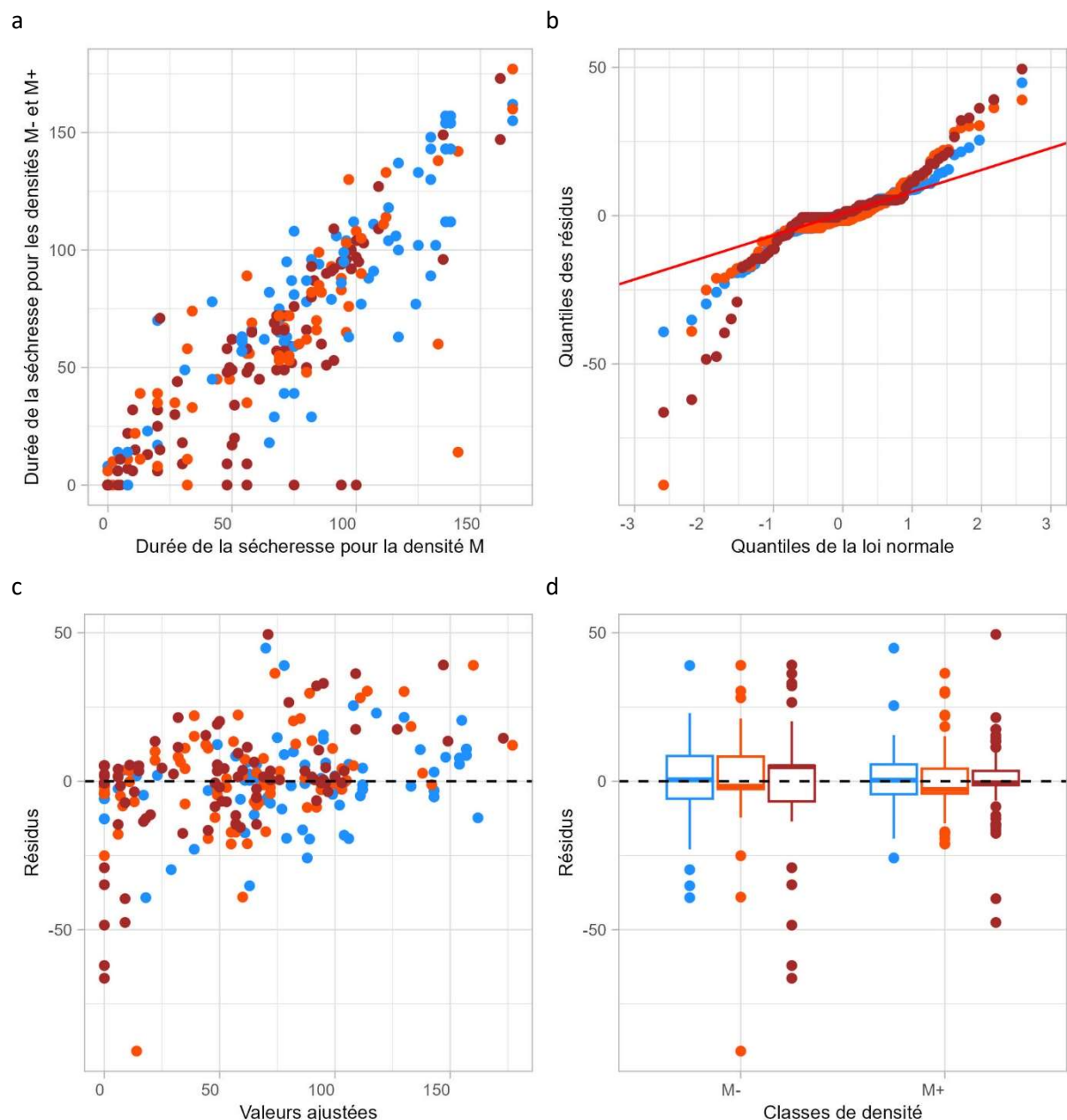


Figure 27 : Hypothèses nécessaires à l'ajustement d'une régression linéaire. a/ linéarité. b/ normalité : graphique quantile-quantile des résidus vis-à-vis d'une loi normale. L'hypothèse de normalité des résidus est vérifiée lorsque les points sont proches de la droite $Y=x$ en rouge. c/ et homoscédasticité (= variance des résidus constante) des résidus. La figure d montre la distribution des résidus par classe de densité : les médianes sont proches de 0 indiquant que l'effet densité a bien été pris en compte. Les graphiques d'analyse des hypothèses ne sont présentés que pour la durée de la sécheresse. Les résultats sont similaires pour les 2 autres indicateurs. Les couleurs distinguent les 3 méthodes de calcul des indicateurs : sur la base des mesures (bleu), sur la base des simulations et calculés sur la fraction instrumentée du profil (orange) ou sur l'ensemble du profil enraciné (brun).

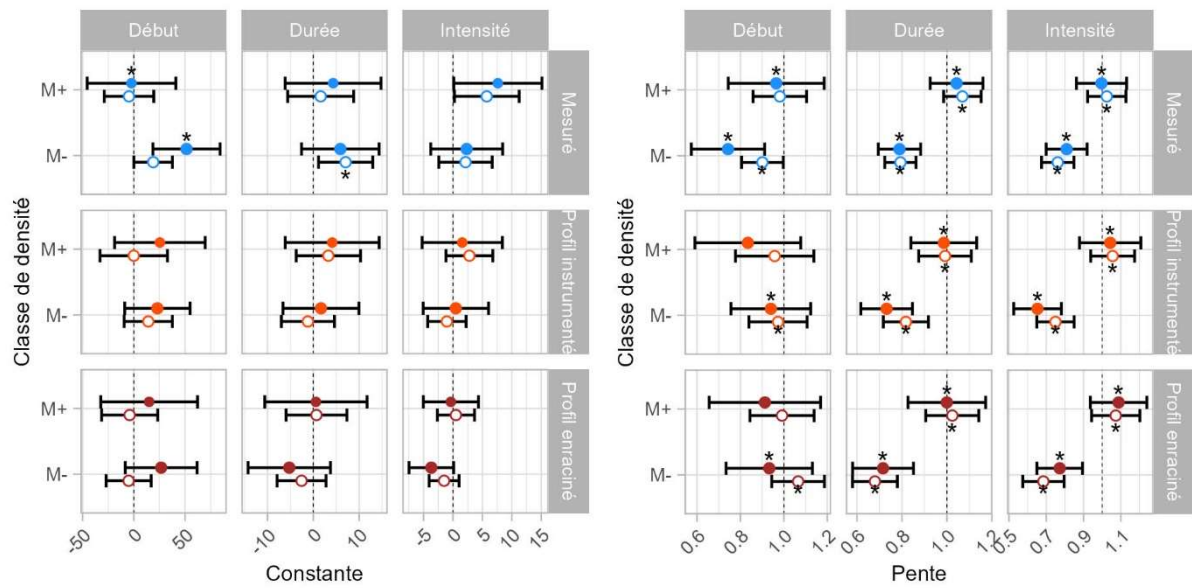


Figure 28 : Estimation (points et cercles) et intervalle de confiance (trait noir) des 4 coefficients ajustés. A gauche, les constantes μ et $\alpha_d + \mu$, ordonnées à l'origine et, à droite, les pentes γ et $\gamma_d + \gamma$, respectivement des traitements M- et M+. Les points représentent les coefficients (constantes et pentes) estimées avec le jeu de données complet et les cercles ceux estimés avec le jeu de données réduit.

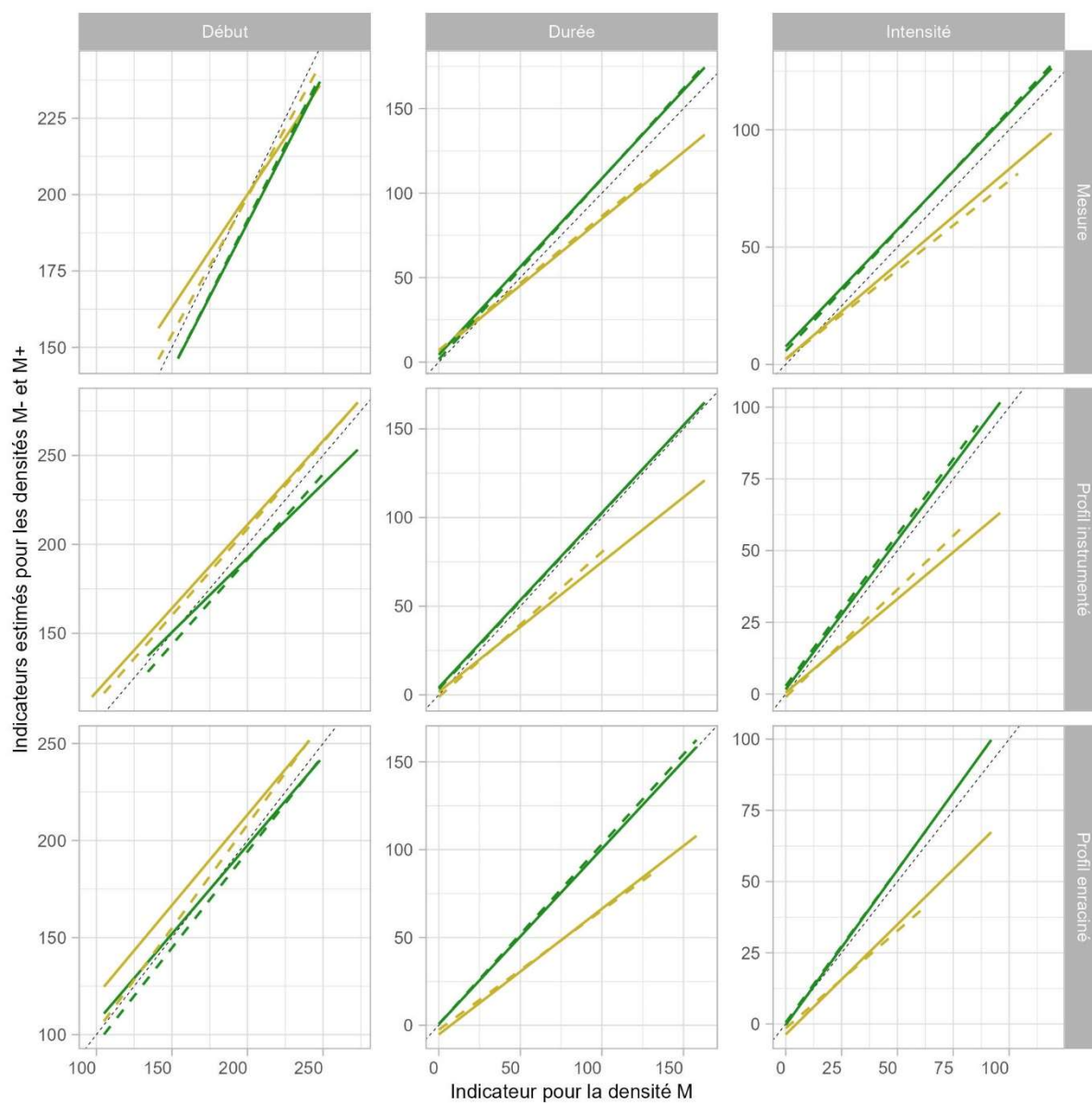


Figure 29 : Relations ajustées pour les traitements M- (jaune) et M+ (vert), pour les 3 indicateurs calculés selon les 3 méthodes. La ligne en pointillés noirs représente la droite $Y=x$. Les lignes de couleurs continues représentent les relations ajustées avec le jeu de données complet et les lignes de couleurs en pointillés les relations ajustées avec le jeu de données réduit.

6. Conclusions et perspectives (propositions de valorisation, voies d'amélioration...)

6.1. Conclusions

Un des principaux leviers d'action d'adaptation du sylviculteur consiste à réduire la densité du peuplement pour diminuer sa consommation totale en eau, limiter la compétition entre arbres et ainsi réduire les conséquences des sécheresses sur la croissance et la mortalité. Pour préconiser des nouveaux itinéraires sylvicoles dans des gammes encore peu expérimentées par le gestionnaire (très faible densité), il est essentiel de considérer les interactions complexes entre les arbres (type de couvert, phénologie, enracinement...), le microclimat et les caractéristiques du sol (réservoir en eau). Pour cela, l'approche par modélisation des différents processus est indispensable sur des dispositifs expérimentaux raisonnés spécifiquement pour ces questions sylvicoles (Seynave et al. 2018).

Un des objectifs du travail présenté ici, réalisé à partir des données des réseaux du Groupement d'Intérêt Scientifique Coopérative de données sur la croissance des peuplements forestiers (GIS Coop, <https://www6.inrae.fr/giscoop>), était d'analyser l'effet d'itinéraires de densité de peuplement sur différents indicateurs de sécheresse (début, durée, intensité) (objectif 3). Pour mener à bien cette analyse et minimiser les erreurs d'estimation du bilan hydrique, différentes travaux préalables ont été nécessaires pour notamment quantifier l'évolution saisonnière et interannuelle des réserves relatives en eau du sol (REW, Relative Extractable Water) des dispositifs instrumentés, à partir de mesures *in situ* de teneur en eau (objectif 1) et intégrer l'ensemble de la profondeur utile du sol pour quantifier le déficit hydrique (objectif 2). En effet, à chaque étape des incertitudes ou des biais dans l'estimation de certains indicateurs ou le paramétrage des modèles (équations de calibration et détermination des teneurs en eau caractéristiques pour l'analyse des mesures *in situ*, phénologie foliaire, drainage pour la modélisation) peuvent changer les résultats rendant difficile les conclusions quant aux effets de la densité sur la réduction potentielle de la sécheresse.

Le travail présenté ici est original car il associe 7 sites fortement instrumentés, 3 espèces forestières (un feuillu et deux résineux), un suivi sur 7 années et 5 itinéraires de densité tranchés. Ce dispositif expérimental très large a permis d'obtenir un jeu de données unique mais complexes avec de nombreuses sources de variation que nous avons cherché à analyser et à quantifier. Ce travail apporte des avancées importantes sur des aspects méthodologiques généralement peu pris en compte comme la calibration des sondes pour construire les équations de conversion du signal analogique en humidité volumique, les différentes méthodes d'estimation du réservoir en eau utilisable du sol (méthodes des paliers, courbe de rétention) ou encore la comparaison des différents indicateurs de sécheresse selon les différentes profondeurs d'enracinement/sondes disponibles. Ce travail a clairement mis en évidence qu'à toutes les étapes, des biais peuvent apparaître et qu'il faut en tenir compte pour assurer la validité scientifique des résultats.

Le travail sur la calibration (objectif 1) montre que les équations obtenues se différencient des équations des constructeurs quels que soient le site et le modèle de sonde (voir 5.1.1). Même si les équations établies sont toutes des équations polynomiales pouvant être d'ordre 1, 2 voire 3, il n'est pas possible de définir une équation générique valide dans tous les contextes. Ces différences peuvent sembler négligeables mais elles ont malgré tout un impact sur le calcul des humidités volumiques, sur ou sous-estimées selon la gamme d'humidité. Il apparaît donc essentiel de calibrer les sondes pour estimer les humidités volumiques à différentes profondeurs.

Le travail sur la comparaison des méthodes (palier et courbe de rétention) pour déterminer les teneurs en eau caractéristiques du sol (par exemple les valeurs classiquement considérées à pF2 et pF4.2, point de flétrissement permanent et capacité au champ) et estimer les réservoirs utiles a montré des différences importantes selon les méthodes, les sites et les périodes de l'année considérées (été, hiver...). Selon les sites, ces différences méthodologiques peuvent changer les indicateurs de sécheresse (par exemple, sécheresses moins marquées en utilisant les valeurs les plus faibles des humidités volumiques à la capacité au champ (voir 5.1.2). Cependant, même si des différences existent, la teneur en eau relative des sols suit bien pour tous les sites les cycles annuels attendus de vidange/remplissage des réservoirs utiles (voir 5.1.3).

Le travail sur la quantification du déficit hydrique via le modèle de bilan hydrique journalier Biljou© (valeurs simulées) et la comparaison avec les données mesurées a montré également que selon les jeux de paramètres pour la modélisation, les estimations des différents indicateurs de sécheresse et la cohérence avec les mesures pouvaient changer (variation selon la profondeur d'enracinement des arbres, par exemple). La très forte variabilité des R^2 et RMSE observée pour chaque site montre l'importance de cette étape de paramétrage. Pour la majorité des paramètres, la méthode d'estimation retenue est variable selon le site. Ainsi, par exemple, la valeur du réservoir utilisable retenue peut-être celle issue des courbes de rétention, celle issue des teneurs en eau caractéristiques déterminées sur les courbes d'humidité volumique ou encore celle issue des classes texturales de Al Majou.

Concernant l'effet de la densité de peuplement sur la disponibilité en eau du sol (voir 5.3.), les variations des indicateurs entre densités sont de second ordre par rapport aux variations entre années (météo) et entre sites (réservoir en eau x type fonctionnel). Comme attendu, les effets sont faibles mais significatifs. Ils varient selon l'indicateur considéré (début, durée, intensité). Il apparaît globalement que, quelle que soit la méthode de calcul, la durée et l'intensité de la sécheresse sont significativement diminuées en peuplement peu dense par rapport à un peuplement de densité moyenne. Pour la durée de sécheresse, les coefficients sont compris entre - 20 jours et - 10 jours et sont plus faibles pour les indicateurs calculés sur profil enraciné que pour ceux calculés sur les profils instruments, eux-mêmes plus faibles que pour les indicateurs mesurés : l'effet semble donc un peu plus marqué à l'échelle du profil enraciné qu'à celle du profil instrumenté. L'effet de la densité varie aussi selon l'importance de la sécheresse. Ainsi, pour la durée et l'intensité de la sécheresse, on observe une nette diminution de l'indicateur pour les placettes à faible densité par rapport aux placettes de densité moyenne, d'autant plus importante que la sécheresse est marquée. Pour les sécheresses les plus sévères, d'une durée d'environ 150 jours, la durée est diminuée de 50 jours (pour les indicateurs calculés sur le profil enraciné) à 25 jours (pour les indicateurs mesurés), soit une diminution de 30 à 25 %. Pour l'intensité de la sécheresse, la baisse est du même ordre de grandeur.

Si ce travail a montré une diminution significative de la durée et de l'intensité de la sécheresse en peuplement peu dense par rapport à un peuplement de densité moyenne, il n'a pas mis en évidence de différence significative entre les densités forte et moyenne quel que soit l'indicateur de sécheresse considéré. Les résultats de l'étude tendent à montrer que les densités moyennes ont peu d'impact sur les indicateurs de sécheresse par rapport à des itinéraires sylvicoles à densité forte. Les faibles différences entre les LAI de peuplements à densités forte et moyenne (4.3.1) peuvent expliquer cette absence d'effet, le LAI étant le seul paramètre fonctionnel qui différencie les itinéraires de densité de peuplement dans le modèle Biljou©. Néanmoins, ce résultat peut être nuancé au regard des coefficients ajustés sur les indicateurs mesurés. En effet, on constate une légère différence entre les densités moyenne et forte : les indicateurs de durée et d'intensité de sécheresse sont supérieurs en

peuplement dense par rapport au peuplement à densité moyenne. Cette différence, non significative au seuil de 5 %, est significative au seuil de 10 %.

6.2. Perspectives

Une part importante de ce travail a porté sur la méthodologie. L'analyse de l'effet de la densité des peuplements sur les indicateurs de sécheresse n'a pu être menée que partiellement. Plusieurs voies d'approfondissement sont envisagées.

La première consiste à reprendre les analyses réalisées ici (5.3.3 et 5.3.4), d'une part en enrichissant le jeu de données et, d'autre part, en prenant en compte explicitement les conditions météorologiques et stationnelles. En incluant l'année 2025 et, pour CASTILLONVILLE, toutes les années 2018 à 2025, on disposera probablement d'un jeu de données plus grand et plus équilibré. On pourrait alors tester les interactions entre facteurs (années et sites) ce que nous n'avons pas pu faire ici. De plus, étant données la très forte variabilité et l'importance des conditions météorologiques et, dans une moindre mesure, des caractéristiques stationnelles, l'analyse devrait prendre en compte explicitement la météo et le réservoir en eau utilisable des sols. A ce stade, c'est l'année et le site qui sont introduits dans les analyses or les différences entre années ne sont pas les mêmes selon les sites (exemple de l'année 2020 : le bilan hydrique climatique de la saison de végétation est compris entre - 300 et - 400 mm sur tous les sites sauf CASTILLONVILLE où il est proche de 0 ; voir 4.1) et il existe sur certains sites des différences stationnelles entre placettes (notamment sur les sites de MONTRICHARD et de OPTMix O12). On peut s'attendre à ce qu'une meilleure prise en compte de la météo et du sol permette de mieux mettre en évidence les effets de la densité du peuplement, qui est un facteur secondaire par rapport à la météo et au sol.

L'analyse réalisée ici est globale, elle intègre tous les sites et toutes les années. Une analyse réalisée par site permettrait de prendre en compte plus finement les spécificités de chaque site comme la composition et l'importance du sous-étage, qui doit en grande partie expliquer les faibles différences de LAI entre les densités moyenne et forte, ou encore la date et la nature des interventions sylvicoles. Sur 4 sites, des éclaircies et des interventions sous le sous-étage ont été réalisées durant la période étudiée. On pourrait alors étudier l'effet de ces interventions sur les indicateurs de sécheresse. Cette analyse nous permettra de réaliser pour chaque site des fiches montrant les effets de la densité du peuplement sur la disponibilité en eau du sol, livrable initialement prévu dans le cadre du présent projet.

Enfin, l'analyse s'est concentrée sur 3 indicateurs de sécheresse édaphique. Il s'agit d'indicateurs écophysologiques qui caractérisent la période durant laquelle la réserve en eau relative du sol est inférieure à 0,4, seuil en dessous duquel la conductance stomatique (ou conductance du couvert à l'échelle du peuplement) régule significativement la consommation en eau des arbres. Une analyse des courbes de REW permettrait de comparer la consommation en eau des peuplements sur toute l'année et non pas uniquement sur les périodes de stress hydrique (figure 30).

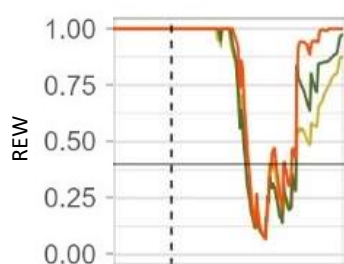


Figure 30 : courbes REW mesurées en 2024 pour les 3 placettes du site d'AGRE. Alors que l'écart entre les 3 courbes est faible sur la période de déficit hydrique (REW < 0,4), il est important sur le dernier trimestre. Ce qui traduit une différence importante dans la cinétique de remplissage du réservoir en eau utilisable.

7. Synthèse des sujets pour lesquels des études ou recherches complémentaires seraient nécessaires

Les sites expérimentés utilisés pour ce projet font également l'objet d'un suivi horaire de la croissance des arbres. Ainsi sur chaque placette, une vingtaine d'arbres sont équipés d'un microdendromètre qui mesure la croissance en continu. La pose de ces microdendromètres est concomitante à l'installation des sondes de mesure de l'humidité du sol et de la station météorologique. Dans la continuité de ce projet, il serait particulièrement intéressant d'utiliser nos résultats pour évaluer l'effet des déficits hydriques sur les dynamiques de croissance individuelles et peuplement (les arbres équipés d'un microdendromètre ont été sélectionnés afin de constituer un échantillon représentatif de la distribution en circonférence des peuplements). L'enjeu serait de préciser et de quantifier l'effet d'une diminution de la densité du peuplement sur l'impact des déficits hydriques en termes de croissance annuelle mais également en termes de dynamique de croissance en étudiant par exemple les dates d'arrêt de croissance, ou les amplitudes maximales de contraction.

La croissance secondaire est souvent utilisée comme un marqueur de l'état sanitaire des arbres et de leur capacité de résistance et de résilience face à un aléa. Mais elle est également très dépendante de la densité du peuplement et des interventions sylvicoles. En complément de l'analyse de la croissance secondaire, il faudrait objectiver de manière indépendante l'état de stress hydrique des arbres entre itinéraires de densité d'un site donné par mesure de potentiel hydrique de base des arbres. Ces mesures permettraient d'assurer la validité scientifique de nos résultats sur la croissance radiale qui reste un indicateur indirect du stress hydrique des arbres.

8. Références bibliographiques du rapport

AL MAJOU, H., 2008. Étude et prédiction des propriétés de rétention en eau des sols : Prise en compte de la composition et de l'état structural du sol. Sciences de la Terre. Université d'Orléans.

AUSSENAC, G., 2000. Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science*, 57, 287-301. DOI: 10.1051/forest:2000119

AUSSENAC, G., GRANIER, A., 1988. Effects of thinning on water stress and growth in Douglas-fir. *Canadian Journal of Forest Research*, 18, 100-105. DOI: 10.1139/x88-015

AUSSENAC, G., GRANIER, A., NAUD, R., 1982. Influence d'une éclaircie sur la croissance et le bilan hydrique d'un jeune peuplement de Douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco). *Canadian Journal of Forest Research*, 12, 222-231. DOI: 10.1139/x82-034

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(6), 979-997.

BERTIN, S., BALANDIER, P., BECQUEY, J., BONAL, D., BREDAS, N., PERRIER, C., RIOU-NIVERT, P., SEVRIN, E., 2016. Le bilan hydrique des peuplements forestiers. Etat des connaissances scientifiques et techniques - Implications pour la gestion, RMT AFORCE Ed., 190 p.

BERTUZZI, P., CLASTRE, P., 2022, Information sur les mailles SAFRAN. (<https://doi.org/10.57745/1PDFNL>), Recherche Data Gouv, V1

BOUTHIER, A., SCHEURER, O., SEGER, M., LAGACHERIE, P., BEAUDOIN, N., DESCHAMPS, T., SAUTER, J., FORT, J.L., COUSIN, I., 2022. Réservoir en eau du sol utilisable par les cultures, éditions Arvalis, 2022.

- BRIERE, M., 2022. Adaptation et développement d'un modèle écophysologique, mécanique, sur une large gamme de densités afin d'aider à l'adaptation de la gestion sylvicole aux changements climatiques. Thèse de doctorat, Université Paris-Saclay, spécialité biologie, 242p.
- BRADFORD, J. B., BELL, D. M., 2017. A window of opportunity for climate-change adaptation: easing tree mortality by reducing forest basal area. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 15(1), 11-17. DOI: 10.1002/fee.1445
- BRÉDA, N., 1998. Analyse rétrospective de la croissance radiale des chênes de la Forêt Domaniale de La Harth (Haut-Rhin). [hal-02843031](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02843031)
- BREDA, N., GRANIER, A., 1996. Intra- and interannual variations of transpiration, leaf area index and radial growth of a sessile oak stand (*Quercus petraea*). *Annals of Forest Science*, 53, 521-536.
- BRÉDA, N., GRANIER, A., AUSSENAC, G., 1995. Effects of thinning on soil and tree water relations, transpiration and growth in an oak forest (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.). *Tree physiology*, 15, 295-306. DOI: 10.1093/treephys/15.5.295
- BREDA, N., GRANIER, A., AUSSENAC, G., 2000. Evolutions possibles des contraintes climatiques et conséquences pour la croissance des arbres. *Revue forestière française*, 2000, 52, 73-90. 10.4267/2042/5407
- CHAGNAUD, D., 2017. Etalonnage de sondes de mesure de la teneur en eau volumique du sol. DUT Mesures Physiques, Université d'Auvergne Clermont Ferrand.
- CHRISTENSEN, J. H., et al. 2007. Regional climate projections. Pages 847–940 in S. SOLOMON, D. QIN, M. MANNING, Z. CHEN, M. MARQUIS, K. B. AVERYT, M. TIGNOR, and H. L. MILLER, editors. *Climate change 2007: the physical science basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- COURBET, F., DOUSSAN, C., LIMOUSIN, J.-M., MARTIN-STPAUL, N., SIMIONI, G., 2022. Forêts et changement climatique : comprendre et modéliser le fonctionnement hydrique des arbres (1ère édition ed.): Quae.
- COURBET, F., MARTIN, N. E., SIMIONI, G., DOUSSAN, C., LADIER, J., BADEL, E., 2019. Agir sur la sensibilité à la sécheresse par la sylviculture. *Forêt Entreprise, Forêt Privée Française*, 249 (Novembre - Décembre), 46-48.
- DEL CAMPO, A. D., GONZÁLEZ-SANCHIS, M., MOLINA, A. J., GARCÍA-PRATS, A., CEACERO, C. J. BAUTISTA, I., 2019. Effectiveness of water-oriented thinning in two semiarid forests: The redistribution of increased net rainfall into soil water, drainage and runoff. *Forest ecology and management*, 438, 163-175. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.02.020
- DONNER, B. L., RUNNING, S. W., 1986. Water stress response after thinning *Pinus contorta* stands in Montana. *Forest Science*, 32, 614-625.
- DUCHAUFOR P., BONNEAU M., SOUCHIER B., 1979. *Pédologie 2. Constituants et propriétés des sols*. Paris, France : Masson, 459 p.
- ELKIN, C., GIUGGIOLA, A., RIGLING, A., BUGMANN, H., 2015. Short- and long-term efficacy of forest thinning to mitigate drought impacts in mountain forests in the European Alps. *Ecological Applications*, 25(4), 1083–1098
- FORLER, A., 2022. Adaptation de la gestion forestière au changement climatique : étude des effets de la gestion du chêne sessile et du douglas sur la dynamique de l'eau dans les sols forestiers. Mémoire de fin d'études, AgroParisTech, 73 p.
- GEBHARDT, T., HÄBERLE, K.-H., MATYSSEK, R., SCHULZ, C., AMMER, C., 2014. The more, the better? Water relations of Norway spruce stands after progressive thinning. *Agricultural and Forest Meteorology*, 197, 235-243. DOI [https:// DOI.org/10.1016/j.agrformet.2014.05.013](https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2014.05.013).
- GIOT, G., 2016. Réflectomètres de teneur en eau CS650 vs CS616. Journées de la Mesure et de la Métrologie, Blois, France. [hal-02800583](https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-02800583)

- GIOT, G., COUSIN, I., 2012. Méthode d'étalonnage des réflectomètres de teneur en eau CS616 pour la mesure et le suivi de l'humidité du sol sur le site atelier OS². NOV'AE - Ingénierie Et Savoir-Faire Innovants, (77 Cahier des techniques), 8–25.
- GONG, Y., CAO, Q., SUN, Z., 2003. The effects of soil bulk density, clay content and temperature on soil water content measurement using time-domain reflectometry. *Hydrological Processes*, 17(18), 3601-3614. DOI: 10.1002/hyp.1358
- 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. DOI: 10.1016/S0304-3800(98)00205-1
- HE, L., IVANOV, V. Y., BOHRER, G., THOMSEN, J. E., VOGEL, C. S., MOGHADDAM, M., 2013. Temporal dynamics of soil moisture in a northern temperate mixed successional forest after a prescribed intermediate disturbance. *Agricultural and Forest Meteorology*, 180, 22-33. DOI 10.1016/j.agrformet.2013.04.014.
- IGN, 2025. Le memento Inventaire Forestier. Edition 2025.
- JACKSON, R.B., CANADELL, J., EHLERINGER, J.R., MOONEY, H.A., SALA, O.E., SCHULZE, E.D., 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia*, 108, 389-411.
- LAGERGREN, F., LANKREIJER, H., KUČERA, J., CIENCIALA, E., MÖLDER, M., LINDROTH, A., 2008. Thinning effects on pine-spruce forest transpiration in central Sweden. *Large-scale experimentation and oak regeneration*. *Forest Ecology and Management*, 255(7), 2312-2323. DOI 10.1016/j.foreco.2007.12.047
- LEBOURGEOIS, F., 2025. Arbres et Arbustes des forêts tempérées - reconnaissance et écologie. Editions : AgroParisTech
- MOREAU, G., CHAGNON, C., ACHIM, A., CASPERSEN, J., D'ORANGEVILLE, L., SANCHEZ-PINILLOS, M., THIFFAULT, N., 2022. Opportunities and limitations of thinning to increase resistance and resilience of trees and forests to global change. *Forestry*, 95(5), 595-615. DOI: 10.1093/forestry/cpac010
- OLIVAR, J., BOGINO, S., RATHGEBER, C., BONNESOEUR, V., BRAVO, F., 2014. Thinning has a positive effect on growth dynamics and growth–climate relationships in Aleppo pine (*Pinus halepensis*) trees of different crown classes. *Annals of Forest Science*, 71, 395-404. DOI: 10.1007/s13595-013-0348-y
- PEIFFER, M., 2005. Paramétrisation du bilan hydrique et établissement des flux d'eau et de nutriments dans les séquences de hêtraies de plaine. 2005. Thèse de doctorat. Ecole nationale du génie rural, des eaux et des forêts
- REINEKE, L. H. (1933). Perfecting a stand-density index for even-aged forest. *Journal of agricultural research*, 46, 627-638.
- ROBINSON, D. A., GARDNER, C. M. K., COOPER, J. D., 1999. Measurement of relative permittivity in sandy soils using TDR, capacitance and theta probes: comparison, including the effects of bulk soil electrical conductivity. *Journal of Hydrology*, 223, 3-4. DOI: 10.1016/S0022-1694(99)00121-3
- SENEVIRATNE, S. I., et al. 2012. Changes in climate extremes and their impacts on the natural physical environment. Pages 109–230 in C. B. FIELD et al., editors. *Managing the risks of extreme events and disasters to advance climate change adaptation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- SEYNAVE, I., BAILLY, A., BALANDIER, P., BONTEMPS, J.-D., CAILLY, P., CORDONNIER, T., DELEUZE, C., DHOTE, J.-F., GINISTY, C., LEBOURGEOIS, F., MERZEAU, D., PAILLASSA, E., PERRET, S., RICHTER C., MEREDIEU C., 2018. GIS Coop: networks of silvicultural trials for supporting forest management under changing environment. *Annals of Forest Science*, 75(2), 48.
- SIMONIN, K., KOLB, T. E., MONTES-HELU, M., KOCH, G. W., 2007. The influence of thinning on components of stand water balance in a ponderosa pine forest stand during and after extreme drought. *Agricultural and Forest Meteorology*, 143, 266-276. DOI: 10.1016/j.agrformet.2007.01.003
- 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. DOI: 10.1016/j.foreco.2016.07.046

- SOUBEYROUX, J.-M., KITOVA, N., BLANCHARD, M., VIDAL, J.-P., MARTIN, E., DANDIN, P., 2012. Sécheresses des sols en France et changement climatique : Résultats et applications du projet ClimSec. *La Météorologie*, 78, 21-30. DOI: 10.4267/2042/47512
- STOGSDILL, W.R., WITTEWER, R.F., HENNESSEY, T.C., DOUGHERTY, P.M., 1992. Water use in thinned loblolly pine plantations. *Forest Ecology and Management*, 50, 233-245. DOI 10.1016/0378-1127(92)90338-A.
- TENDILLE, P., 2018. Évaluation de la teneur en eau des sols forestiers par étalonnage de la sonde CS616 Campbell Scientific. DUT Mesures Physiques, IUT-Université d'Auvergne, Clermont-Ferrand
- TROUVE, R., 2015. Adaptation des itinéraires sylvicoles au changement climatique. Cas du chêne sessile et du douglas. Thèse de doctorat, AgroParisTech, 293 p.
- TROUVE, R., BONTEMPS, J.D., COLLET, C., SEYNAVE, I., LEBOURGEOIS, F., 2014. Growth partitioning in forest stands is affected by stand density and summer drought in sessile oak and Douglas-fir. *Forest Ecology Management*, 334, 358-368.
- TROUVE, R., BONTEMPS, J.D., COLLET, C., SEYNAVE, I., LEBOURGEOIS, F., 2017. Radial growth resilience of sessile oak after drought is affected by site water status, stand density and social status. *Trees*, 31, 517-529
- VITASSE, Y., WOHLGEMUTH, T., & RIGLING, A. (2023). Les forêts face aux sécheresses et canicules : causes de dépérissements, facteurs aggravants et différences de sensibilité entre les espèces. *Revue forestière française*, 74(2), 121-132. <https://doi.org/10.20870/revforfr.2023.7586>
- WAGNER, S., FISCHER, H., HUTH, F., 2011. Canopy effects on vegetation caused by harvesting and regeneration treatments. *European Journal of Forest Research*, 130, 17-40.
- WANG, Y., WEI, X., DEL CAMPO, A. D., WINKLER, R., WU, J., LI, Q., LIU, W., 2019. Juvenile thinning can effectively mitigate the effects of drought on tree growth and water consumption in a young *Pinus contorta* stand in the interior of British Columbia, Canada. *Forest Ecology and Management*, 454, 117667. DOI 10.1016/j.foreco.2019.117667.
- WANG, Z., HE, Q., HU, B., PANG, X., BAO, W., 2018. Gap thinning improves soil water content, changes the vertical water distribution, and decreases the fluctuation. *Canadian Journal of Forest Research*, 48, 1042-1048.
- ZHU, X., HE, Z.-B., DU, J., CHEN, L.-F., LIN, P.-F., LI, J., 2017. Temporal variability in soil moisture after thinning in semi-arid *Picea crassifolia* plantations in northwestern China. *Forest Ecology and Management*, 401, 273-285. DOI [10.1016/j.foreco.2017.07.022](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.022).

9. ANNEXE 1 – Quantifier l'évolution saisonnière et interannuelle des réserves relatives en eau du sol (REW, Relative Extractable Water) à partir des mesures in situ

9.1. Préparation des données

Les données brutes des sondes de mesure de l'humidité du sol (signal électrique en μs ou mV, ou teneur en eau m^3/m^3 , respectivement pour les TDR CS616, GS1, et TDR CS650) installées *in situ* sont régulièrement téléchargées depuis les centrales d'acquisition. Les fichiers issus de ces téléchargements ont été compilés dans un seul fichier. Aurélien Forler a réalisé un script sous R permettant de constituer ce fichier et de le mettre à jour avec les nouveaux téléchargements. C'est également à cette étape que les données brutes sont contrôlées : en particulier, les valeurs aberrantes sont supprimées et les données manquantes identifiées (figure 31).

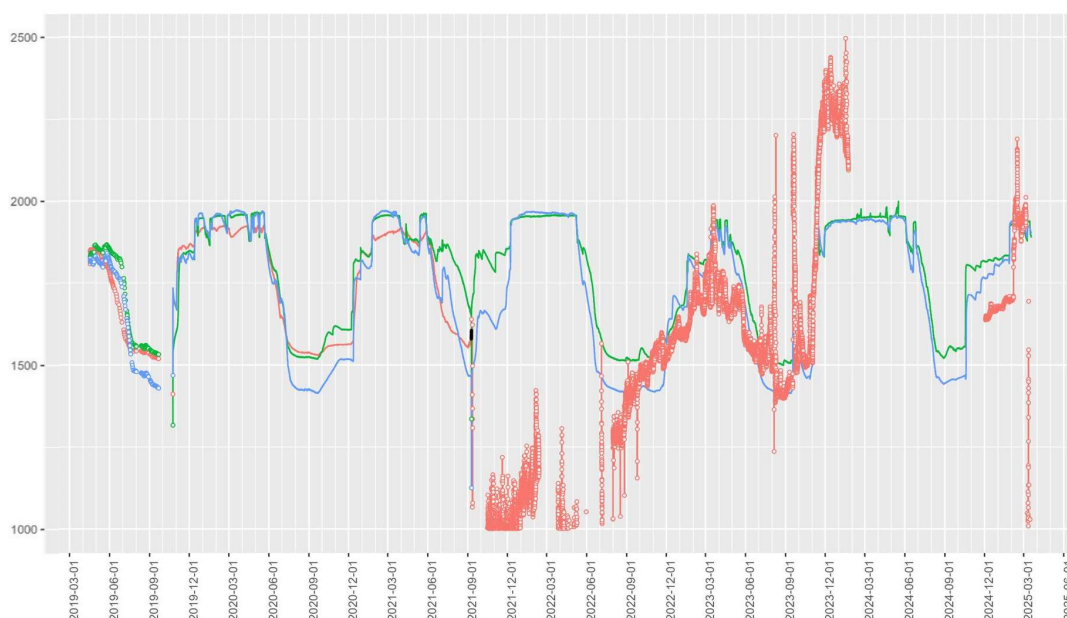


Figure 31 : exemple des données brutes de la placette 3 de AGRE : signal électrique en mV en fonction de la date. Une des sondes envoie des valeurs aberrantes sur une longue période (courbe rouge). Dans ce cas, seules les données des 2 sondes qui fonctionnent sur toute la période ont été conservées.

La fréquence d'acquisition des mesures ainsi que la fréquence d'enregistrement varient selon les sites : entre 1 et 3 minutes pour la fréquence d'acquisition et 30 minutes à 12 heures pour la fréquence d'enregistrement. Un des objectifs du projet étant de comparer les déficits hydriques déterminés à partir des mesures *in situ* et par modélisation avec Biljou®, nous avons choisi de travailler au même pas de temps, c'est-à-dire la journée, et les données brutes ont été moyennées par jour.

9.2. Calibration des capteurs d'humidité du sol

Les sites d'étude sont équipés de deux types de sondes capacitatives différentes qui utilisent le principe de réflectométrie soit dans le domaine fréquentiel (FDR) (Decagon Devices Inc., GS1) soit dans le domaine temporel (TDR) (Cambell Scientific®, CS650, CS616) pour déterminer la permittivité apparente d'un sol. Cependant les paramètres tels que la granulométrie, la température, la masse

volumique et la teneur en matière organique modifient la relation entre permittivité et teneur en eau (Robinson et al. 1999, Gong et al. 2003, Giot 2016). Il est donc primordial d'établir la relation signal – teneur en eau pour chaque couche de sol.

Au démarrage du projet ce travail de calibration avait été partiellement réalisé pour toutes les sondes, sauf les sondes installées sur le site de CASTILLONVILLE. Au cours du projet, nous avons repris et finalisé le travail de calibration déjà entamé et réalisé la calibration des sondes non calibrées.

9.2.1 Sondes TDR CS616 installées sur les sites OPTMix

Deux études ont été menées en 2017 (Chagnaud 2017) et 2020 (Tendille 2020) qui ont permis de mettre en œuvre plusieurs méthodes de calibration. Pour toutes ces méthodes, le principe est de disposer de mesures de teneurs en eau associées à des enregistrements des sondes afin d'établir une équation liant les valeurs fournies par les sondes aux teneurs en eau mesurées. Cette relation étant influencée par les caractéristiques du sol, il est important d'établir ces équations sur plusieurs échantillons représentatifs des conditions pédologiques des sites.

Une première méthode reposait sur l'hypothèse que la teneur en eau volumique indiquée par la sonde est une valeur moyenne sur les 30 cm de tiges de la sonde. Selon cette hypothèse, insérer progressivement la sonde dans un échantillon de sol reconstitué, maintenu à la capacité au champ et de teneur en eau volumique connue, revient à réaliser des mesures à des teneurs en eau proportionnelles à la longueur de tiges insérée dans le sol. La seconde méthode consistait à réaliser ponctuellement et à proximité de sondes installées en forêts, des mesures de teneurs en eau avec une sonde à neutrons qui constitue la méthode de référence puis à mettre en relation ces mesures avec les valeurs enregistrées par les sondes. Deux autres méthodes utilisaient des échantillons de sols reconstitués à partir de prélèvements de sol effectués à proximité des sites et aux différentes profondeurs instrumentées. Dans un cas, l'échantillon préalablement séché était mélangé à une quantité d'eau connue afin d'atteindre une teneur en eau cible puis pressé pour être à la même densité apparente que le sol *in situ*. Le signal d'une sonde insérée dans l'échantillon ainsi obtenu est ensuite enregistré, l'échantillon est pesé puis de nouveau séché pour déterminer sa teneur en eau. L'opération est répétée pour différentes valeurs cibles de teneur en eau et sur différents échantillons de texture et de densité apparente différente. Dans le second cas, les échantillons sont reconstitués de manière à obtenir des échantillons de textures, de tailles d'agrégats et de densités apparentes différentes. Ces échantillons sont ensuite réhumidifiés jusqu'à être à la capacité au champ puis équipés d'une sonde et séchés. Des pesées et des enregistrements réguliers durant toute la phase de séchage permettent ensuite de mettre en relation la teneur en eau obtenue grâce aux pesées aux valeurs fournies par la sonde. Ce sont les données de cette dernière expérience qui ont été reprises et analysées durant le projet afin d'établir des équations par classes de textures (figure 32). Cependant, étant donné que la gamme de teneur en eau obtenue n'était pas suffisante pour toutes les textures, une équation unique (calculée toutes textures confondues) a été utilisée pour l'ensemble des échantillons des site OPTMix.

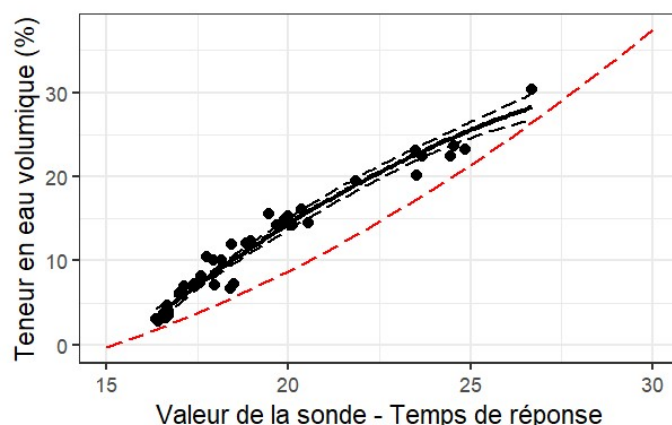


Figure 32 : Ajustement des équations de calibration pour les sites d'OPTMix (3 sites confondus et 3 profondeurs confondues). Les points noirs représentent les couples (Teneur en eau, Valeur sonde) obtenus pour tous les échantillons calibrés. La courbe noire représente l'équation ajustée. En pointillés rouges l'équation constructeur.

9.2.2 Sondes capacitives GS1 installées à AGRE, MONTRICHARD, DARNEY, COLETTES et LA HOUVE

La calibration a été faite sur des échantillons de sol non remaniés prélevés à proximité des emplacements des sondes (dans la même fosse mais sur une des 2 faces latérales). En laboratoire, ils ont été réhumidifiés puis séchés à l'air libre puis en étuve à 35 °C. Ces échantillons ont été équipés d'une sonde dont le signal a été enregistré en continu sur toute la durée du séchage. Les échantillons ont également été pesés régulièrement. Entre 2019 et 2022, 53 échantillons sur les 90 prélevés ont ainsi été traités. Les premières équations ont été établies en 2022 pour chaque site et chaque profondeur. Cependant, pour certains sites, les résultats n'étaient pas satisfaisants compte tenu de la variabilité entre échantillons. C'est notamment le cas des échantillons prélevés sur le site des COLETTES dont le sol est caillouteux.

A la suite de ce premier travail, 17 échantillons complémentaires ont été calibrés puis tous les échantillons calibrés depuis 2019 ont été séchés en étuve à 105 °C puis pesés (ils n'avaient été séchés qu'à 40 °C ce qui ne permettait pas d'avoir le poids de la terre sèche). Ce travail de laboratoire et l'analyse de l'ensemble du jeu de données ont été faits durant ce projet, en partie par Aurélien Forler recruté en CDD en 2023.

Les ajustements des équations de calibration ont ensuite été réalisés ce jeu de données complété et corrigé (figure 33).

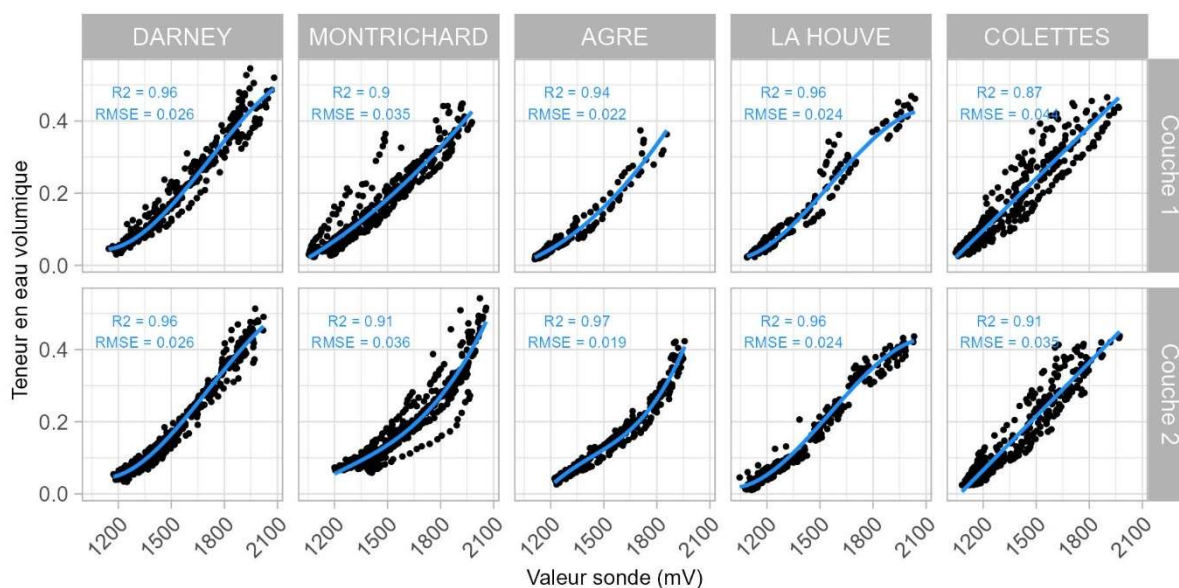


Figure 33 : Ajustement des équations de calibration par site et profondeur (Couche 1 correspond aux profondeurs 15 et 20 cm, couche 2 aux profondeurs 55 et 50 cm instrumentées respectivement sur les sites Chênes et Douglas). Les points noirs représentent les couples (Teneur en eau, Valeur sonde) obtenus pour tous les échantillons calibrés. La courbe bleue représente l'équation ajustée. Le coefficient de corrélation ajusté (R^2) ainsi que l'erreur résiduelle (RMSE) sont indiqués en bleu.

9.2.3 Sondes TDR CS650 installées à CASTILLONVILLE

La sonde CS650 équipée de 2 tiges de 30 cm de long mesure le temps de propagation et l'atténuation du signal. Une thermistance, en contact thermique avec une tige de la sonde placée, mesure la température. La permittivité diélectrique, la teneur en eau volumétrique (SWC) et la conductivité diélectrique sont ensuite déterminées à partir de ces valeurs brutes.

La méthode employée pour l'étalonnage des sondes est issue d'une note technique de Campbell Scientific (<https://s.campbellsci.com/documents/us/technical-papers/water-content-calibration.pdf>). Des échantillons de sol ont été prélevés aux différents horizons 25-45-75 cm et ont ensuite été séchés à l'air libre puis tamisés à 2mm. Ces échantillons sont ensuite utilisés pour reconstituer des volumes de sol de 48 000 cm³ dans un contenant hermétique (60 x 40 x 20 cm). Ce volume important permet la prospection autour des tiges de 30 cm de long (7 800 cm³, ~7,5 cm de rayon autour de chaque tige et 4,5 cm en bout de tige). Le principe de la calibration est d'amener chaque volume de sol ainsi reconstitué à différentes valeurs cibles de teneur en eau volumétrique et, à chaque palier, d'enregistrer l'humidité volumétrique mesurée par la sonde et de prélever un échantillon pour une mesure de l'humidité par gravimétrie. Ainsi pour chaque palier, les opérations suivantes sont réalisées :

1. Constitution d'un volume de sol de 60x40x20 cm dans un contenant hermétique pour un horizon donné (ou reconstitution du volume initial par l'ajout d'un volume de sol équivalent aux prélèvements nécessaires pour les mesures d'un palier)
2. Humidification (~5 % de volume d'eau théorique pour le premier palier) et homogénéisation du sol
3. Une première sonde est insérée à mi-volume en prenant soin d'éviter toute poche d'air autour des tiges métalliques
4. L'enregistrement automatique est réalisé toutes les 5 minutes jusqu'à stabilisation du signal
5. Un premier prélèvement de sol est réalisé au début du palier (cylindre 33,2 x 69mm)
6. La mesure de SWC est répétée avec 2 autres sondes

7. Un deuxième échantillon de sol est prélevé en fin de palier
8. Retour à étape 1 pour le palier suivant

Les échantillons de sol prélevés pour chaque palier sont ensuite pesés humides puis mis à l'étuve pour séchage 24h à 105°C. Après la pesée des échantillons secs, une gamme d'ajustement pour chaque horizon est utilisée pour l'étalonnage des sondes (figure 34).

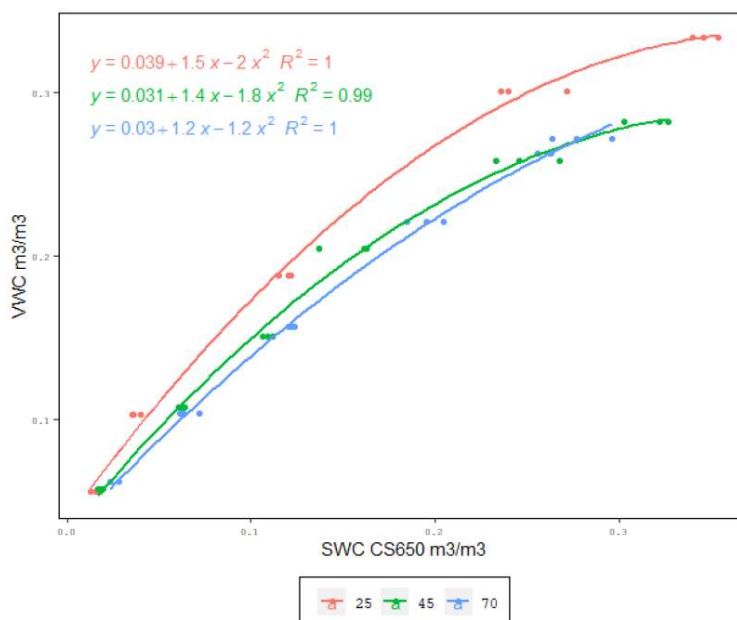


Figure 34 : Ajustement des équations de calibration par profondeur. Les points représentent les couples (Teneur en eau mesurée, teneur en eau enregistré par les sondes) obtenus pour tous les échantillons calibrés. Les courbes représentent les équations ajustées par profondeur. Les équations et les coefficients de corrélation (R^2) obtenus sont indiqués selon le même code couleur.

Les humidités volumiques journalières sont calculées par sonde en appliquant les équations de calibration préalablement établies puis la moyenne par placette et profondeur a été calculée. On obtient ainsi une courbe d'évolution de l'humidité volumique par placette et par profondeur.

9.3. Détermination des teneurs en eau caractéristiques

Les humidités volumiques journalières obtenues à l'étape précédente ont été calculées par sonde puis moyennées par placette et par profondeur. On considère en effet que les répétitions par placette permettent de tenir compte de la variabilité spatiale très locale des conditions pédologiques et du couvert.

L'humidité volumique au point de flétrissement permanent a été définie comme la valeur minimale observée sur l'ensemble de la période de suivi (figure 35). Quant à l'humidité volumique à la capacité au champ, elle a été déterminée sur les courbes d'évolution de l'humidité volumique en fonction du temps par la méthode des paliers (figure 36). Cela suppose que, sur la période suivie, ces deux états hydriques caractéristiques soient atteints. Dans notre cas, la période considérée inclut des années très sèches (comme 2022) et deux années humides (2021 et 2024). Cette hypothèse semble donc raisonnable. Par ailleurs, pour la majorité des sites, on observe effectivement qu'un même plateau est atteint aux différentes années sèches (figure 35). Le choix de cette valeur minimale semble donc pertinent. Cependant pour certains sites, on ne distingue pas de palier aussi net (figure 35) et

l'hypothèse qu'on ait atteint le point de flétrissement ne peut être confirmée. C'est le cas pour le site des COLETTES et, dans une moindre mesure pour les sites de DARNEY et LA HOUVE.

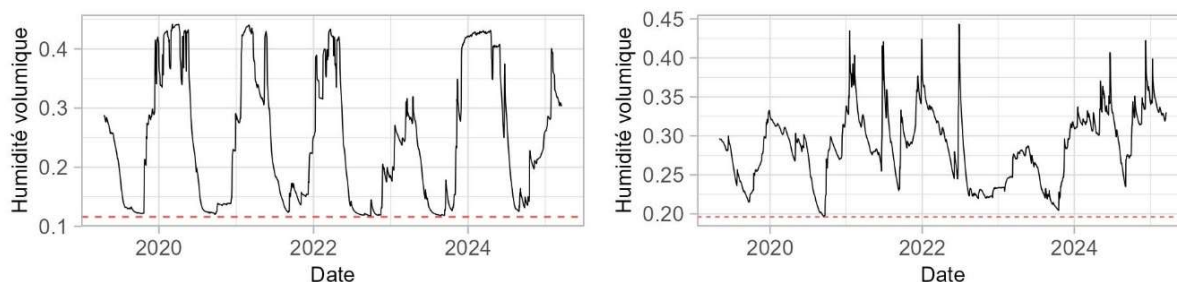


Figure 35 : détermination de l'humidité volumique au point de flétrissement permanent. A gauche : exemple de la Placette 2 de AGRE à 55 cm, à droite : exemple de la Placette 2 des COLETTES à 50 cm.

La détermination de l'humidité volumique à la capacité au champ s'est révélée très délicate. Nous avons observé des variations sur la position de points caractéristiques en fonction des années (figure 36) : ils correspondent souvent à des valeurs d'humidité volumique plus faibles lors des hivers 2022-2023 et 2019-2020. Ces différences pourraient être dues à des conditions météorologiques plus ou moins pluvieuses selon les années qui pourraient entraîner une saturation du sol à proximité des sondes les hivers très pluvieux (apparition de pics d'humidité volumique comme à AGRE en 2020 et 2022) ou à l'inverse un remplissage incomplet du réservoir en eau utilisable les hivers les plus secs (c'est le cas à AGRE en 2023 si l'on considère la valeur la plus élevée). Le choix de l'une ou l'autre des valeurs pouvant induire des résultats différents, nous avons choisi de fixer 2 valeurs d'humidité volumique à la capacité au champ (CC1 pour la valeur la plus élevée et CC2 pour la plus faible).

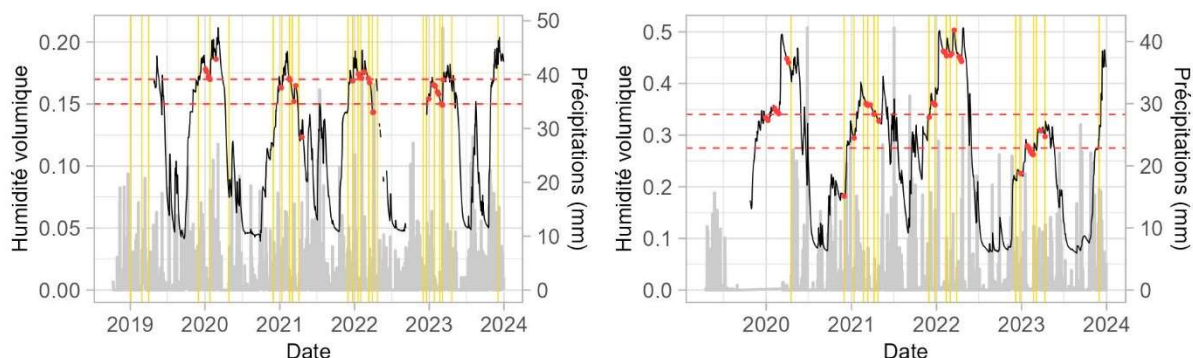


Figure 36 : Détermination de l'humidité volumique à la capacité au champ. Les barres grisées représentent les précipitations journalières. Les lignes verticales jaunes marquent la fin d'une période sans pluie pendant les périodes hivernales. Les points rouges sont les points d'inflexion calculés. Exemples de la placette C de LA HOUVE à 20 cm (à gauche) et de la placette 3 de AGRE à 15 cm (à droite).

10. ANNEXE 2 – Quantifier le déficit hydrique à l’aide du modèle de bilan hydrique journalier Biljou©

Les sondes de mesure de l’humidité du sol ont été installées à différentes profondeurs de 15 cm à 70 cm selon les sites. Cependant, sur certains sites les sols sont profonds et les sondes n’explorent qu’une fraction de l’ensemble du profil enraciné. Pour analyser l’effet de la densité des peuplements sur le déficit hydrique des sols, nous avons besoin de caractériser ce déficit sur l’ensemble du profil enraciné. Pour cela, nous avons réalisé des simulations avec le modèle de bilan hydrique Biljou©. Les simulations ont été faites en tenant compte de l’ensemble du profil enraciné puis nous avons comparé, sur la fraction du profil instrumenté, les résultats de ces simulations aux résultats obtenus à partir des mesures in situ. Dans cette partie nous présentons 1/ les paramètres que nous avons cherché à affiner afin d’améliorer nos simulations et 2/ le choix du jeu de paramètres finalement retenu pour chaque site.

10.1. Construction des fichiers de paramètres et réalisation des simulations

10.1.1 Les données climatiques

Ces données sont issues de stations météorologiques installées à proximité des sites en milieu ouvert. L’installation de ces stations est concomitante à l’installation des sondes d’humidité. Toutes les variables météorologiques nécessaires pour les simulations sont mesurées sur ces stations. Certaines données étaient déjà contrôlées et disponibles dans des bases de données. Pour les sites de DARNEY, MONTRICHARD, AGRE, LA HOUVE et COLETTES, seuls les fichiers bruts issus des centrales d’acquisitions étaient disponibles. Un travail de compilation, harmonisation, vérification et correction des données a été réalisé. Certaines variables sont manquantes sur des plages de temps plus ou moins longues. Dans ce cas, les lacunes ont été gaffillées en utilisant des données issues de la modélisation SAFRAN.

10.1.2 La phénologie

En plus de l’indice foliaire requis pour toutes les essences et traitements sylvicoles, pour les essences à feuilles caduques, Biljou© utilise deux dates phénologiques clé : 1/la date de débourrement, qui est considérée comme le démarrage effectif de la transpiration des arbres à feuilles caduques et qui correspond au stade 15 (premières feuilles étalées sur au moins 50 % du houppier) dans le référentiel BBCH et 2/ la date de chute des feuilles correspondant au stade 99 dans le référentiel BBCH (90 % des feuilles du houppier ne sont plus vertes ou sont tombées). Dans la version recherche de Biljou©, ces dates peuvent être variables suivant les années.

Sur nos sites d’étude, aucune observation phénologique n’est réalisée, hormis sur les sites OPTMix. Cependant, les stades observés sur OPTMix ne sont pas ceux considérés dans Biljou©. Pour calculer la date de débourrement, nous avons utilisé l’équation donnée par Brière (2022) et utilisée dans le modèle de dynamique forestière CASTANEA. Ce modèle de débourrement dépend des températures printanières : la date de débourrement est fonction du cumul des températures effectives journalières, c’est-à-dire des températures supérieures à une valeur seuil égale à 1,4 °C, à partir du jour 57. Il a été recalibré en 2020 (non publié) sur un jeu de données étendu (issues du REseau National de suivi à long terme des ECosystèmes FORestiers - RENECOFOR, du site atelier de Fontainebleau et de deux transects altitudinaux dans deux vallées des Pyrénées). Selon les sites et les années, la date de débourrement

calculée avec cette équation varie entre le jour 91 et le jour 121. Quant à la date de chute des feuilles, elle a été fixée au jour 300 qui est également la date retenue par le modèle CASTANEA.

10.1.3 Les paramètres de sol

Pour définir les paramètres pédologiques, nous avons d'abord divisé chaque profil pédologique en couches qui ont été définies :

- d'une part en fonction de la profondeur d'installation des sondes : afin de pouvoir comparer les REW observés aux REW simulés pour la couche correspondante ;
- d'autre part en fonction des caractéristiques pédologiques : afin que les couches soient le plus homogènes possibles d'un point de vue hydrodynamique.

La version recherche de Biljou© permet de définir autant de couches que nécessaire, si l'utilisateur dispose de tous les paramètres requis. Nous avons défini une couche pour chaque profondeur instrumentée (2 ou 3 selon les sites) et une couche supplémentaire pour tenir compte de l'ensemble du profil enraciné. Finalement, nous avons le plus souvent considéré 3 couches, y compris pour les sites où 3 profondeurs sont instrumentées. Cependant, pour les sites OPTMix 214 et CASTILLONVILLE, nous avons dû définir une 4^{ème} couche pour prendre en compte des changements pédologiques apparaissant entre la profondeur de la 3^{ème} sonde (60 ou 70 cm) et la profondeur d'enracinement.

Pour chaque couche, les paramètres suivants sont à renseigner : profondeur (prof), réservoir en eau utilisable (RU), densité apparente (Da), humidité pondérale au point de flétrissement permanent (hp_flet) et pourcentage de racines (pc_racine). Pour les renseigner, plusieurs jeux de données sont disponibles. Collectés avec des objectifs différents, ils ont chacun leurs intérêts et leurs limites. Ils sont issus :

- De la description d'une (voire deux) fosse pédologique profonde (maximum 1,80 m) ouverte par site : cette description est faite par horizon pédologique et comporte un nombre important de descripteurs (texture, structure, couleur, enracinement...) et complétés par des analyses en laboratoire. Très détaillées, ces descriptions ont été faites par des pédologues avec comme objectif de dépasser la limite d'enracinement sans toutefois dépasser 1,80 m.
- De la description des fosses instrumentées : sur les sites OPTMix, chaque profil instrumenté a fait l'objet d'une description sur une profondeur supérieure à la profondeur instrumentée (90 à 110 cm) mais sans systématiquement atteindre la profondeur maximale d'enracinement. Pour les autres sites, les fosses instrumentées n'ont pas été décrites. On dispose néanmoins des données issues des sondes qui nous fournissent la majeure partie des paramètres nécessaires, à l'exception de l'enracinement ;
- D'analyses de sols complémentaires : réalisées dans le cadre de ce projet, elles sont issues d'échantillons prélevés sur un profil par placette, creusé à proximité des fosses instrumentées, et aux mêmes profondeurs que les profondeurs instrumentées.

Certaines variables sont disponibles dans plusieurs jeux de données et peuvent présenter des différences importantes. C'est notamment le cas des paramètres hydriques (capacité au champ et point de flétrissement) Fig XXX. Par ailleurs, l'échantillonnage est différent selon le jeu de données : ainsi on dispose d'une fosse pédologique par site et d'une fosse complémentaire par placette alors qu'il y a 3 répétitions (voire 4) pour les fosses instrumentées. C'est pourquoi nous avons choisi de définir 3 jeux de paramètres pour chaque placette s'appuyant chacun sur un jeu de données :

- Un premier jeu de paramètres basé uniquement sur les descriptions des fosses pédologiques ou des fosses instrumentées pour OPTMix. Le pourcentage de racines est calculé à partir de la description de l'enracinement faite en classe d'abondance ou, à défaut, à partir de notation de

pénétration (évaluée au couteau). La classe texturale, déterminée à partir de la composition granulométrique ou à défaut par un test textural, permet d'estimer, à l'aide des classes de pédotransfert d'Al Majou (2008), les humidités volumiques à pF2 et pF4,2 ainsi que la densité apparente. Le réservoir en eau utilisable est ensuite calculé selon l'équation ci-dessous :

$$RU_i = \left(\frac{100 - EG}{100} \right) * (HVCC - HVPFP) * e_i$$

Où : i est la couche, e_i son épaisseur,
HVCC et *HVPFP* les humidités volumiques à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent estimé selon la classe texture et le type d'horizon (de surface ou de profondeur),
EG le pourcentage d'éléments grossiers

- Un second jeu de paramètres basé sur les données issues des sondes d'humidité du sol (humidités volumiques à la capacité au champ et au point de flétrissement permanent déterminés par la méthode des paliers) et du travail de calibration (densité apparente). Ces données permettent de calculer le RU, la densité apparente et l'humidité pondérale au point de flétrissement pour les couches correspondant aux profondeurs instrumentées. Dans le cas où une couche plus profonde a été définie, les paramètres sont repris du jeu de données précédents. Les pourcentages de racines sont également repris du jeu de paramètres précédent ;
- Un troisième jeu de paramètres basé sur les courbes de rétention en eau des sols et les mesures de densité apparente obtenues dans le cadre de ce projet. Comme pour le second jeu de données, les données de pourcentage de racines et les caractéristiques des couches ne correspondant pas à une profondeur instrumentée sont repris du premier jeu de données.

10.2. Paramètres étudiés

Pour valider les jeux de paramètres à fournir en entrée au modèle Biljou©, nous avons dans un premier temps travaillé sur 2 sites, AGRE et LA HOUVE, qui permettent de tester notre approche pour 2 essences différentes (respectivement feuillu et résineux) et 2 sols de texture dominante différente (respectivement argilo-limoneux et sableux). Nous avons réalisé pour ces 2 sites les simulations avec les différents jeux de paramètres tels que définis dans la partie 4.3 : l'ensemble du profil enraciné est découpé en 3 ou 4 couches dont les 2 ou 3 premières correspondent au profil instrumenté. La version recherche de Biljou© permettant d'extraire les résultats des simulations par couche, nous avons pu comparer les courbes de teneur en eau relative mesurées aux courbes simulées, pour chaque couche instrumentée puis pour l'ensemble du profil instrumenté.

10.2.1 La date de débourrement

Pour les sites de Chêne sessile, la date de débourrement a été calculée avec l'équation du modèle CASTANEA. Selon les sites et les années, la date de débourrement ainsi calculée varie entre le jour 91 et le jour 121. Sur les premières simulations réalisées pour le site de AGRE, nous avons constaté un décalage du démarrage de la vidange du réservoir en eau du sol certaines années, toujours plus précoce sur les courbes de REW simulées que sur les courbes de REW observées (figure 36 b). Ce décalage s'explique par la différence de définition de la date de débourrement : dans CASTANEA, la date de débourrement est la date d'éclosion des bourgeons et de début de croissance des feuilles, alors que dans Biljou©, cette date de reprise de transpiration correspond au stade 15 (premières feuilles étalées sur au moins 50 % du houppier) dans le référentiel BBCH ou à la note 6 de l'échelle de Schüttle (1957).

Bréda et Granier (1996) ont montré chez le chêne sessile que le LAI atteint 50 % de sa valeur maximale lorsque le bois initial est constitué soit lorsqu'environ 20 % de la croissance en circonférence est réalisée. Pour corriger le décalage observé dans la vidange du réservoir lié à la mise en place des feuilles, nous avons donc choisi d'utiliser les données issues des micro dendromètres installés sur les sites. Pour chaque site et chaque année, nous avons calculé la circonférence journalière des 5 arbres présentant la plus forte croissance (figure 37 c). Les courbes obtenues ont ensuite été ajustées selon 2 méthodes : soit avec le package R Dendroanalyst ; soit en ajustant le modèle de Gompertz sur les données mesurées. La date de débourrement est alors la date à laquelle 20 % de la croissance annuelle ajustée a été réalisée. *In fine*, la date de débourrement d'un site pour une année donnée est la moyenne des dates de débourrement des 5 arbres réalisant l'accroissement annuel le plus fort de l'année considérée. Cette estimation du paramètre de date de débourrement sur la base des enregistrements des variations de circonférence a été réalisée pour les sites de DARNEY, MONTRICHARD et AGRE. Les dates obtenues par ces 2 méthodes d'ajustements sont très proches entre elles mais toujours supérieures à la date estimée avec l'équation de CASTANEA : elles sont comprises entre les jours 113 et 148, soit un décalage de 20 à 30 jours (figure 37 a).

Compte tenu de ces résultats, nous avons choisi de tester systématiquement les 3 dates de débourrement ainsi définies pour chaque site de Chêne sessile.

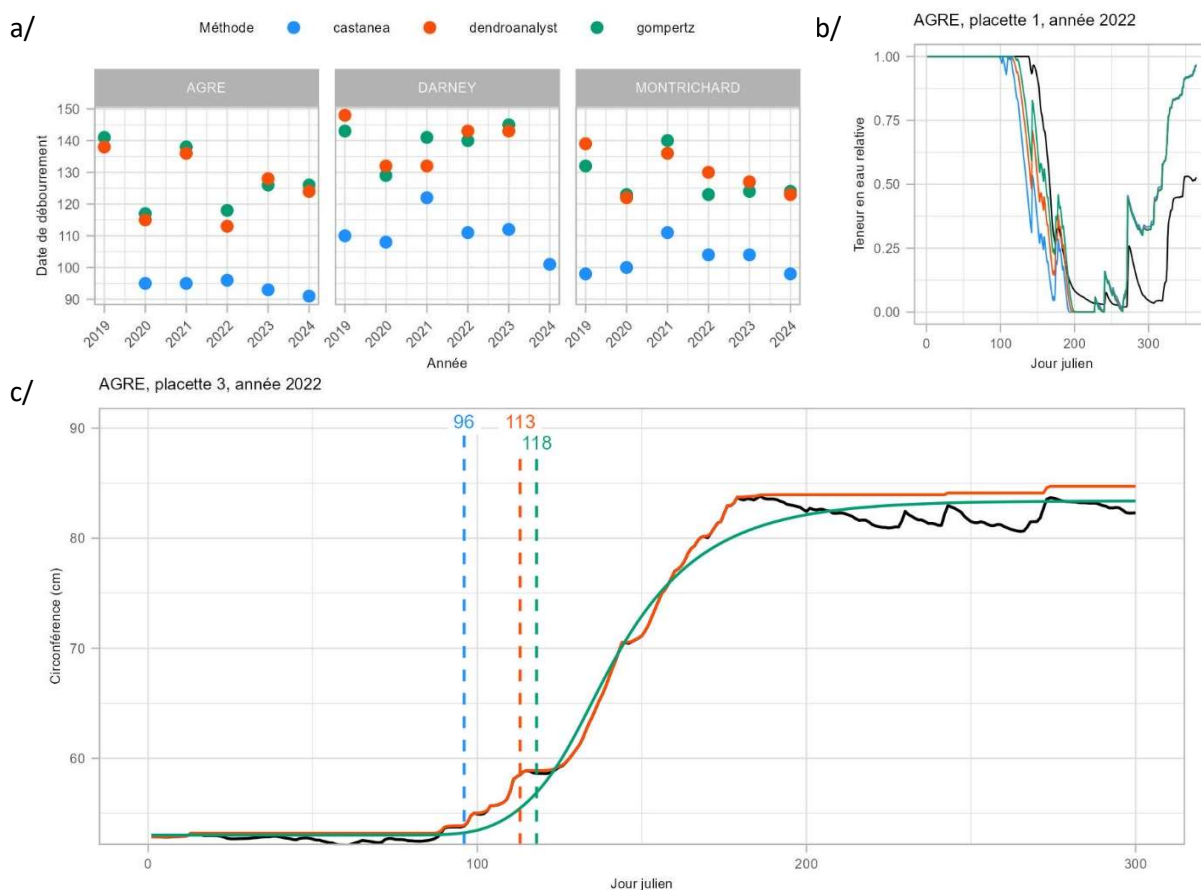


Figure 37 : estimation des dates de débourrement. a/ dates estimées pour chaque site et chaque année selon les méthodes utilisées. b/ décalage du début de la vidange du réservoir entre observation (en noir) et simulations (en couleur) selon la date de débourrement fixée dans les paramètres. Exemple de la placette 1 de AGRE en 2022. c/ Evolution de la circonférence moyenne des 5 arbres les plus poussant (courbe noire) et position des dates de débourrement estimées par chaque méthode (ajustements avec Dendroanalyst en rouge et avec Gompertz en vert). En bleu la date de débourrement estimé avec l'équation de CASTANEA. Exemple de la placette 3 de AGRE en 2022.

10.2.2 Les paramètres du sol

Nous avons également constaté des différences entre observations et simulations à la fois en termes de niveau de sécheresse édaphique atteint, particulièrement dans la couche 2, et de cinétique des phases de vidange et de remplissage du réservoir utilisable (figure 38). Pour corriger ces écarts, nous avons réalisé d'autres estimations de certains paramètres en utilisant différentes méthodes.

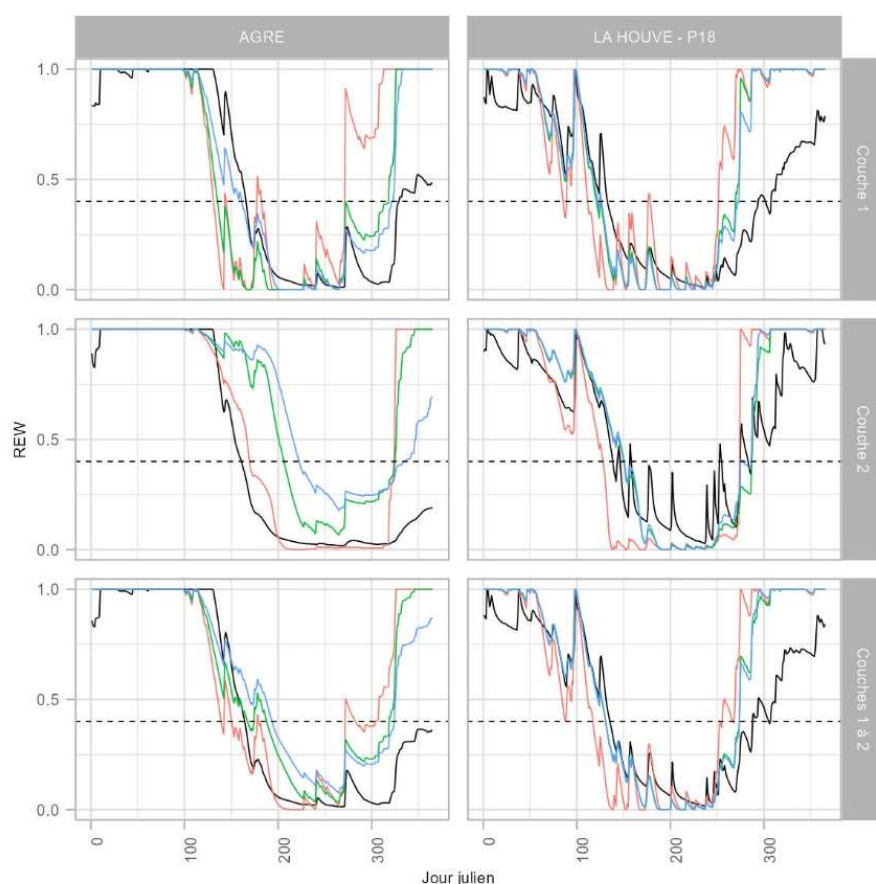


Figure 38 : Résultats des premières simulations pour les sites de AGRE et LA HOUVE en 2022 et pour deux couches de sols. En noir les courbes de teneur en eau relative observées et en couleur les courbes simulées par le modèle Biljou© avec les 3 jeux de paramètres initiaux (rouge : description, bleu : palier et vert : PF).

Pour corriger la surestimation de la teneur en eau de la couche 2, nous avons essayé de corriger 2 paramètres (figure 39) : la distribution verticale des racines et le réservoir utilisable maximale de la couche profonde (couche 3 dans le cas de AGRE et LA HOUVE).

Initialement, le pourcentage de racines par couche a été calculé à partir des descriptions de terrain disponibles. Il s'agit soit d'une notation d'abondance de racines par classe de diamètre, soit d'un indicateur de pénétration des racines (test au couteau). Les profils décrits n'ont pas fait l'objet d'un comptage racinaire précis ; nous ne disposons donc pas d'une cartographie de la distribution des racines fines. Pour faire une seconde estimation de ce paramètre, nous avons utilisé le modèle de distribution des racines de Jackson qui dépend de la profondeur et du type de peuplement (Jackson et al. 1996) :

$$Y = 1 - \beta^p$$

Où : Y est la proportion cumulée de racines, p la profondeur et β est le coefficient d'extinction qui vaut 0,966 pour les forêts tempérées décidues

Sur certains sites, les valeurs obtenues sont sensiblement différentes. C'est notamment le cas pour le site de AGRE où le pourcentage de racines de la couche 1 estimé initialement était particulièrement élevé (80 %). L'estimation faite avec l'équation de Jackson permet de diminuer significativement la proportion de racines dans la couche 1 en faveur de la couche 2 où la proportion est passée de 10 à 20 %.

En profondeur, la densité de racines devient très faible et toute l'eau stockée dans ces horizons profonds n'est pas accessible. Nous avons donc calculé un taux d'exploitation effectif du réservoir utilisable par les racines en faisant l'hypothèse que les racines ont un rayon d'action efficace de 4 cm (guide Arvalis 2022). Lorsque la densité de racines devient trop faible le taux d'exploitation devient inférieur à 1 et le réservoir de cette couche est pondéré par ce taux.

$$Tx = \frac{n * \pi r^2}{100}$$

Où : n est le nombre de racines par dm^2 , r est le rayon d'action efficace, fixé ici à 4 cm

Ce taux d'exploitation varie entre 25 et 90 %. Il est proche de 25 % pour la couche 3 des sites AGRE et DARNEY et vaut 90 % pour la couche 3 du site de LA HOUVE.

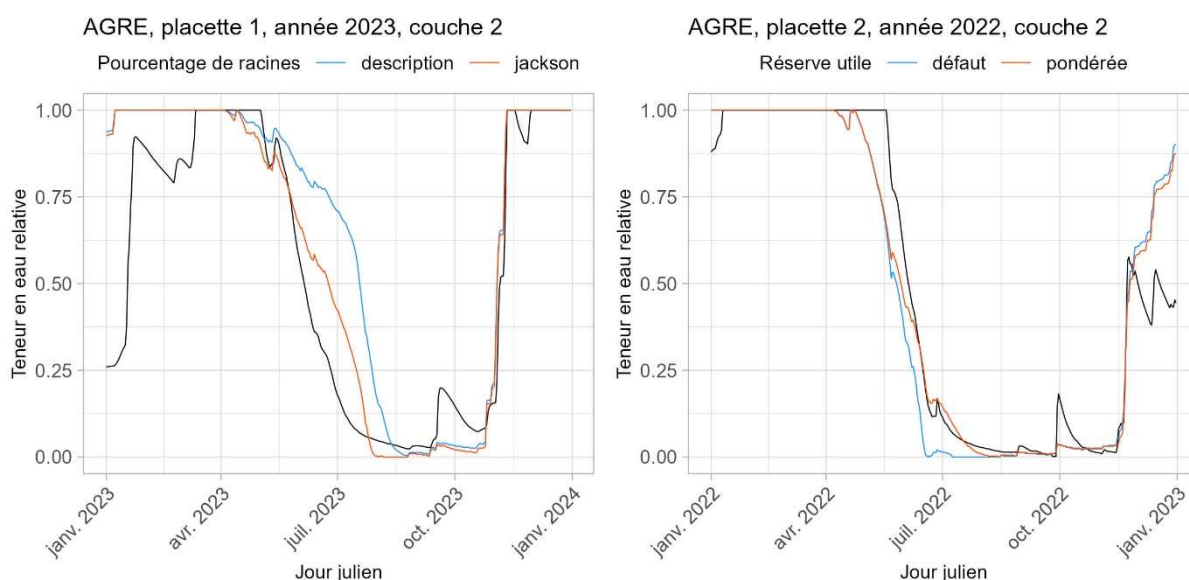


Figure 39 : effets des paramètres pourcentage de racines (à gauche) et réservoir utilisable de la couche 3 (à droite) sur les courbes REW de la couche 2. En noir, l'évolution de REW mesurée, en bleu l'évolution simulée par le modèle Biljou© avec les valeurs initiales des paramètres pourcentage de racines et réservoir utilisable de la couche 3 et en orange l'évolution simulée par le modèle Biljou© avec les valeurs calculées respectivement avec l'équation de Jackson et en pondérant le réservoir utilisable par le taux d'exploitation des racines. Exemples du site de AGRE.

Les corrections faites précédemment n'ayant pas permis de corriger la cinétique de remplissage du réservoir utilisable en fin de saison de végétation où le prélèvement racinaire n'est plus le driver essentiel de la dynamique de l'eau dans le sol, nous avons décidé de tester plusieurs valeurs pour les paramètres de drainage, sensibles en phase de remplissage et de retour des pluies. Le modèle de bilan hydrique Biljou© utilise 2 paramètres de drainage, notés ah et bh , qui sont le plus souvent laissés à leur valeur par défaut car ils sont très difficiles à estimer. Ces valeurs par défaut correspondent à une situation moyenne qui a été fixée à partir de valeurs déterminées pour différents sites (Peiffer 2005), notamment pour des chênaies situées en forêt de Champenoux ou en forêt de la Harth qui sont sur deux contextes pédologiques très différents. Le premier sur des sols limoneux argileux et le second sur

des sols sableux très filtrants. Pour chaque site, nous avons testé 2 jeux de paramètres de drainage : celui proposé par défaut dans le modèle Biljou© pour tous les sites, et, soit celui de Champenoux pour les sites de AGRE, MONTRICHARD, DARNEY et OPTMix, soit celui de la Hardt pour LA HOUVE, COLETTES et CASTILLONVILLE. La figure 39 montre l'impact de ces paramètres sur la recharge du réservoir utilisable en fin de saison : le remplissage est nettement ralenti avec les paramètres Champenoux mais reste plus rapide que celui observé sur les mesures.

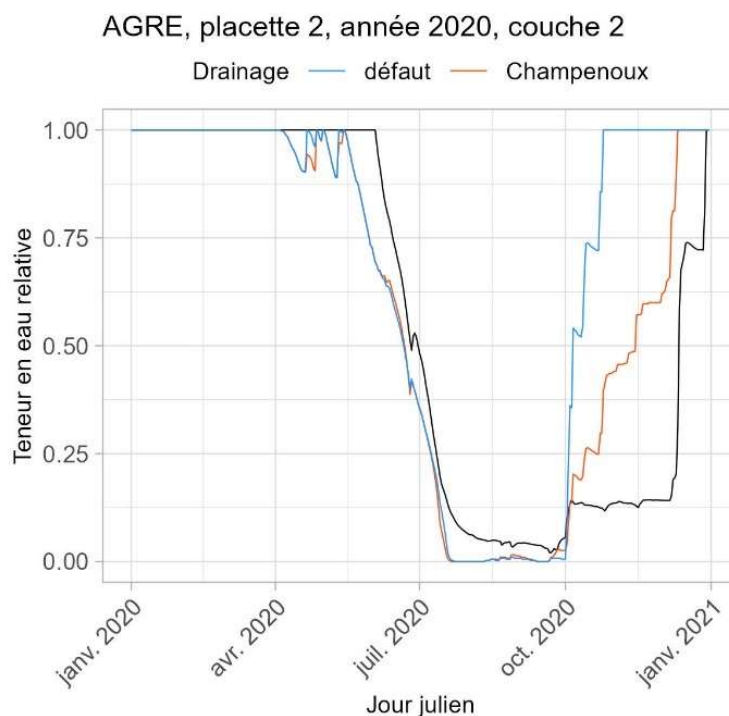


Figure 40 : effet des paramètres de drainage sur la cinétique de remplissage du réservoir utilisable de la couche 2. En noir, l'évolution de REW mesurée, en bleu l'évolution simulée avec les valeurs par défaut des paramètres de drainage et en orange l'évolution simulée avec les valeurs déterminées pour le site de Champenoux. Exemple du site de AGRE.

10.3. Sélection des jeux de paramètres

Pour chaque site, nous devons choisir le jeu de paramètres qui permettait de se rapprocher au mieux des résultats obtenus à partir des mesures *in situ* sur les couches instrumentées. Compte tenu des fortes interactions entre les paramètres, nous n'avons pas pu faire une sélection pas à pas. Nous avons donc choisi de combiner les 3 jeux de paramètres (description, palier, pF) et les différentes estimations du pourcentage de racines (description versus Jackson), du RU (pondéré ou non par le taux d'exploitation par les racines), des paramètres de drainage (défaut versus Champenoux ou Harth selon les sites) et des humidités à la capacité au champ pour le jeu de paramètre « palier » (CC1 ou CC2). *In fine*, toutes ces combinaisons représentent **32 jeux de paramètres** par placette. Comme l'analyse de l'effet de la densité des peuplements sur le déficit hydrique des sols portera sur les indicateurs annuels de sécheresse, le jeu de paramètres finalement choisi est celui qui permet d'obtenir la meilleure corrélation entre les indicateurs de sécheresse mesurés et ceux calculés par simulation à l'échelle du profil instrumenté ($REW_{instrumente}$).

10.3.1 Capacité au champ (CC1 ou CC2)

Dans une première étape, nous avons sélectionné la valeur de la capacité au champ pour le calcul des indicateurs de sécheresse mesurés (sélection entre CC1 et CC2). Pour cela, nous avons analysé, pour chacune des 2 valeurs de capacité au champ, l'écart entre les indicateurs mesurés et simulés (valeurs simulées avec les jeux de paramètres description, pF et palier, avec pour ce dernier la valeur de CC correspondante) et leur corrélation via une régression linéaire par placette (figures 41 et 42). Cette régression n'a pas pu être faite pour CASTILLONVILLE car on ne dispose pour chaque simulation que de 2 valeurs par placette. Pour tester si les distributions sont différentes, nous avons réalisé, par site, un test de Wilcoxon apparié.

Pour les indicateurs de durée et d'intensité de la sécheresse, les médianes des distributions des écarts sont toujours significativement différentes selon que l'on utilise CC1 ou CC2 et elles sont toujours plus proches de 0 avec CC2. Concernant les coefficients de corrélation, ils sont toujours significativement supérieurs avec CC2 sauf pour le site des COLETTES (Douglas). Dans ce cas les corrélations sont faibles quelle que soit la valeur de la capacité au champ (proche de 0,25).

Les résultats obtenus pour le début de la sécheresse sont très variables entre les sites : les médianes des distributions des écarts sont toujours significativement différentes mais la plus proche de 0 peut-être celle obtenue avec CC1, lorsque le jour simulé est postérieur au jour mesuré (O214, O593, LA HOUVE, COLETTES), ou avec CC2, lorsque le jour simulé est antérieur au jour mesuré (DARNEY, MONTRICHARD, AGRE et CASTILLONVILLE). Quant aux coefficients de corrélation, les médianes sont significativement différentes pour tous les sites sauf O214 et O593 (Chênes) et lorsque la différence est significative, elles sont plus élevées avec CC1, sauf pour les sites MONTRICHARD et AGRE (Chênes).

Finalement, pour 6 sites sur les 9, le choix entre CC1 et CC2 est assez clair et CC2 a été retenu. Pour O12, LA HOUVE et COLETTES, le choix est plus discutable : pour la durée et l'intensité de la sécheresse les résultats sont un peu meilleurs avec CC2 mais la différence est faible. Pour le début de la sécheresse les résultats sont meilleurs avec CC1 avec une différence plus marquée. Cependant, pour cet indicateur, les régressions portent sur moins de points (dès lors qu'il n'y a pas de sécheresse, il n'y a pas de valeur) et les valeurs peuvent fluctuer fortement pour une différence minimale d'évolution de REW (figure 43). Nous avons donc finalement retenu CC2 pour tous les sites.

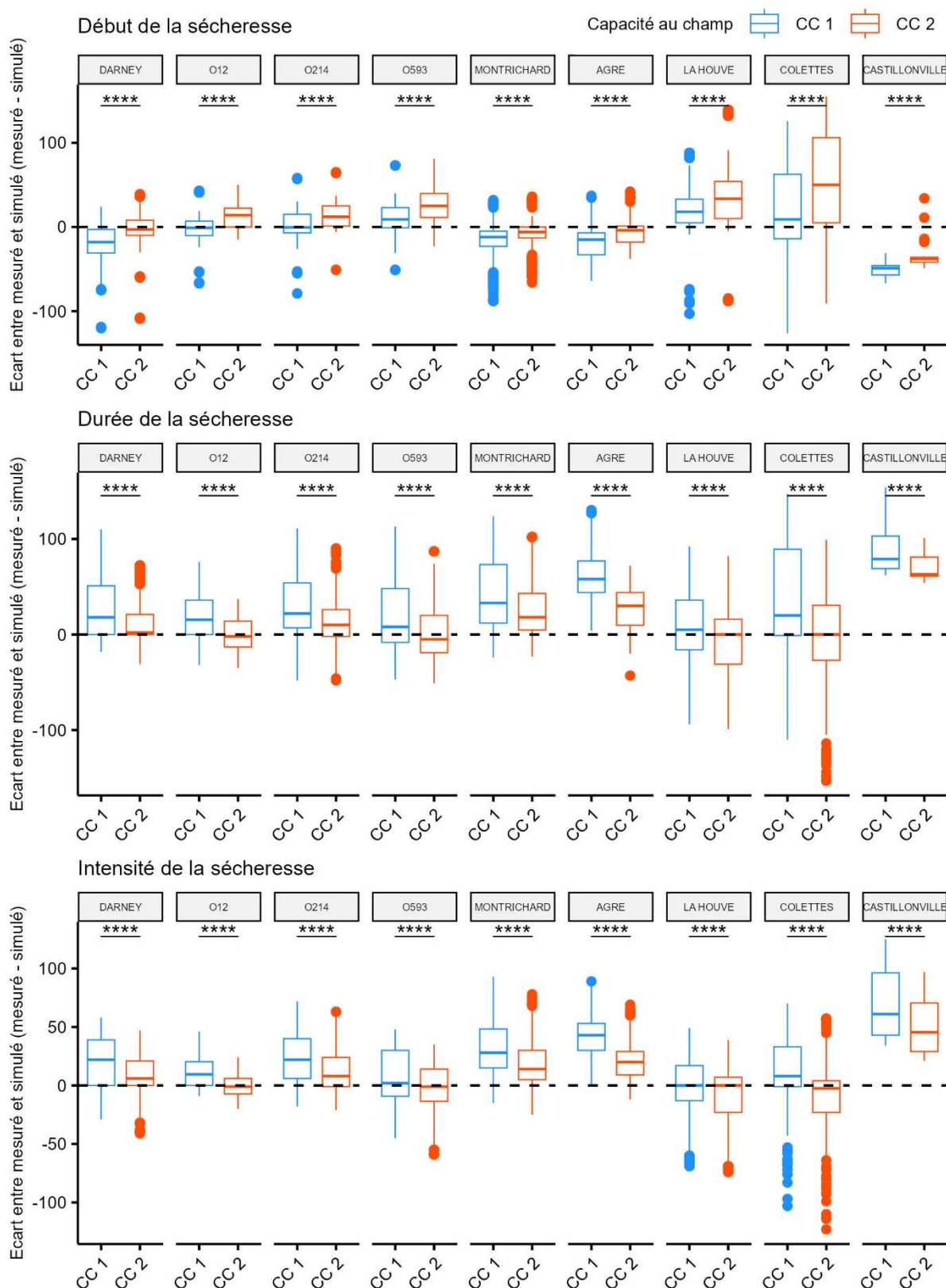


Figure 41 : écart entre les indicateurs mesurés et simulés, sur le profil instrumenté, en considérant soit CC1 ou soit CC2. Les boxplots représentent la distribution des écarts en incluant les 3 jeux de paramètres (description, pF et palier) croisés avec les différentes estimations des paramètres dates de débourrement, pourcentage de racines, réservoir utilisable de la couche profonde et drainage.

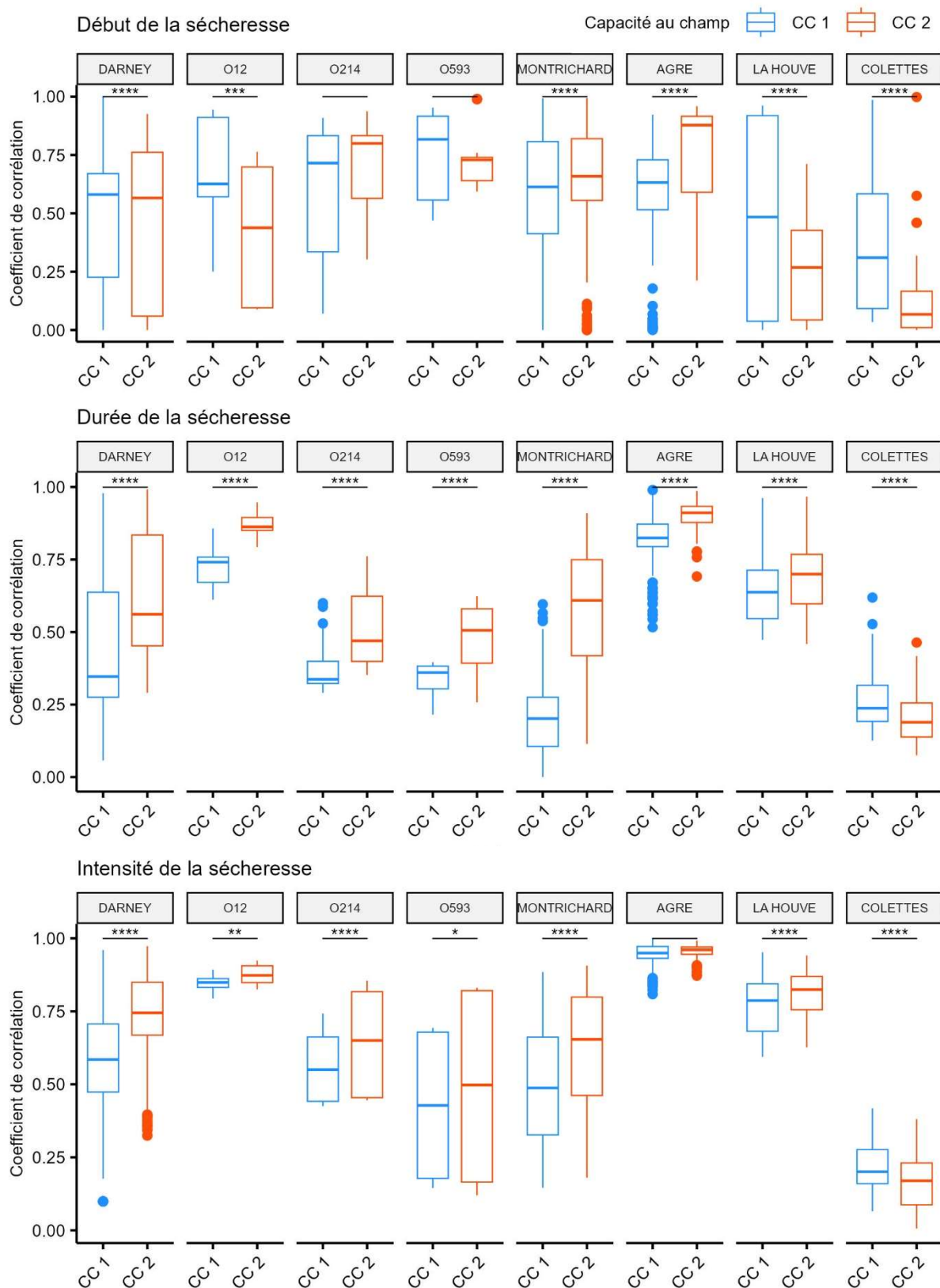


Figure 42 : coefficients de corrélation des régressions linéaires entre indicateurs mesurés et simulés, sur le profil instrumenté, par placette. Les boxplots représentent la distribution des coefficients en incluant les 3 jeux de paramètres (description, pF et palier) croisés avec les différentes estimations des paramètres dates de débourrement, pourcentage de racines, réserve utile de la couche profonde et drainage.

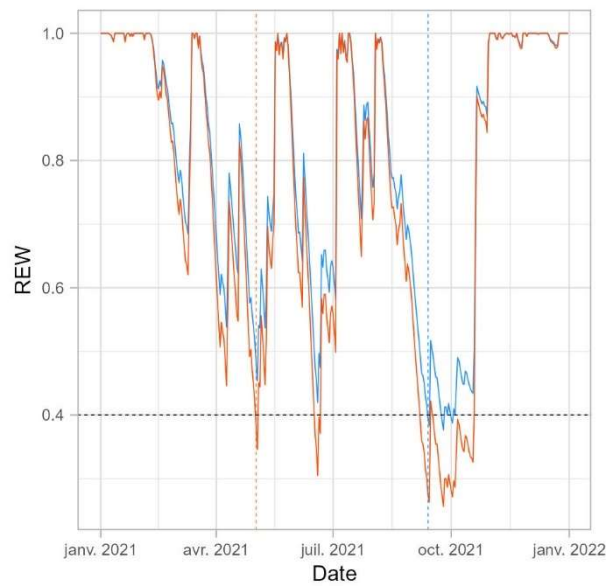


Figure 43 : effet des paramètres sur la date de début de sécheresse sur le profil instrumenté. En bleu, l'évolution de REW simulé avec CC1, en orange avec CC2, tous les autres paramètres étant identiques. Les traits verticaux représentent la date de début de sécheresse pour chaque courbe simulée (respectivement 2021-09-13 et 2021-05-02). Exemple du site de LA HOUVE, placette E, année 2021.

10.3.2 Date de débourrement

De la même façon, nous avons sélectionné le paramètre date de débourrement pour les sites DARNEY, MONTRICHARD et AGRE (figure 44). Pour les 3 sites et les 3 indicateurs, c'est la date de débourrement déterminée avec l'équation de CASTANEA qui minimise les écarts et maximise la corrélation entre les valeurs mesurées et simulées.

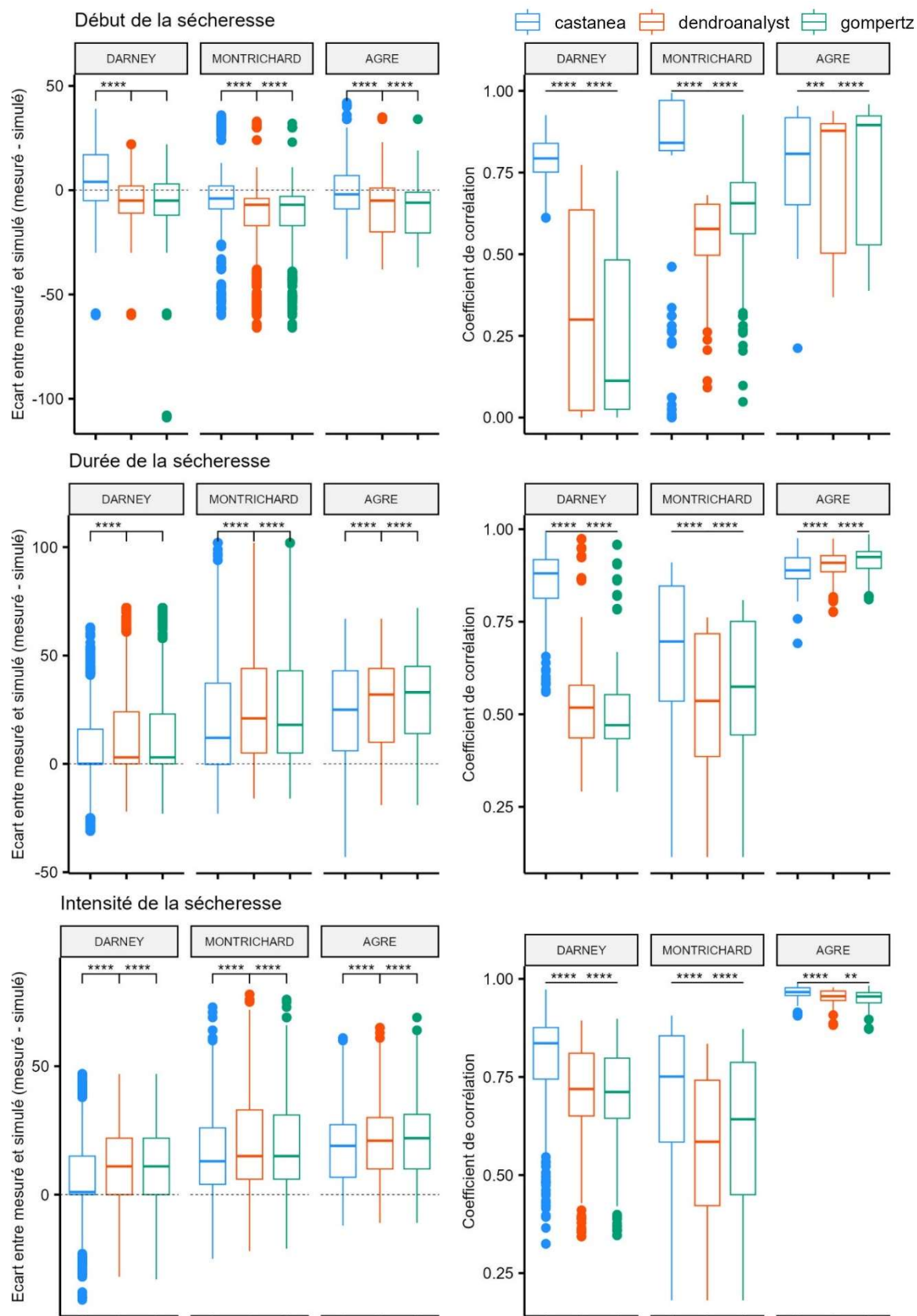


Figure 44 : écart et coefficients de corrélation entre les indicateurs mesurés et simulés, sur le profil instrumenté, en considérant les dates de débourrement calculées selon l'équation de CASTANEA (bleu), à partir des données d'accroissement journalier mesurés par les microdendromètres avec deux méthodes d'ajustement (Dendroanalyst en orange et Gompertz en vert). Les boxplots représentent la distribution des écarts en incluant les 3 jeux de paramètres (description, pF et palier).

10.3.3 Paramètres sol

Enfin, pour sélectionner les paramètres de sol (jeu de paramètres description, palier ou pF et estimation des paramètres de réservoir utilisable, drainage et taux de racine), nous avons retenu la combinaison de paramètres qui minimise les écarts et maximise les coefficients de corrélation entre les indicateurs de sécheresse mesuré et simulé (tableau). Le jeu de paramètres retenu est variable selon les sites : on ne note pas de différence, les 3 jeux ont été retenus.

Pour les paramètres de drainage, ceux de Champenoux se sont révélés plus pertinents pour tous les sites Chênes et ceux de la Harth pour le site douglas de la Houve, ce qui est cohérent compte tenu des caractéristiques pédologiques de ce site. Concernant le taux de racine, c'est principalement celui déterminé à partir des descriptions terrain. Dans le cas du chêne, l'estimation faite selon le modèle de Jackson a donné des résultats un peu meilleurs, peut-être parce que les descriptions racinaires sont réalisées par classes d'abondance qui ne distinguent pas l'absence totale de racines d'un très petit nombre de racines (0 ou moins de 1 par dm²). Enfin, la pondération du réservoir utilisable par le taux d'exploitation des racines a uniquement été retenue pour les 2 sites Douglas sans que l'on puisse l'expliquer.

Essence	Site	Jeu de paramètres	Drainage	Taux de racines	Réservoir utile
Chêne	DARNEY	palier	champenoux	jackson	normal
	O12	description	champenoux	description	normal
	O214	palier	champenoux	description	normal
	O593	description	champenoux	description	normal
	MONTRICHARD	pF	champenoux	jackson	normal
	AGRE	pF	champenoux	jackson	normal
Douglas	LA HOUE	description	harth	description	pondéré
	COLETTES	pF	défaut	description	pondéré
Pin maritime	CASTILLONVILLE	palier	défaut	description	normal

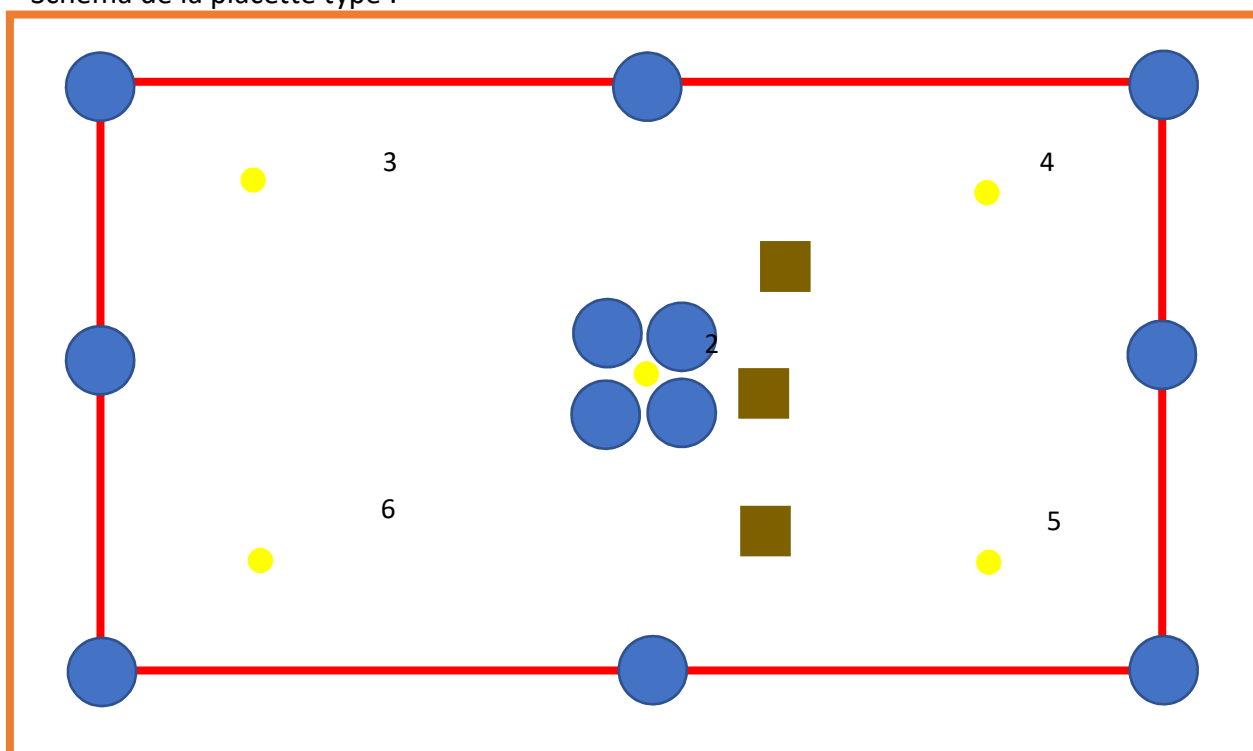
Tableau 5 : paramètres du compartiment sol sélectionnés pour chaque site.

11. ANNEXE 3 – LAI : protocoles de mesures et de calcul

11.1. Mesure du LAI

Précisions et emplacements des mesures LAI

Schéma de la placette type :



Légende :

Placette de traitement (Poteaux blancs aux coins)	
Placette de mesure (Poteaux rouges aux coins)	
Placeau (Piquets en bois jaune)	
Fosse avec sondes d'humidité	

La matérialisation des zones se fera en amont de la mesure du LAI. Il faut retrouver les poteaux rouges et les piquets jaunes et installer des piquets en bois sur les milieux des côtés (nous avons choisi de peindre la partie supérieure de ces piquets en bleu pour ne pas avoir de conflit avec les couleurs déjà utilisées sur la placette).

La fosse centrale se trouve à l'extérieur et à proximité des treillis protégeant le coffret avec la centrale d'acquisition de données.

Observer le grillage qui recouvre généralement de manière visible la fosse et les passages de câbles permet de la localiser.

Les fosses Nord et Sud se trouvent de part et d'autre de la fosse centrale, une orientée vers le nord, l'autre vers le sud.

Un petit piquet jaune matérialise l'emplacement de la fosse, il y a souvent un tas de branchages disposés au-dessus de l'emplacement de la fosse pour protéger le grillage du gibier.

Mesure de LAI

Les mesures seront faites sur trois grandes zones :

1. Le peuplement (Points bleus)
 - a. Aux 4 coins
 - b. Aux 4 côtés
 - c. Au milieu de la placette (4 mesures, une au niveau de chaque point cardinal)
 - d. Total de 12 mesures (1 fichier)
2. Les fosses avec les capteurs (carrés bruns) :
 - a. 4 mesures, une au niveau de chaque point cardinal
 - b. Total de 12 mesures (3 fichiers)
3. Les placeaux de sous-étage (ronds jaunes) :
 - a. 4 mesures, une au niveau de chaque point cardinal
 - b. Total de 20 mesures (5 fichiers)

Notes : Pour gagner du temps, les 4 dernières mesures de la première zone (ensemble de la placette) peuvent servir à la mesure du placeau central (n°1 sur le schéma).

Les mesures se font avec les bras au repos (capteur tenu environ à hauteur de poitrine). Le capteur doit être à niveau. Il faut faire attention à ce qu'aucune branche ou feuille ne soit plaquée contre le capteur lors de la prise de mesure.

Le type de cache utilisé est le ¾ fermé.

Descriptifs des séquences et répétition pour le paramétrage du LAI-2000

- Séquence pour la référence hors couvert : 4 flèches haut et répétition = 1
- Séquence sous couvert (Peuplement) : 12 flèches bas et répétition = 1
- Séquence sous couvert (Fosses) : 4 flèches bas et répétition = 1
- Séquence sous couvert (Placeau) : 4 flèches bas et répétition = 1

Numérotation des fichiers dans le LAI-2000 et référencement

Dans le LAI-2000 on peut nommer le fichier où l'on fait la mesure. Il faut noter sur une feuille à part les correspondances entre les numéros de fichiers et les noms. Le numéro de fichier s'incrémente tout seul. Voici un exemple de ce que nous avons noté sur une feuille de terrain :

Nom donné (zone de mesure)	Numéro fichier
REF	File 205
PL2	File 206
PL2-1	File 206 (4 dernières mesures)
F2-N	File 207
F2-C	File 208
F2-S	File 209
PL2-9	File 210
PL2-7	File 211
PL2-6	File 212
PL2-8	File 213

REF : Référence hors couvert ; **PL2** : Placette 2 ; **PL2-1** : Placeau 1 de la placette 2 ; **F2-N** Fosse Nord de la placette 2

11.2. Mode opératoire (utilisé) pour le calcul du LAI sur les différentes zones de mesure

Rédaction : Forler Aurélien - Version : Septembre 2023

11.2.1 Informations préliminaires - Nom des zones de mesure

Les noms des zones de mesure concernant les fosses ont changé entre la feuille de terrain et le jeu de données regroupant les LAI, afin de gagner en lisibilité. Initialement, les fosses étaient notées : F3-C pour la fosse C de la placette 3 sur les feuilles de terrain. Maintenant, dans les fichiers excel et la base de données, cette même fosse est notée PL3-FC pour placette 3 fosse C.

Les noms des zones de mesure concernant les placettes (PL n° placette, ex : PL4) et les placeaux de sous-étage (PL n° placette – n° placeau ; ex : PL3-5) sont restés les mêmes entre la feuille de terrain et le jeu de données.

Zone de mesure	Nom à renseigner	Exemple
Placette	PL n° placette	PL3, PL7
Fosse	PL n° placette – F n° fosse	PL3-FN ; PL2-F11
Placeau sous-étage	PL n° placette – n° placeau	PL2-1 ; PL3-6

Tableau : Notation des différentes zones de mesure dans la base de données

11.2.2 Préparation et correction des données

La **préparation des données** (Intercalibration entre deux capteurs) et la **correction des données** (point à enlever par exemple) se **fait en amont du calcul du LAI et de ce mode opératoire**. Se reporter aux protocoles créés par Nathalie Bréda.

11.2.3 Mode opératoire

Étape 1.a : Combiner les fichiers de mesure et les fichiers de référence pour le calcul du LAI – **Cas des mesures faites avec 2 capteurs**

1. Ouvrir le logiciel FV2200
2. Importer les fichiers de mesures propres (nettoyées et intercalibrées)
 - a. Nettoyage (enlever les mesures erronées) **à faire avant le point numéro 3**
 - b. Intercalibration entre les deux capteurs **à faire avant le point numéro 3**
3. Appuyer sur le menu SaveAs :
 - a. Enregistrer une copie du fichier importé (au cas où il y aurait une erreur après)
4. Ouvrir le mode d'emploi écrit par Nathalie Bréda et se reporter aux **pages 6 à 8** du document :
 - a. Lire le processus
5. Combiner les **LAI_file** de mesures et référence pour avoir un nouveau **LAI_file** par zone de mesure :
 - a. Se reporter à la feuille de terrain pour avoir la correspondance fichier et zone de mesure
6. Renseigner le nouveau nom du **LAI_file** combiné sous le format : SITE_ZONE
 - a. Exemples :
 - i. COLETTES_PL7 : Site de Colettes à la placette 7
 - ii. O212_PL2 : Site O212 (Optmix) à la placette 2
 - iii. DARNEY_SESSILE_PL2-FN : Site de Darney sessile à la placette 2 et fosse N

7. Dans le cadre de mesure avec deux capteurs (**Important**) :
 - a. Vérifier que les mesures de référence (A) **ne soient pas trop éloignées** de l'heure de début et de fin des mesures sous couvert (B) :
 - i. **Conserver les quadruplets de mesure de référence** : c'est-à-dire 4 mesures qui sont très proche dans le temps (l'opérateur qui a fait 4 mesures à la suite en tournant sur soi-même – une mesure tous les 90°)
 - ii. Conserver les quadruplets les plus proches $\pm 1-2$ minutes avant et après le début et la fin des mesures respectivement (B)
 - iii. En conservant les quadruplets, le nombre de mesure de référence est multiple de 4
 - b. Pour enlever les mesures de référence trop éloignées :
 - i. Double-cliquer sur le **LAI_file** souhaité.
 - ii. Aller dans l'onglet **Current** :
 1. Les lignes qui nous intéressent contiennent les informations suivantes :
 - a. A ou B (pour le type de mesure)
 - b. L'heure de mesure
 - c. Les mesures (5 mesures sur une même ligne)
 2. Supprimer les lignes de référence (A) souhaitées
 - c. Appuyer sur **keep** et la valeur de LAI est de nouveau calculée
 - d. Fermer la fenêtre
8. Après les calculs du LAI, **SI** le nombre de mesures conservées (**SMP**, colonne tout à gauche) dans le **LAI_file** est inférieur au nombre de mesures effectuées sur le terrain **ALORS** :
 - a. Sélectionner le **LAI_file**
 - b. Appuyer sur le menu *Recompute*
 - c. Cocher la case *Recompute Transmittance*
 - i. Conserver **A is above** (A)
 - ii. Conserver **Interpolate Above Values** (I)
 - iii. Remplacer le **Skip records with transmittance > 1** (S) par **Clip transmittances at 1.0** (C)
 - d. Appuyer sur OK
 - e. Le nombre de mesure (SMP) est maintenant égale au nombre de mesure effectuée sur le terrain
9. Pour continuer se reporter à l'étape 2.

Étape 1.b : Combiner les fichiers de mesure et les fichiers de référence pour le calcul du LAI – **Cas des mesures faites avec 1 capteur**

1. Ouvrir le logiciel FV2200
2. Importer le fichier de mesures propres (nettoyées si besoin)
 - a. Nettoyage (enlever les mesures erronées) **à faire avant le point numéro 3**
3. Appuyer sur le menu SaveAs :
 - a. Enregistrer une copie du fichier importé (au cas où)
4. Ouvrir le mode d'emploi écrit par Nathalie Bréda et se reporter aux **pages 6 à 8** du document :
 - a. Lire le processus
5. Combiner tous les **LAI_file** de mesures et référence pour avoir un seul **LAI_file** pour le site :
 - a. Nommer le fichier : NOM_Année_tout (ex : Agre_2023_tout)
6. Après les calculs du LAI, **SI** le nombre de mesures conservées (**SMP**, colonne tout à gauche) dans le **LAI_file** est inférieur au nombre de mesures effectuées sur le terrain **ALORS** :

- a. Sélectionner le **LAI_file**
- b. Appuyer sur le menu *Recompute*
- c. Cocher la case *Recompute Transmittance*
 - i. Conserver **A is above** (A)
 - ii. Conserver **Interpolate Above Values** (I)
 - iii. Remplacer le **Skip records with transmittance > 1** (S) par **Clip transmittances at 1.0** (C)
- d. Appuyer sur OK
- e. Le nombre de mesure (SMP) est maintenant égale au nombre de mesure effectuée sur le terrain

7. Pour continuer, se reporter à l'étape 2.

Étape 2 : Exporter les mesures et compléter les informations utiles

1. Ouvrir un nouveau fichier Excel
2. Enregistrer le :
 - Dans le dossier **0-Donnees_propres**
 - Avec un titre suivant le format : **Site_resultats-AnnéeDeMesure**
3. Sur la Feuil1 (**Voir Figure 1**) :
 - Cellule A1 écrire Site
 - Cellule B1 écrire Zone
 - Cellule C1 écrire Date
4. Revenir dans le logiciel FV2200
5. Double cliquer sur le **LAI_file** voulu (exemple O212_PL2) ou l'unique fichier (cas 1 capteur)
6. Aller dans l'onglet **Gap Fractions**
7. Cliquer sur **Copy to Clipboard** : cela permet de copier les données
8. Retourner dans le fichier Excel
9. Se mettre sur la cellule D1
10. Coller les données copiées (Appuyer sur Ctrl + V) (**Voir Figure 2**)
11. Compléter la colonne A avec le nom du site (ex : O212), la colonne B avec le nom de la zone de mesure (ex : PL2) et la date sur toutes les lignes (**Voir Figure 3**) :
 - ATTENTION à l'incrémentation des valeurs dans Excel quand on tire une valeur sur plusieurs lignes
 - ATTENTION à cette étape lorsqu'on a un seul fichier unique
 - ATTENTION lorsque qu'il y a des mesures qui servent à deux zones différentes :
 - Copier-coller les lignes communes à deux zones de mesure et renseigner les noms des deux zones de mesure
12. Faire ainsi de suite pour chaque zone en se mettant à la suite des données précédentes
 - ATTENTION : lorsque vous collez les données copiées, le nom des entêtes apparait à chaque fois. Il faut donc supprimer cette ligne pour que le jeu de données soit propre (**Voir Figure 4**)
13. À la fin de toutes les zones, enregistrez et fermez le document Excel et en ouvrir un nouveau pour chaque site (**Voir Figure 5**)
14. Pour continuer, se reporter à l'étape 3.

Les fichiers Excel constitués contiennent la valeur de LAI obtenue pour chaque mesure. Les moyennes de LAI sont faites dans l'étape 3.

Figures illustratives de l'étape 2

A	B	C	D	E	F	G
Site	Zone	Date				

Figure 1 (Étape 3) Mettre le nom des champs en colonne A, B et C.

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Site	Zone	Date	B_Obs	Time	LAI	GAP[1]	GAP[2]	GAP[3]	GAP[4]	GAP[5]
			1	06:46:43	4,17396	0,153149	0,0700958	0,0897617	0,103099	0,0499619
			2	06:47:30	3,10599	0,0496733	0,0978125	0,328323	0,112445	0,0579152
			3	06:48:13	4,40866	0,0751547	0,0868801	0,069326	0,0830652	0,0455131
			4	06:48:56	3,68665	0,177028	0,256653	0,0568623	0,114669	0,0874836
			5	06:49:47	4,46837	0,0329738	0,0544955	0,114235	0,105807	0,040739
			6	06:50:42	3,71295	0,346315	0,0980686	0,0969372	0,178512	0,0512021
			7	06:51:30	3,55763	0,0405624	0,103469	0,194315	0,112107	0,0572304
			8	06:52:13	2,26828	0,581111	0,448596	0,14577	0,107734	0,100383

Figure 2 (Point 10) Coller les données copiées de FV2200

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Site	Zone	Date	B_Obs	Time	LAI	GAP[1]	GAP[2]	GAP[3]	GAP[4]	GAP[5]
AGRE	PL2	15/07/2023	1	06:46:43	4,17396	0,153149	0,0700958	0,0897617	0,103099	0,0499619
AGRE	PL2	15/07/2023	2	06:47:30	3,10599	0,0496733	0,0978125	0,328323	0,112445	0,0579152
AGRE	PL2	15/07/2023	3	06:48:13	4,40866	0,0751547	0,0868801	0,069326	0,0830652	0,0455131
AGRE	PL2	15/07/2023	4	06:48:56	3,68665	0,177028	0,256653	0,0568623	0,114669	0,0874836
AGRE	PL2	15/07/2023	5	06:49:47	4,46837	0,0329738	0,0544955	0,114235	0,105807	0,040739
AGRE	PL2	15/07/2023	6	06:50:42	3,71295	0,346315	0,0980686	0,0969372	0,178512	0,0512021
AGRE	PL2	15/07/2023	7	06:51:30	3,55763	0,0405624	0,103469	0,194315	0,112107	0,0572304
AGRE	PL2	15/07/2023	8	06:52:13	2,26828	0,581111	0,448596	0,14577	0,107734	0,100383

Figure 3 (Point 11) Compléter les informations

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Site	Zone	Date	B_Obs	Time	LAI	GAP[1]	GAP[2]	GAP[3]	GAP[4]	GAP[5]
AGRE	PL2	15/07/2023	1	06:46:43	4,17396	0,153149	0,0700958	0,0897617	0,103099	0,0499619
AGRE	PL2	15/07/2023	2	06:47:30	3,10599	0,0496733	0,0978125	0,328323	0,112445	0,0579152
AGRE	PL2	15/07/2023	3	06:48:13	4,40866	0,0751547	0,0868801	0,069326	0,0830652	0,0455131
AGRE	PL2	15/07/2023	4	06:48:56	3,68665	0,177028	0,256653	0,0568623	0,114669	0,0874836
AGRE	PL2	15/07/2023	5	06:49:47	4,46837	0,0329738	0,0544955	0,114235	0,105807	0,040739
AGRE	PL2	15/07/2023	6	06:50:42	3,71295	0,346315	0,0980686	0,0969372	0,178512	0,0512021
AGRE	PL2	15/07/2023	7	06:51:30	3,55763	0,0405624	0,103469	0,194315	0,112107	0,0572304
AGRE	PL2	15/07/2023	8	06:52:13	2,26828	0,581111	0,448596	0,14577	0,107734	0,100383
			B_Obs	Time	LAI	GAP[1]	GAP[2]	GAP[3]	GAP[4]	GAP[5]
			1	06:54:20	3,90201	0,0546125	0,0493791	0,211234	0,285577	0,0852737
			2	06:54:40	3,74099	0,0627157	0,0659465	0,197503	0,0987506	0,0517683
			3	06:55:04	4,82411	0,0732242	0,0850389	0,0434251	0,0377252	0,0396569
			4	06:55:20	3,57498	0,259988	0,128057	0,100131	0,157205	0,065657

Figure 4 (Point 12) Ligne supplémentaire qu'il faut supprimer à chaque fois qu'on colle des données de FV2200

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K
Site	Zone	Date	B_Obs	Time	LAI	GAP[1]	GAP[2]	GAP[3]	GAP[4]	GAP[5]
AGRE	PL3	29/06/2023	1	06:46:43	4,17396	0,153149	0,0700958	0,0897617	0,103099	0,0499619
AGRE	PL3	29/06/2023	2	06:47:30	3,10599	0,0496733	0,0978125	0,328323	0,112445	0,0579152
AGRE	PL3	29/06/2023	3	06:48:13	4,40866	0,0751547	0,0868801	0,069326	0,0830652	0,0455131
AGRE	PL3	29/06/2023	4	06:48:56	3,68665	0,177028	0,256653	0,0568623	0,114669	0,0874836
AGRE	PL3	29/06/2023	5	06:49:47	4,46837	0,0329738	0,0544955	0,114235	0,105807	0,040739
AGRE	PL3	29/06/2023	6	06:50:42	3,71295	0,346315	0,0980686	0,0969372	0,178512	0,0512021
AGRE	PL3	29/06/2023	7	06:51:30	3,55763	0,0405624	0,103469	0,194315	0,112107	0,0572304
AGRE	PL3	29/06/2023	8	06:52:13	2,26828	0,581111	0,448596	0,14577	0,107734	0,100383
AGRE	PL3	29/06/2023	1	06:54:20	3,90201	0,0546125	0,0493791	0,211234	0,285577	0,0852737
AGRE	PL3	29/06/2023	2	06:54:40	3,74099	0,0627157	0,0659465	0,197503	0,0987506	0,0517683
AGRE	PL3	29/06/2023	3	06:55:04	4,82411	0,0732242	0,0850389	0,0434251	0,0377252	0,0396569
AGRE	PL3	29/06/2023	4	06:55:20	3,57498	0,259988	0,128057	0,100131	0,157205	0,065657
AGRE	PL3-2	29/06/2023	1	06:54:20	3,90201	0,0546125	0,0493791	0,211234	0,285577	0,0852737
AGRE	PL3-2	29/06/2023	2	06:54:40	3,74099	0,0627157	0,0659465	0,197503	0,0987506	0,0517683
AGRE	PL3-2	29/06/2023	3	06:55:04	4,82411	0,0732242	0,0850389	0,0434251	0,0377252	0,0396569
AGRE	PL3-2	29/06/2023	4	06:55:20	3,57498	0,259988	0,128057	0,100131	0,157205	0,065657
AGRE	PL3-FC	29/06/2023	1	06:56:09	3,046	0,0720264	0,0908379	0,338925	0,312863	0,0960789
AGRE	PL3-FC	29/06/2023	2	06:56:31	3,92217	0,0632574	0,0440951	0,216593	0,0984023	0,0483258
AGRE	PL3-FC	29/06/2023	3	06:56:48	3,57685	0,21509	0,105727	0,121517	0,141712	0,0589499
AGRE	PL3-FC	29/06/2023	4	06:56:59	3,55128	0,0651506	0,153882	0,127805	0,211815	0,0941822
AGRE	PL3-FS	29/06/2023	1	06:58:06	5,10158	0,0459796	0,0405395	0,0622471	0,0335738	0,0408297
AGRE	PL3-FS	29/06/2023	2	06:58:21	1,51374	0,508171	0,515513	0,330827	0,265643	0,10242
AGRE	PL3-FS	29/06/2023	3	06:58:36	2,71288	0,108786	0,143786	0,317666	0,181603	0,059172
AGRE	PL3-FS	29/06/2023	4	06:58:50	5,70996	0,0272772	0,0355096	0,0384145	0,0152964	0,0237498
AGRE	PL3-FN	29/06/2023	1	07:00:12	1,92936	0,59099	0,41081	0,231739	0,128422	0,0956596

Figure 5 (Point 13) Rendu définitif des jeux de données

Étape 3 : Calculer les LAI moyen pour toutes les zones

1. Une fois que les fichiers Excel sont tous propres et tous complétés
2. Double cliquer sur le script R : **Calcul_LAI** (dans le dossier **Donnees_LAI**)
3. Sélectionner tout le code et appuyer sur **Run**
4. Le script va calculer et compiler toutes les données de LAI dans le dataframe **BD.lai**
 - a. Vous pouvez voir les valeurs calculées dans le dataframe.
5. Si vous êtes satisfait(e) du travail de compilation :
 - a. Dans la partie du code *Sauvegarde du fichier BD.lai*
 - b. Enlever le # devant le code `write_csv2(x = BD.lai, file = "BD_LAI.csv")`
 - c. Sélectionner le code `write_csv2(x = BD.lai, file = "BD_LAI.csv")` et appuyer sur **Run**
 - d. Remettre le # devant le code `write_csv2(x = BD.lai, file = "BD_LAI.csv")`
 - e. Sauvegarder
6. Fermer R
7. Ouvrir le fichier csv **BD_LAI.csv** pour avoir accès aux valeurs

11.2.4 Description des calculs faits sous R

Dans le script R, les LAI moyens des zones de mesures (Zone) sont faits de deux manières :

1. On prend toutes les mesures de LAI, comme le *AIC*. (Transmittance fixée à 1)
2. On ne prend pas les mesures dont la transmittance à été fixée à 1 par le logiciel FV2200, comme le *AIS*.

En sortie du script, un fichier csv est produit à la racine du dossier (au même endroit que le script R). Ce fichier comprend les variables suivantes :

- **Site** : nom du site de mesure

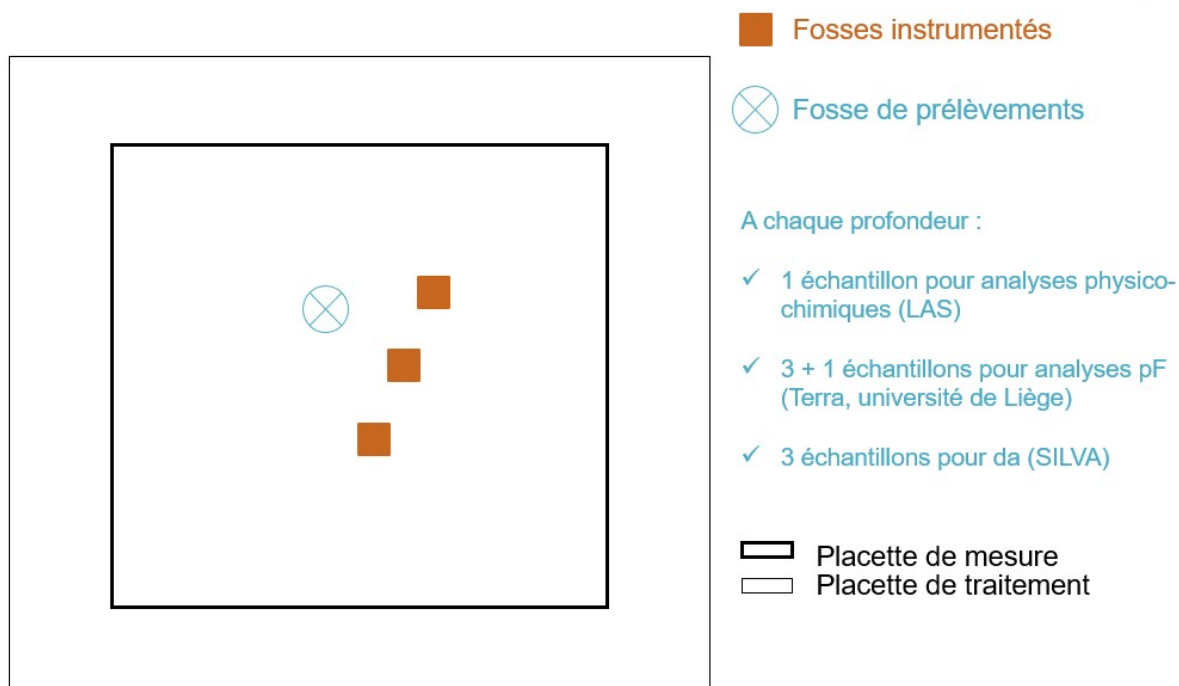
- **Zone** : nom de la zone de mesure
- **Date** : date à laquelle la mesure a été faite
- **LAI.aic.mean** : Valeur moyenne du LAI, *en prenant toutes les valeurs*
- **LAI.aic.sd** : Écart-type du LAI, *en prenant toutes les valeurs*
- **LAI.ais.mean** : Valeur moyenne du LAI, *en ne prenant que les valeurs dont la transmittance est inférieure à 1*
- **LAI.ais.sd** : Écart-type du LAI, *en ne prenant que les valeurs dont la transmittance est inférieure à 1*
- **LAI.max** : Valeur maximale de LAI, *en ne prenant que les valeurs dont la transmittance est inférieure à 1*
- **LAI.min** : Valeur minimale de LAI, *en ne prenant que les valeurs dont la transmittance est inférieure à 1*

12. ANNEXE 4 – Courbes de rétention en eau des sols

Pour l'établissement de ces courbes, nous avons fait appel au Plateau Technique de Mécanique et Physique du Sol (PlatPhys) de l'unité de recherche TERRA (de la faculté AGRO-BIO-TECH de Université de Liège localisée à Gembloux). Ce plateau technique est spécialisé dans la mesure des propriétés de rétention et de transfert de l'eau et des gaz au sein du sol.

Emplacements de la fosse

Sur chaque placette, une fosse a été ouverte pour réaliser les prélèvements de sols. Elle est située à proximité d'une des fosses instrumentées mais pas trop proche afin de ne pas risquer de perturber les mesures de sonde.



Les échantillons

Les profondeurs de prélèvements des échantillons de sol correspondent aux profondeurs instrumentées sur le site expérimental. Les échantillons prélevés sont des échantillons en structure conservée d'un volume de 100 cm³. Le matériel utilisé pour ces prélèvements a été prêté par le plateau technique.

Suivant les recommandations de PlatPhys, au moins 3 échantillons doivent être prélevés par profondeur. Nous en avons prélevé 4 afin de disposer d'un échantillon de secours en cas de problème. Les prélèvements doivent être particulièrement méticuleux afin de conserver la structure du sol. Les échantillons sont conservés dans les cylindres, soigneusement emballés afin de ne pas sécher puis transportés en voiture jusqu'à Gembloux.

Les mesures ont été réalisées par plaques de pression avec 9 points d'équilibre (de -0.5 kPa à -1500kPa).

13. ANNEXE 5 : Liste des références biblio de l'ensemble des livrables fournis

Rapport technique

Seynave Ingrid, Bréda Nathalie, Laurent Lisa, Lebourgeois François, Levillain Joseph, Meredieu Céline, Perret Sandrine. 2026. SylvEau : Effets de la densité et des éclaircies en peuplements réguliers sur le contenu en eau du sol. 81 pages.

Communication

Seynave Ingrid, Balandier Philippe, Bréda Nathalie, Laurent Lisa, Lebourgeois François, Levillain Joseph, Meredieu Céline, Perret Sandrine. 2025. SylvEau : Effets de la densité et des éclaircies en peuplements réguliers sur le contenu en eau du sol. RMT AFORCE Colloque de restitution, 25 et 26 mars 2025, Orléans.

Seynave Ingrid, Balandier Philippe, Bréda Nathalie, Laurent Lisa, Lebourgeois François, Levillain Joseph, Meredieu Céline, Perret Sandrine. 2024. SylvEau : Effets de la densité et des éclaircies en peuplements réguliers sur le contenu en eau du sol. RMT AFORCE Webinaire, 17 juin 2024.

Projet réalisé avec le soutien financier de :

