

ADAPTER LES ITINÉRAIRES SYLVICOLES POUR ATTÉNUER LES EFFETS DU CHANGEMENT CLIMATIQUE

Résultats pour la chênaie sessiliflore française à partir des réseaux d'expérimentations sylvicoles

**FRANÇOIS LEBOURGEOIS – RAPHAËL TROUVÉ – JEAN-DANIEL BONTEMPS – CATHERINE COLLET –
SÉBASTIEN DAVILLER – FABIEN SPICHER – FRANÇOIS NINGRE – DANIEL RITTIÉ – CLAUDINE RICHTER
– INGRID SEYNAVE**

Les gestionnaires forestiers se sont jusqu'ici appuyés sur les catalogues des stations forestières (Dumé, 1995), les guides de sylviculture (Jarret, 2004 ; Sardin, 2008) et sur les références du passé pour raisonner les choix des essences et les itinéraires sylvicoles (Eichhorn, 1904). Les tables de production développées dans les années 1970 (Pardé, 1956, 1981 ; Pardé et Bouchon, 1988) ont été remplacées par des modèles de croissance qui sont désormais disponibles sur des plateformes permettant de réaliser des simulations et ainsi de tester de multiples scénarios sylvicoles (de Coligny *et al.*, 2010). Les guides de sylviculture publiés récemment proposent ainsi des itinéraires sylvicoles définis à partir de ces outils (Jarret, 2004 ; Sardin, 2008).

Pour minimiser les effets des changements climatiques annoncés par les différents scénarios, le gestionnaire peut modifier son choix d'essences et adapter sa sylviculture. Bien que les connaissances aient été améliorées sur l'écophysiologie des espèces forestières, les effets sur la croissance et la survie à long terme de sécheresses répétées sont encore largement méconnus (Allen *et al.*, 2010 ; Berdanier et Clark, 2016). De plus, même si certaines espèces apparaissent plus résistantes au stress hydrique (Brendel et Cochard, 2011 ; Choat *et al.*, 2012), il n'est pas réaliste de modifier fortement le paysage forestier français en substituant aux essences en place des espèces exotiques dont la tolérance à la sécheresse pourrait être plus importante.

Pour les peuplements en place, les possibilités d'évolution correspondent à une modification des itinéraires sylvicoles (Becker et Le Tacon, 1985 ; Legay *et al.*, 2007 ; Lindner, 2000). Ainsi, plusieurs études montrent que la réponse des arbres au climat peut être fortement modifiée selon les caractéristiques des peuplements et la compétition. Ces modifications sont complexes à étudier et concernent le plus souvent les effets pris isolément de l'âge des arbres, de leur taille, de leur position sociale au sein du peuplement ou encore de la densité de ce dernier. Par exemple, pour l'effet de la taille des arbres sur la réponse à la sécheresse, les résineux sous climat chaud et sec semblent plus sensibles quand ils sont de petits diamètres (De Luis *et al.*, 2009 ; Linares *et al.*, 2010 ; Pichler et Oberhuber, 2007) alors que, sous climat froid, ils semblent répondre d'une façon similaire quelle que soit leur taille (Chhin *et al.*, 2008 ; Meyer et Bräker, 2001). Concernant l'effet du statut social, certains travaux montrent une sensibilité plus forte des arbres dominants alors que d'autres soulignent une sensibilité accrue des dominés ou d'autres encore aucune différence selon le statut (Cescatti et Piutti, 1998 ; Kohler *et al.*, 2010 ; Linares *et al.*, 2010 ;

Martin-Benito *et al.*, 2008 ; Nabeshima *et al.*, 2010 ; Orwig et Abrams, 1997). Des travaux récents suggèrent également que, selon le caractère plus ou moins pionnier de l'essence, sa réactivité aux conditions climatiques selon le statut social change (Mérian et Lebourgeois, 2013). La densité de tiges ou la surface terrière du peuplement semblent également moduler fortement la capacité des arbres à supporter un stress environnemental fort (la *résistance*) et à récupérer après celui-ci (la *résilience*), généralement dans le sens d'une diminution de cette capacité avec l'augmentation de la compétition (Becker *et al.*, 1989 ; Becker *et al.*, 1994 ; Fernandez *et al.*, 2012 ; Giuggiola *et al.*, 2013 ; Guillemot *et al.*, 2015 ; Jobling et Pearce, 1977 ; Kerr 1996 ; Lebourgeois *et al.*, 2014 ; Novak *et al.*, 2010 ; Rais *et al.*, 2014).

Dans le contexte d'une adaptation de la gestion au changement climatique, la question pour le forestier est de savoir le type d'itinéraire sylvicole qu'il faut appliquer pour maintenir un niveau d'accroissement répondant aux objectifs de qualités du bois recherchées et augmenter la résistance et la résilience du peuplement aux aléas climatiques. Dans ce cadre, les études ont été souvent réalisées à partir d'approches dendrochronologiques (Chen *et al.*, 2010 ; Gonzalez-Munoz *et al.*, 2014 ; Lapointe-Garant *et al.*, 2010 ; Lebourgeois et Mérian, 2011). Cette approche est importante car elle permet une analyse rétrospective à l'échelle interannuelle de la croissance radiale. Cependant, dans ces analyses, les modifications d'itinéraires sylvicoles sont très rarement prises en compte faute d'inventaires réguliers sur des placettes permanentes. Ainsi, l'utilisation de données d'accroissements issues de réseaux permanents d'expérimentation est indispensable pour bien appréhender les effets de la sylviculture et les interactions complexes avec les variables environnementales (Charru *et al.*, 2010 ; Gustafson et Sturtevant, 2013 ; Leban et Bontemps, 2016 ; Woodall *et al.*, 2010).

La nécessité de quantifier les effets des itinéraires sylvicoles sur la croissance et la qualité des bois s'est fait ressentir très tôt dans le domaine forestier. Dès le XVIII^e siècle, il est fait mention du suivi de placettes permanentes et d'expérimentations *in situ* par des auteurs comme Duhamel du Monceau ou Varenne de Fenille (Trouvé, 2015), mais c'est au début du XX^e siècle qu'une structuration de ces expérimentations en réseaux a lieu (Oudin, 1930). Au début des années 1990, les organismes de recherche et de gestion ont mutualisé leurs moyens et mis à profit leur expérience pour concevoir de nouveaux réseaux explorant des gammes de densité et de conditions stationnelles plus larges (Bédéneau *et al.*, 2001). Un travail récent fondé sur l'utilisation de ces données d'accroissement relevées dans ces réseaux a permis de mettre en évidence l'effet prépondérant de la sylviculture sur la dynamique de croissance à différentes échelles (de l'arbre au peuplement) et les interactions complexes avec le climat (Trouvé, 2015 ; Trouvé *et al.*, 2014 ; Trouvé *et al.*, 2015 ; Trouvé *et al.*, 2016).

Cet article présente la première synthèse de ce travail mené dans des chênaies sessiliflores régulières. Dans cette étude, nous avons cherché à déterminer comment différents itinéraires sylvicoles (des peuplements très denses à très clairs) modifiaient la réponse des arbres (de l'échelle du peuplement à l'individu) aux climats et à ses aléas. Plus spécifiquement, nous avons cherché à répondre à trois questions principales :

- Comment la relation entre la circonférence des arbres et leur croissance radiale est-elle affectée par la compétition et par le climat ? En d'autres termes, les arbres considérés généralement comme d'avenir au sein d'un peuplement (c'est-à-dire les dominants généralement sélectionnés par le forestier) contribuent-ils de façon prépondérante à la productivité du peuplement et sont-ils plus affectés par le climat que les autres catégories ?

- Comment la relation entre la circonférence des arbres et leur croissance en hauteur est-elle affectée par la compétition et par le climat ? En d'autres termes, des itinéraires sylvicoles différents forment-ils des arbres de formes différentes (« trapus » ou « élancés ») ?

• Enfin, la capacité des arbres à supporter un stress (la résistance) et à récupérer après celui-ci (la résilience) est-elle modifiée selon les itinéraires sylvicoles et le statut social ? En d'autres termes, les arbres d'avenir sont-ils moins affectés et récupèrent-ils plus vite que les autres après un événement extrême (ici, la sécheresse de 1976) ?

RÉSEAUX D'EXPÉRIMENTATIONS SYLVICOLES

L'indice de densité relative de Reineke (RDI, *relative density index*) est l'indice utilisé pour piloter l'intensité des éclaircies et contrôler les itinéraires sylvicoles dans les réseaux chênes du LERFoB et du GIS Coop (Dhôte, 1997 ; Reineke, 1933 ; Shaw, 2006). Il représente le rapport du nombre de tiges par hectare du peuplement (N) au nombre de tiges par hectare maximal pour un peuplement en autoéclaircie à un même diamètre quadratique moyen (dg). Les valeurs de RDI proches de zéro caractérisent des densités relatives faibles et correspondent à des arbres poussant en croissance libre ou dans des conditions de très faible compétition. À l'opposé, les valeurs les plus fortes (1 ou un peu plus) témoignent de conditions de compétition intense pouvant aboutir à la mortalité de certains arbres (loi d'autoéclaircie) (Charru *et al.*, 2012). Une sylviculture classique correspond à des valeurs de 0,7-0,8 et une sylviculture dynamique à des valeurs de l'ordre de 0,5 (Sardin, 2008 ; Trouvé, 2015). Dans cette étude, l'allométrie utilisée pour le calcul du RDI est issue de Le Goff *et al.* (2011) et suit l'équation $RDI = N \times dg^{1,566} / 125\ 242$, avec N en nombre de tiges par ha et dg en centimètres.

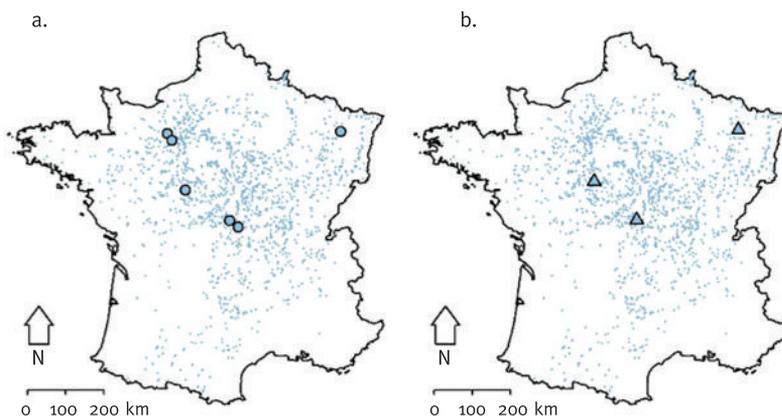
Le réseau LERFOB

Il a été créé en deux vagues d'installation dans les années 1930 puis 1950 (Oudin, 1930, 1956). Il est constitué de l'ancien réseau d'expérimentation de la station de recherches et expériences forestières de l'École nationale des Eaux et Forêts, repris par la suite par l'INRA et géré par le LERFOB.

FIGURE 1 RÉPARTITION DES DISPOSITIFS EXPÉRIMENTAUX SÉLECTIONNÉS (larges symboles) PAR RAPPORT À L'AIRE DE RÉPARTITION DE L'ESPÈCE EN MONOCULTURES EN FRANCE (petits points).

La répartition des monocultures de l'espèce est représentée par les placettes IFN ayant au moins 80 % de leur surface terrière occupée par le Chêne sessile.

- Réseau Coop (6 sites ; 25 placettes, RDI de 0,04 à 1,2, 74 inventaires dendrométriques disponibles).
- Réseau LERFOB (3 sites ; 6 placettes, RDI de 0,64 à 1,01, 22 inventaires dendrométriques disponibles).



L'objectif était d'étudier la réponse aux éclaircies des principales essences de production française (Dhôte, 1997). Dès l'installation, les inventaires ont été réalisés en plein : tous les arbres ont été mesurés en classes de diamètre dans le jeune âge (aux alentours de 40 ans pour les plus jeunes) puis, après 60 ans, en circonférence (à la précision de 1 cm). C'est aussi à partir de ce stade que le suivi des arbres a été individualisé. Les mesures ont été réalisées avec une périodicité variant de 4 à 10 ans. Pour ce travail, trois sites ont été sélectionnés (Grande-Bouzule, Trésors, Sablonnières) (figure 1, p. 13) le long d'un gradient de continentalité. Ces 3 sites comprennent 6 placettes (4 de 1 ha et 2 de 0,47 ha) pour lesquelles 22 inventaires étaient disponibles sur la période 1960-1983. En 1960, le gradient d'âge s'étalait de 71 à 92 ans et de 94 à 115 ans en 1983. Trois placettes correspondent à des densités moyennes (RDI de 0,52 à 0,66) et 3 autres à des densités fortes (RDI de 0,82 à 1,01). Le gradient climatique correspond à une pluviosité annuelle de 660 à 808 mm/an (période 1990-2010) et une température moyenne annuelle de 9,5 à 10,4 °C. Le pH varie de 5 à 5,6, le rapport C/N de 13 à 18 et la réserve utile maximale en eau du sol de 100 à 120 mm (Trouvé, 2015 ; Trouvé *et al.*, 2016).

Le réseau GIS Coop

Le groupement d'intérêt scientifique « Coopérative de données sur la croissance des peuplements forestiers » (GIS Coop : [http://www.efpa.inra.fr/Outils-et-Ressources/Systemes-d-experimentation-et-d-observation/GIS-COOP/\(key\)/2](http://www.efpa.inra.fr/Outils-et-Ressources/Systemes-d-experimentation-et-d-observation/GIS-COOP/(key)/2)) constitue la seconde source d'inventaires. Ce GIS regroupe de nombreux partenaires de la recherche et de la gestion depuis sa création dans les années 1990. Il met en place, suit et mesure des réseaux nationaux multisites de placettes expérimentales permanentes à très long terme (Bédéneau *et al.*, 2001). Comme pour le réseau LERFOB, le principal facteur sylvicole expérimenté est l'évolution de la densité du peuplement, de l'installation à la récolte finale. Pour cette étude, 6 sites du réseau chênes totalisant 25 placettes de 0,36 ha ont été considérés (figure 2, p. 15) (Trouvé, 2015 ; Trouvé *et al.*, 2014 ; Trouvé *et al.*, 2015). Ces sites ont été mesurés tous les 4 ans, correspondant à un total de 74 inventaires et 22 876 accroissements individuels en 2014. Les premiers inventaires ont été effectués en 1995 (1 site), 1996 (2), 2000 (1), 2001 (1), 2005 (1). Pour ce réseau, les chênes sessiles sont plus jeunes (de 10 à 42 ans) mais la gamme des RDI testés est beaucoup plus large : de 0,04 à 1,2. Au total, 6 scénarios d'évolution du RDI selon l'âge sont testés (figure 2, p. 15). En raison du jeune âge des peuplements, les scénarios à RDI variable et constant sont encore peu différenciés pour le moment. Le gradient climatique correspond à une pluviosité annuelle de 690 à 850 mm/an (période 1990-2010) et une température moyenne annuelle de 10,2 à 11,5 °C. Le pH varie de 4,4 à 5,5, le rapport C/N de 13 à 21 et la réserve utile maximale en eau du sol de 66 à 130 mm.

DONNÉES CLIMATIQUES

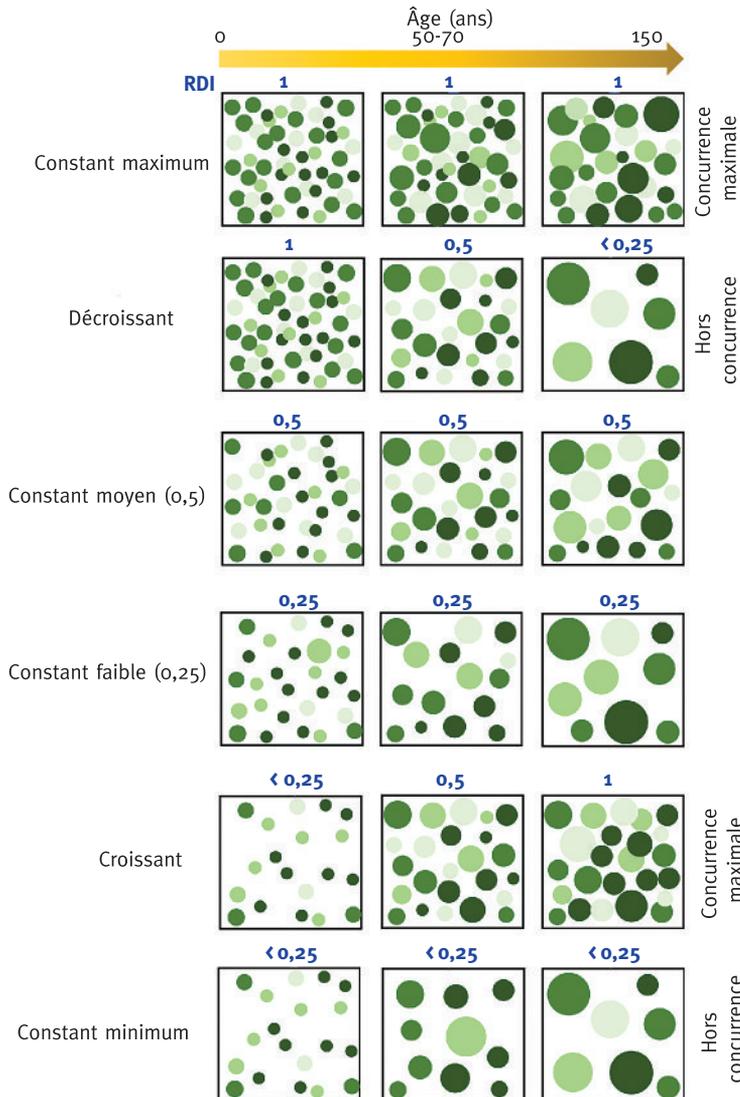
Les données climatiques mensuelles de température et de précipitation ont été obtenues pour chaque année (et chacun des 9 sites) à partir du modèle SAFRAN de Météo-France, d'une résolution spatiale de 8 × 8 km (Quintana-Segui *et al.*, 2009 ; Vidal *et al.*, 2010). Les données SAFRAN (disponibles depuis les années 1960) ont été préférées aux données issues des stations Météo-France « locales » afin d'avoir des séries homogènes entre les sites. De plus, les chênaies expérimentées étant en plaine, il n'y a pas de biais lié à l'altitude et les données spatialisées sont donc très proches des données locales (Trouvé *et al.*, 2014). Les données mensuelles de T et P ainsi que la réserve utile maximale en eau des sols ont été intégrées dans le modèle de bilan hydrique développé par Thornthwaite et Mather (1955). Ce modèle simple a prouvé son intérêt pour expliquer la croissance des arbres (Lebourgeois *et al.*, 2013) ou encore la distribution des espèces végétales (Piedallu *et al.*, 2013). Classiquement, le déficit hydrique (en millimètres d'eau)

correspond à la situation pour laquelle la demande évaporative (c'est-à-dire l'évapotranspiration potentielle, en millimètres) n'est pas comblée par l'eau disponible (apports par les pluies et contenu en eau du sol, en millimètres). Dans cette étude, les différentes variables climatiques mensuelles ont été agrégées par saison (automne, hiver, printemps, été) pour une année donnée puis moyennées sur la période entre deux inventaires dendrométriques (généralement 4 ans). Les périodes de calculs se sont échelonnées entre 1960 et 2014.

FIGURE 2

SCHÉMATISATION DE LA GAMME DE VARIATION DU RDI EN FONCTION DE L'ÂGE POUR CHACUN DES 6 SCÉNARIOS DU RÉSEAU GIS COOP.

Du fait du jeune âge des peuplements, les scénarios à RDI variable sont, pour l'instant, encore peu différenciés des scénarios à RDI constant.



APERÇU MÉTHODOLOGIQUE

Question 1 : variations des relations circonférence-croissance en diamètre

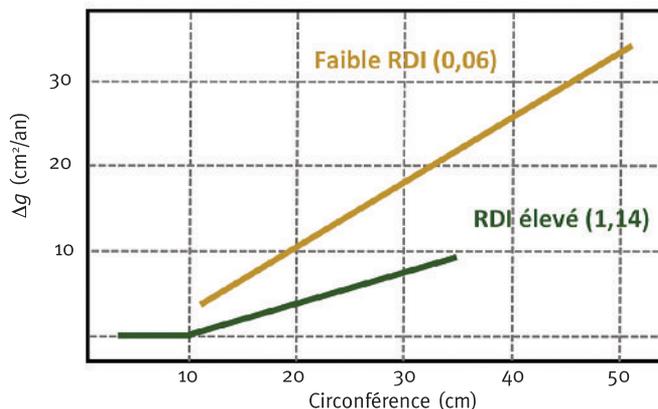
Ce sont les données issues du réseau GIS Coop qui ont été utilisées pour appréhender l'effet du statut social et de la taille sur l'accroissement en surface terrière du peuplement. Le statut social a été défini selon la circonférence dominante (C_0 , circonférence des 100 plus gros arbres à l'hectare). Pour chaque modalité, les arbres ont été classés comme dominés si $c < 0,4 \times C_0$, codominants si $0,4 \times C_0 \leq c < 0,7 \times C_0$ et dominants si $c \geq 0,7 \times C_0$ (Trouvé *et al.*, 2014). Étant donné les larges gammes de circonférences analysées (conséquences des larges gammes de RDI), un même statut social peut correspondre à des tailles relatives différentes (Trouvé, 2015). L'effet taille a donc également été considéré dans les modèles.

Les deux méthodes utilisées pour mener cette analyse ont été explicitées dans les publications précédentes (Trouvé, 2015 ; Trouvé *et al.*, 2014 ; Trouvé *et al.*, 2015) et nous n'en reprendrons ici que les principaux points. La première méthode a fait appel à la notion de courbe et d'indice de « dominance de croissance » (Binkley *et al.*, 2006 ; West, 2014). La courbe relie la distribution de la croissance des arbres et celle de leur taille dans le peuplement. Quand tous les arbres contribuent de la même façon à l'accroissement du peuplement proportionnellement à leur taille, toutes les valeurs sont sur la ligne 1:1. Des valeurs d'indice positives signifient que les arbres plus gros contribuent davantage à la croissance du peuplement, les valeurs négatives signifient que les arbres les plus petits contribuent davantage à la croissance du peuplement (Trouvé *et al.*, 2014). Ces courbes ont été tracées et comparées pour les différents itinéraires sylvicoles, ce qui a permis d'analyser la contribution relative des arbres selon leur taille à l'accroissement du peuplement.

La seconde méthode a consisté à étudier les relations entre l'accroissement individuel en surface terrière (Δg en cm^2/an) et la circonférence (c en cm) à partir de régressions segmentées (figure 3, ci-dessous) qui permettent de mettre en évidence des effets seuils dans ces relations (Hein et Dhôte, 2006 ; Dhôte, 1994 ; Ford, 1975).

FIGURE 3 EXEMPLE DE RELATION ENTRE L'ACCROISSEMENT INDIVIDUEL EN SURFACE TERRIÈRE (Δg en cm^2/an) ET LA CIRCONFÉRENCE (en cm) POUR LE SITE DE MONTRICHARD POUR LA PÉRIODE 2003-2007 SELON LE NIVEAU DE DENSITÉ FAIBLE (RDI = 0,06) OU FORT (RDI = 1,14) (âge = 19 ans pendant cette période)

Dans cet exemple, on observe que, pour des arbres de 20 cm de circonférence, l'accroissement est de l'ordre de $10 \text{ cm}^2/\text{an}$ dans le cas d'une faible densité et moins de $5 \text{ cm}^2/\text{an}$ pour la densité plus forte.



L'équation principale [1] de ces relations croissance-taille est la suivante :

$$\text{Si } c > b_{\text{seuil}} \text{ alors } \Delta g = b_{\text{pente}} \times (c - b_{\text{seuil}}) + e \quad [1]$$

$$\text{Si } c \leq b_{\text{seuil}} \text{ alors } \Delta g = 0 + e$$

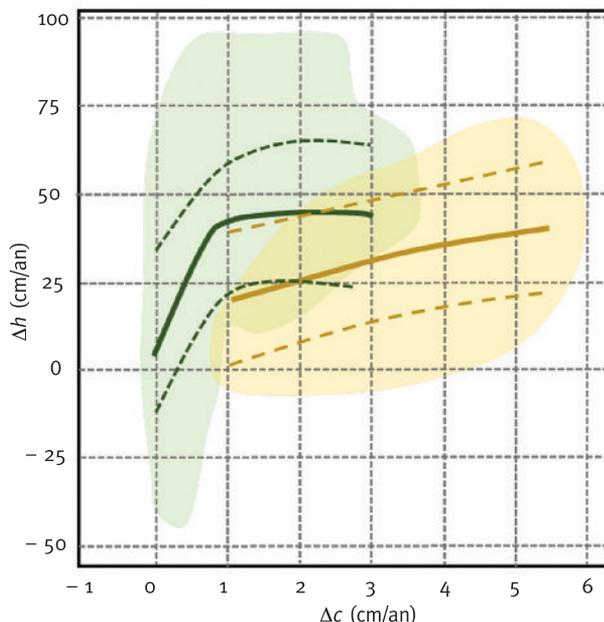
Le terme b_{seuil} représente la taille minimale qui sépare les arbres qui continuent de pousser des arbres ayant arrêté leur croissance (dont l'avenir est donc compromis à court terme). Le terme b_{pente} représente la relation entre l'accroissement et la circonférence pour les arbres présentant un accroissement. Le terme e est l'erreur du modèle. Ces valeurs de seuil et de pente sont les deux paramètres qui ont été ajustés à partir des différentes variables disponibles (âge, RDI, durée entre les éclaircies et climat).

Question 2 : variations des relations croissance en hauteur et en diamètre

Les données issues du réseau GIS Coop ont été utilisées pour répondre à cette question. Pour analyser ces relations, les accroissements en hauteur ont été modélisés en fonction des accroissements en circonférence à 1,30 m (Trouvé *et al.*, 2015) (figure 4, ci-dessous).

FIGURE 4 **RELATION ENTRE L'ACCROISSEMENT RADIAL (Δc en cm/an)**
ET L'ACCROISSEMENT EN HAUTEUR (Δh en cm/an)
SELON LE NIVEAU DE DENSITÉ FAIBLE
(zone et courbes brunes, RDI < 0,4)
OU FORT (zone et courbes vertes, RDI > 0,4).

Les zones représentent l'enveloppe du nuage des points (tous les arbres et toutes les périodes, non représentés). La ligne continue correspond à l'ajustement du nuage des points par une spline cubique. Les lignes pointillées sont les quantiles 10 et 90. Dans les peuplements denses (RDI > 0,4), il existe une relation saturante entre accroissement en hauteur et en circonférence alors que la relation apparaît linéaire dans les peuplements clairs (RDI < 0,4).



La fonction de Mitscherlich a été utilisée pour représenter simplement la forme de la relation observée dans la figure 4 (Trouvé *et al.*, 2015). Sa forme générale est la suivante [2] :

$$\Delta h = a_1 \times (1 - \exp^{-b_1 \times \Delta c}) \quad [2]$$

Le paramètre a_1 représente le taux d'accroissement asymptotique de la hauteur (cm/an) et b_1 le paramètre de forme qui représente la « rapidité » d'atteinte de l'asymptote (an/cm). Δh est la croissance en hauteur annuelle pour un arbre donné et une période donnée (cm/an) et Δc la croissance annuelle en circonférence à 1,30 m durant la même période (cm/an). Comme précédemment, a_1 et b_1 sont les deux paramètres qui ont été ajustés selon les variables dendrométriques et climatiques disponibles (Trouvé *et al.*, 2015).

Question 3 : résistance et résilience à une sécheresse extrême

Les données issues du réseau LERFOB ont été utilisées pour répondre à cette question (Trouvé *et al.*, 2016). Pour cela, les largeurs des cernes de 168 arbres ont été mesurées au centième de millimètre (2 niveaux de RDI \times 3 niveaux de sécheresse \times 2 statuts sociaux) puis interdatées de façon à éviter les erreurs de datation (Lebourgeois et Mérian, 2012). Pour analyser les effets direct et différé de la sécheresse exceptionnelle de 1976 sur la croissance des arbres, deux périodes ont été définies. La première a couvert la période 1960-1975 (1960 correspondant à la première date couverte par les données climatiques Safran). Cette première période a été utilisée pour calibrer le modèle de croissance. La seconde période, correspondant aux années 1976 à 1983, a été utilisée pour prédire la croissance attendue pendant et après l'année 1976. La fin de période (l'année 1983) a été choisie car les études sur la résilience intègrent généralement 3 à 5 années après l'évènement extrême (Lloret *et al.*, 2011). De plus, l'année 1983 n'était pas trop éloignée de la période de calibration, réduisant ainsi le risque d'avoir des conditions dendrométriques et climatiques trop différentes de celle-ci. Pour cette étude, la modélisation a été faite à partir d'approches non paramétriques permettant d'analyser des relations non linéaires et d'explorer les interactions complexes entre des régresseurs de types différents (*boosted regression trees* — BRT) (Breiman *et al.*, 1984 ; Elith *et al.*, 2008 ; Friedman, 2001). Le modèle de croissance a été ajusté en prenant en compte des variables dendrométriques et climatiques disponibles sur la période 1960-1975 avec les données individuelles d'accroissement en surface terrière (Δg en cm²/an).

La résistance à la sécheresse de chaque arbre a été évaluée en faisant le rapport entre la croissance observée en 1976 et celle attendue pour une année « normale », c'est-à-dire avec des conditions climatiques moyennes selon la formule [3] :

$$\text{Résistance} = \frac{\Delta g_{obs\ 1976}}{\Delta g_{pred\ climat\ moyen\ (1960-1975)}} \quad [3]$$

La croissance attendue a été déterminée par le modèle en donnant les mêmes valeurs que celles de 1976 aux variables peuplement et arbre et en fixant les régresseurs climatiques à leurs moyennes 1960-1975.

Un principe similaire a été adopté pour la résilience avec, pour chaque année i entre 1977 et 1983, le calcul des écarts entre valeurs observées et prédites. Pour chaque année i , ce sont les données observées peuplement, arbre et climat pour cette année qui ont été utilisées :

$$\text{Résilience}_i = \frac{\Delta g_{obs\ i}}{\Delta g_{pred\ i}} \quad [4]$$

Ces rapports ont été calculés pour les 2 statuts sociaux, les 2 niveaux de RDI et les 3 niveaux de sécheresse. Pour le site sec, la sécheresse de 1976 correspond à un déficit hydrique estival 1,9 fois supérieur à la normale (94 mm en 1976 contre 48 mm pour la période 1960-1983). Pour le site mésophile, l'écart est de 2,4 fois (85 contre 35) et de 2,9 fois pour le site humide (75 contre 26).

RÉSULTATS

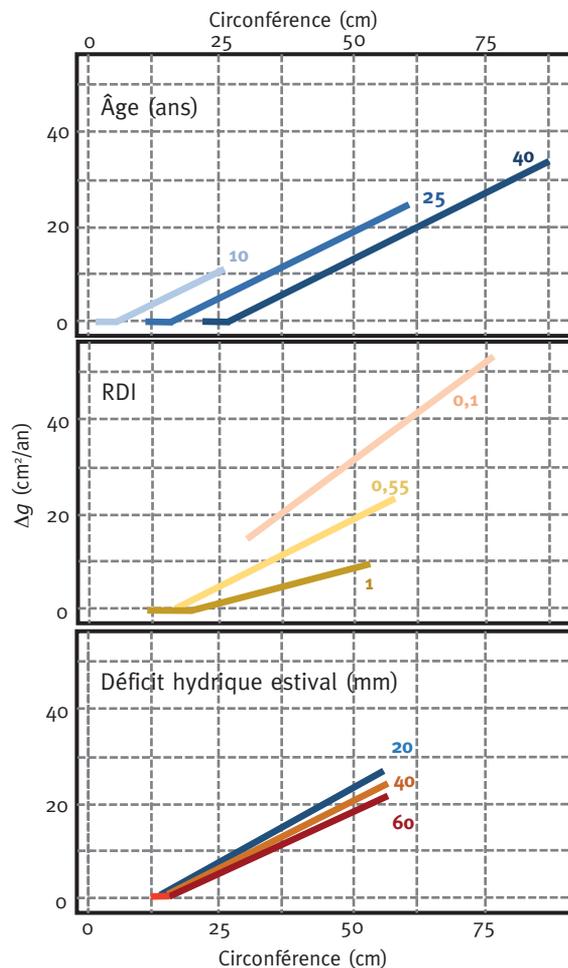
Réponse à la question 1 : la relation circonférence-croissance varie selon l'âge, l'itinéraire sylvicole et la sécheresse estivale

Comme attendu, l'âge et le RDI jouent un rôle majeur dans la relation circonférence-croissance (figure 5, ci-dessous).

FIGURE 5
ANALYSE DE SENSIBILITÉ
DES MODÈLES POUR L'ÂGE,
LE RDI ET LA SÉCHERESSE ESTIVALE
(équations non montrées, voir Trouvé *et al.* 2014).

Pour chaque cas, la courbe médiane représente la simulation pour la valeur moyenne du paramètre et les 2 autres courbes pour les extrêmes (5 % et 95 %).

Pour éviter les extrapolations, la gamme des circonférences dans chaque simulation a été réduite à la gamme des circonférences rencontrées dans les peuplements correspondant aux simulations en termes de RDI et d'âge.



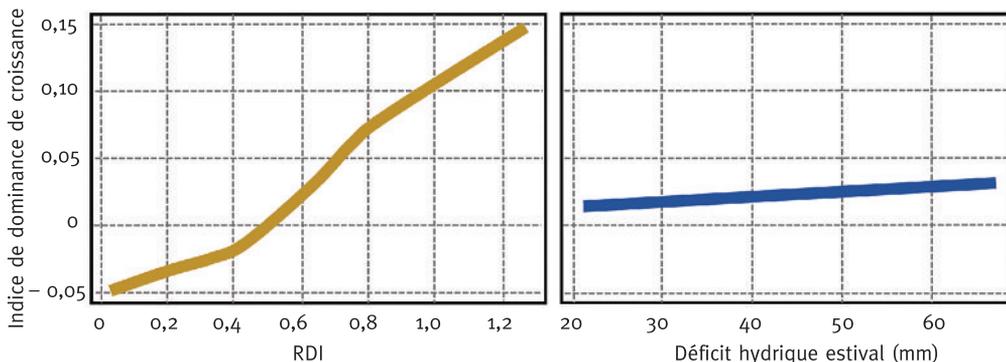
Ainsi, la taille minimum nécessaire à la croissance (b_{seuil}) augmente avec l'âge, ce qui a pour conséquence de faire passer dans le sous-étage les arbres ne poussant pas assez vite. L'âge n'a en revanche aucun effet sur la pente. Ceci signifie que, une fois le seuil de circonférence passé, la relation $\Delta g - c$ est la même pour tous les âges. Le RDI agit aussi sur le seuil mais beaucoup plus fortement sur la pente avec un effet négatif. Cela signifie que l'augmentation de la compétition dans les peuplements les plus denses diminue la pente de la relation $\Delta g - c$ et donc diminue la croissance des arbres. Bien que plus faible, un effet négatif significatif du déficit hydrique estival est aussi observé, mais seulement sur la pente. Les analyses effectuées à partir des courbes et des indices de dominance de croissance aboutissent aux mêmes résultats avec un effet très significatif du RDI et de la sécheresse (figure 6, ci-dessous). Ainsi, la dominance de croissance est plus forte pour les RDI les plus élevés et les conditions les plus sèches. Ceci signifie que les arbres les plus gros participent beaucoup plus et d'une façon disproportionnée (par rapport à leur taille) à l'accroissement du peuplement dans le cas de peuplement dense ou en cas de forte sécheresse.

FIGURE 6

**EFFET DU RDI ET DU DÉFICIT HYDRIQUE ESTIVAL
SUR LA RÉPARTITION DE LA CROISSANCE
ENTRE ARBRES AU SEIN DU PEUPLEMENT.**

L'âge et le déficit hydrique estival sont fixés à 25 ans et 40 mm
pour les simulations de l'effet du RDI.

Le RDI et l'âge sont fixés à 0,6 et 25 ans pour les simulations de l'effet du déficit hydrique
(équations non montrées, voir Trouvé, 2015).



L'effet du déficit hydrique estival sur l'accroissement au niveau du peuplement et selon le statut social des arbres est présenté dans la figure 7 (p. 21). Il apparaît que la croissance du peuplement est affectée par les conditions hydriques avec des gains ou des pertes d'accroissements de plus ou moins 20 % selon le niveau de la sécheresse estivale (donc du même ordre que les variations du déficit hydrique estival). Les arbres dominants sont peu affectés (< 15 % de variation de croissance selon le niveau de sécheresse). En revanche, pour les arbres dominés, des faibles déficits hydriques par rapport à la normale se traduisent par des accroissements supérieurs de près de 80 % par rapport à la moyenne. Dans le cas d'une sécheresse plus forte que la normale, leur croissance est réduite d'environ 60 %. Au sein du peuplement, la croissance est ainsi d'autant plus affectée que l'arbre est dominé.

FIGURE 7

EFFET SIMULÉ DU DÉFICIT HYDRIQUE ESTIVAL (DH) SUR LA CROISSANCE DU PEUPEMENT ET SELON LE STATUT SOCIAL.

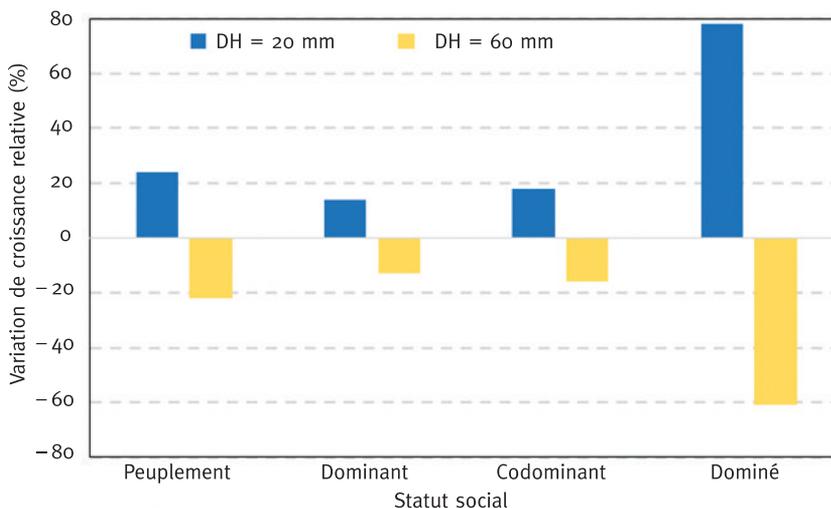
L'effet est présenté comme une différence relative de croissance entre celle prédite en cas de faible (DH = 20 mm) ou forte (DH = 60 mm) sécheresse comparativement à la normale (DH = 40 mm).

Le statut social a été défini selon la circonférence dominante

(C_0 , circonférence des 100 plus gros arbres à l'hectare).

Les arbres ont été classés comme dominés si $c < 0,4 \times C_0$, codominants si $0,4 \times C_0 \leq c < 0,7 \times C_0$
et dominants si $c \geq 0,7 \times C_0$

(Voir Trouvé *et al.*, 2014 pour le détail des équations des modèles utilisés pour cette simulation).



Réponse à la question 2 : des arbres qui changent de forme selon l'itinéraire sylvicole et la sécheresse estivale

Il existe un effet significatif de l'âge sur la relation allométrique $\Delta h - \Delta c$ (figure 8, p. 22). C'est pour un âge de 23 ans que l'asymptote est la plus haute (Trouvé *et al.*, 2015). Les mêmes formes de courbe ayant été observées dans les peuplements clairs et denses, l'âge pour lequel le taux d'accroissement en hauteur est maximum semble lié à des processus ontogénétiques reflétant l'architecture des arbres et le développement foliaire (Smith et Long, 2001).

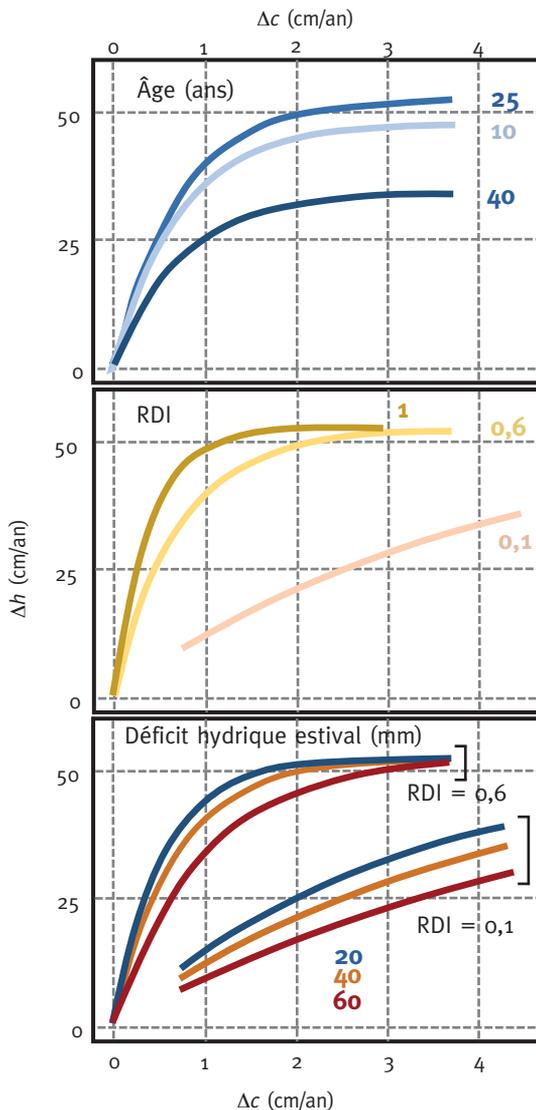
Outre cet effet de l'âge, il apparaît un très fort effet du RDI sur la relation $\Delta h - \Delta c$ (figure 8). Ainsi, pour les peuplements les plus clairs (où $RDI \leq 0,3$) la forme de la relation apparaît quasiment linéaire, ce qui signifie que tous les arbres présentent la même stratégie d'allocation des ressources entre les croissances en hauteur et en diamètre. En d'autres termes, les différences qui existent néanmoins dans ces peuplements ne sont pas la résultante d'allocations différentielles des ressources mais sont l'expression d'autres facteurs comme les facteurs génétiques, les microvariations stationnelles, les différences de taille initiale, etc. Dans ces peuplements, la sécheresse réduit fortement l'allocation des ressources à la hauteur, ce qui se traduit par des arbres plus petits.

Dans les peuplements denses, la relation est très différente et se traduit par une courbe concave saturante avec une pente initiale très forte pour les RDI les plus élevés (où $RDI > 0,9$) (figure 8, p. 22). Contrairement aux faibles densités, les allocations varient très fortement selon le statut des arbres. Ainsi, les arbres dominés investissent leurs ressources dans la croissance en hauteur relativement à leur circonférence, beaucoup plus que les arbres dominants. Cette allocation

différentielle apparaît réduite en cas de sécheresse estivale. En revanche, pour les dominants, la sécheresse n’affecte pas la relation $\Delta h - \Delta c$ qui saturé néanmoins à partir d’un certain moment. Ainsi, même si les conditions sont bonnes, les dominants allouent leur potentiel de croissance à la circonférence et non à la hauteur.

FIGURE 8 REPRÉSENTATION SCHÉMATIQUE DES EFFETS DES DIFFÉRENTES VARIABLES SUR LA RELATION ENTRE LES ACCROISSEMENTS EN HAUTEUR ET EN CIRCONFÉRENCE (en cm/an).

Pour chaque cas, la relation $\Delta h - \Delta c$ a été simulée pour la valeur moyenne et les extrêmes (5 % et 95 %) ; les autres facteurs du modèle étant fixés à leur valeur moyenne (voir Trouvé *et al.*, 2015 pour les détails).



Si on compare les peuplements clairs aux peuplements denses, il apparaît que, dans les peuplements les plus clairs, les arbres investissent proportionnellement moins dans la hauteur que les arbres dans les peuplements denses, aboutissant à des arbres « plus petits et moins gros ». Concernant la sécheresse, son effet se traduit par une diminution plus forte de la croissance en hauteur comparativement à celle du diamètre (arbres plus petits) dans tous les cas sauf pour les arbres dominants dans les peuplements denses.

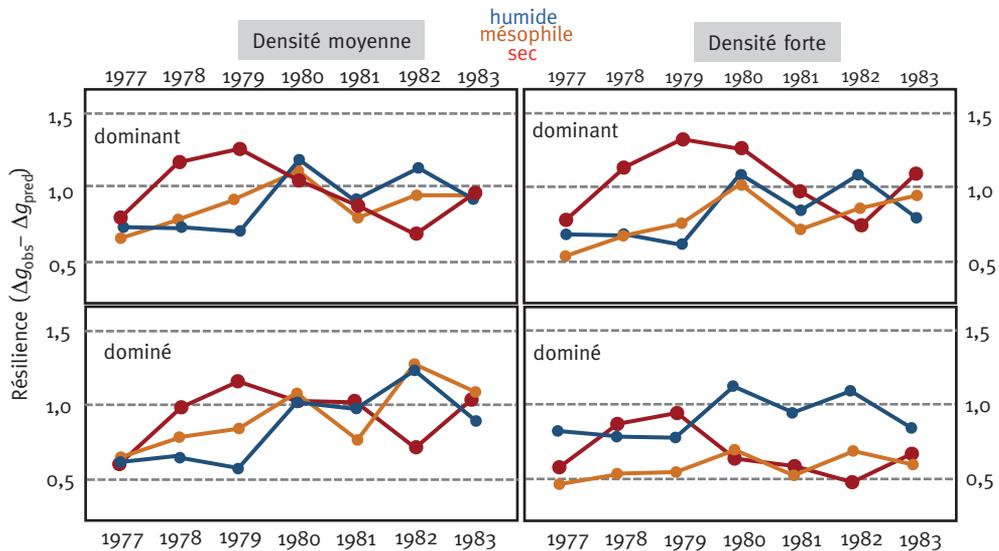
Réponse à la question 3 : la résilience des chênes est plus forte sur les sites secs et plus faible pour les arbres dominés dans les peuplements denses

La perte de croissance en 1976 étant proportionnelle au niveau de croissance avant cette date, celle-ci a été, en valeur absolue, supérieure pour les arbres dominants. Cependant, en valeur relative, la perte de croissance a été comparable pour tous les statuts et toutes les densités de peuplement et de l'ordre de - 40 % (résistance de 60 %) (données non montrées) (Trouvé *et al.*, 2016).

Un an après la sécheresse, la croissance a peu évolué et est restée inférieure d'en moyenne 37 % par rapport au niveau d'avant la sécheresse (figure 9, ci-dessous). La récupération a commencé à être observable 2 ans après le stress hydrique. Elle a été d'autant plus rapide que les arbres sont dominants et que les conditions sont sèches. Après 4 ans, tous les arbres ont récupéré leur niveau d'avant la sécheresse sauf les arbres dominés en peuplements denses dans les conditions sèche ou mésophile ; ces arbres n'ont toujours pas récupéré après 7 ans.

FIGURE 9 EFFET DE LA DENSITÉ MOYENNE (RDI = 0,52 à 0,66) ET FORTE (RDI = 0,82 à 1,01) ET DU STATUT SOCIAL (2 classes selon le diamètre des arbres) SELON LA XÉRICITÉ DU SITE

(voir le texte pour les détails) sur la résilience des chênes sessiles après la sécheresse de 1976.



DISCUSSION

Les itinéraires sylvicoles et les conditions hydriques modifient les relations croissance-taille, hauteur-diamètre et la récupération après une sécheresse extrême. Même si l'effet de la densité est généralement plus fort que celui des conditions hydriques, il apparaît que dans les chênaies denses ou en cas de forte sécheresse, c'est-à-dire quand les conditions deviennent plus difficiles :

- la croissance radiale de tous les arbres est réduite ;
- les arbres les plus gros participent beaucoup plus et d'une façon disproportionnée (par rapport à leur taille) à l'accroissement global du peuplement ;
- la taille minimale « requise » des arbres pour profiter des ressources et pousser est plus élevée.

Par contre, une densité et un stress hydrique plus forts ont des effets inverses sur l'allocation des ressources entre diamètre et hauteur :

- dans les peuplements clairs, la croissance en hauteur est proportionnelle à celle en diamètre (les arbres ont la même forme) mais la sécheresse réduit davantage la croissance en hauteur ;
- dans les peuplements denses, les arbres allouent davantage à la croissance en hauteur qu'à la croissance en diamètre particulièrement pour les arbres dominés qui essaient de « gagner » la course à la lumière imposée par les dominants ; *in fine* les arbres dominants dans ces conditions sont moins gros mais plus grands que les arbres poussant en peuplements clairs. La sécheresse réduit cette allocation préférentielle sauf pour les arbres dominants.

Après une sécheresse exceptionnelle (1976) :

- il faut environ 4 ans pour que les dominants dans tous les peuplements et les dominés dans les peuplements peu denses récupèrent leur niveau de croissance initiale ;
- en revanche, les arbres dominés dans les peuplements denses ne récupèrent pas leur croissance sauf pour les sites bénéficiant d'un climat plus arrosé (sites « humides ») ;
- enfin, sauf pour les arbres dominés dans les peuplements denses, la récupération après un stress hydrique fort est plus rapide sur les sites secs.

Des densités plus fortes impliquent une compétition accrue pour les éléments minéraux, l'eau et la lumière (Aussenac, 2000). La lumière étant interceptée majoritairement par les arbres les plus gros, une dominance de croissance forte est souvent associée à une compétition élevée pour ce facteur. Ainsi, la modification de la relation hauteur-diamètre observée dans le cas des peuplements plus denses pourrait être en partie expliquée par une augmentation de la compétition pour la lumière. Dans ces peuplements, c'est la course à la lumière, et la stratégie adoptée par les arbres est d'allouer davantage de ressources à la croissance en hauteur. Ceci est particulièrement vrai pour les arbres les plus dominés qui « font tout » pour rester dans l'étage supérieur. Quand les houppiers sont à la lumière, la course pour cette ressource « s'arrête ». En revanche, la compétition latérale reste très forte (Harja *et al.*, 2012) et un arbre, s'il veut rester dominant, doit pousser au moins aussi vite que les autres pour garder son statut. Cette stratégie explique à la fois pourquoi la croissance en hauteur est proportionnellement plus forte dans les peuplements denses que dans les peuplements clairs et pourquoi la relation sature.

Dans les peuplements clairs, le caractère « plus trapu » des arbres pourrait s'expliquer par le fait que, dans ces conditions, la compétition pour la lumière (et l'espace) est faible. Cette ressource étant disponible, les arbres n'ont pas besoin « d'aller la chercher en hauteur » ni de grandir de façon disproportionnée par rapport à leur diamètre. Les arbres peu soumis à la compétition ont également des houppiers plus larges et des surfaces foliaires plus importantes (Hasenauer, 1997 ; Spiecker, 1991). Ceci peut impliquer des contraintes hydrauliques et mécaniques plus élevées et favoriser la croissance en diamètre au détriment de la hauteur. L'augmentation du flux d'eau relatif à cette surface foliaire plus importante est généralement contrebalancée par une surface d'aubier

plus grande (Lebourgeois, 1999 ; Long *et al.*, 1981 ; Whitehead *et al.*, 1984) provenant en partie d'une croissance radiale plus soutenue. Dans les peuplements clairs, les arbres sont également soumis au vent qui stimule encore davantage la croissance en diamètre que celle en hauteur (Bonnesœur *et al.*, 2016).

Concernant la sécheresse, la croissance radiale des dominés est beaucoup plus affectée que celle des dominants et ceci d'autant plus que leur taille est proche du seuil minimum de croissance. Au niveau du peuplement, ceci a pour effet d'augmenter la dominance de croissance, c'est-à-dire qu'en cas de stress hydrique, la productivité est liée en grande partie aux seuls dominants. Ces résultats sont cohérents avec ceux observés sur le Hêtre (Dhôte, 1994) et suggèrent que les dominants peuvent utiliser davantage de ressources que les autres arbres dans le cas d'un stress fort. Ceci pourrait être expliqué par des enracinements plus profonds et plus denses chez ces arbres (Bolte *et al.*, 2004 ; Le Goff et Ottorini, 2001) leur permettant de maintenir une certaine activité physiologique et donc une croissance dans des conditions moins favorables (Gebhardt *et al.*, 2014 ; Gyenge *et al.*, 2011).

La sécheresse modifie aussi fortement l'allométrie hauteur-diamètre des arbres avec une croissance en hauteur proportionnellement plus affectée que celle en diamètre. On sait que la surface d'aubier est essentielle pour les flux d'eau, particulièrement en cas de sécheresse, et que, pour les chênes, ce sont les jeunes vaisseaux qui assurent le transport de l'eau (Granier *et al.*, 1994). Ainsi, le maintien d'une croissance radiale en cas de stress hydrique assure le transport de l'eau dans l'arbre. Pour les dominés dans les peuplements denses, la sécheresse affecte effectivement la relation $\Delta h - \Delta c$ mais l'allocation reste néanmoins plus forte pour la hauteur. Ceci est cohérent avec les différentes lois des facteurs limitants (Bloom *et al.*, 1985 ; Enquist, 2002) qui stipulent que les plantes ajustent leur morphologie de façon à améliorer l'acquisition de la ressource la plus limitante qui reste la lumière pour les arbres dominés. À l'inverse, dans le cas de bonnes conditions hydriques, ce sont ces arbres non dominants qui profitent davantage de la meilleure disponibilité des ressources modifiant ainsi la dominance de croissance dans les peuplements. Ainsi, des conditions favorables semblent « ralentir » le processus de régression sociale qui a lieu quand certains individus ne peuvent pas suivre la « cadence » imposée par les arbres dominants.

La réponse à une sécheresse extrême est également fortement modifiée par la densité du peuplement. Dans la gamme des conditions testées, la sylviculture ne semble pas modifier la capacité de résistance des arbres car la réduction a été comparable de l'ordre de 40 % dans toutes les conditions. En revanche, une gestion plus dynamique permet une récupération plus complète du peuplement : dominants et dominés récupèrent après 4 ans. C'est seulement dans le cas des peuplements denses pour les arbres déjà les moins vigoureux que la récupération est très fortement affectée. Cette moindre capacité peut être reliée à des houppiers réduits (Sumida *et al.*, 2013), à des enracinements (Le Goff et Ottorini, 2001) ou encore des réserves carbonées plus faibles (Bert et Danjon, 2006 ; Galiano *et al.*, 2012). D'un point de vue sylvicole, cela suggère que le contrôle des itinéraires sylvicoles *via* le RDI est un levier d'action possible pour améliorer la récupération après un stress fort et donc atténuer les effets des changements climatiques.

D'une façon remarquable, on observe que la récupération des arbres est nettement plus importante sur site sec malgré un niveau de sécheresse supérieur de 20 % en valeur absolue. En revanche, en valeur relative, la sécheresse n'a été supérieure (par rapport à la moyenne) « que » de 1,9 fois sur site sec contre près de 3 fois sur site humide. Ceci montre que la sécheresse doit être raisonnée par rapport aux conditions moyennes du site. Ces résultats pourraient également être interprétés comme la résultante de l'acclimatation des arbres au climat local, c'est-à-dire l'adaptation progressive à travers les générations à mieux tolérer la sécheresse sur les sites les plus secs (Arend *et al.*, 2011 ; Bréda et Badeau, 2008). Les arbres dans les meilleures conditions ont donc davantage de mal à récupérer, ce qui est cohérent avec des études précédentes illustrant

des sensibilités voire des mortalités accrues dans ces contextes (Cailleret *et al.*, 2014 ; Martin-Benito *et al.*, 2008 ; Martinez-Vilalta *et al.*, 2012). Un point très important est donc que si le climat change, on pourrait s'attendre à des pertes de vitalité voire des mortalités, non seulement dans les marges les plus au sud de l'aire de répartition de l'espèce mais également dans toutes les « bonnes » situations dans lesquelles les arbres sont moins bien adaptés aux écarts trop importants de conditions hydriques.

Quand la compétition augmente et que les conditions environnementales deviennent plus contraignantes, la contribution des arbres les plus petits à la croissance du peuplement devient de plus en plus négligeable. De plus, en cas de sécheresse forte, ces arbres ne récupèrent que très difficilement voire pas du tout, ce qui peut entraîner des mortalités accrues (Berdanier et Clark, 2016 ; Kahle *et al.*, 2007 ; Lebourgeois *et al.*, 2015). D'un point de vue adaptatif, des événements extrêmes peuvent donc accélérer la sélection naturelle des arbres, ce qui peut jouer un rôle dans les processus d'adaptation des populations locales au climat et à ses changements (Kuparinen *et al.*, 2010). Dans ces conditions, ce sont les arbres les plus dominants qui déterminent l'accroissement du peuplement. Ainsi, maintenir une compétition moyenne permet une croissance soutenue des arbres non dominés et donc de réduire les risques de leur exposition à des événements extrêmes. Dans de tels scénarios, la croissance des chênes est soutenue, c'est-à-dire que les cernes sont larges, ce qui peut modifier la qualité technologique du bois (Guilley *et al.*, 2004). On forme également des arbres plus trapus, ce qui peut améliorer la capacité de l'arbre à résister à des épisodes venteux.

Cette étude a montré l'intérêt d'utiliser les réseaux d'expérimentations sylvicoles pour répondre à des problèmes de gestion. Les analyses sont souvent complexes et les interactions difficiles à mettre en évidence. L'âge et la densité jouent un rôle central mais les conditions locales modulent aussi les réponses des arbres. Bien évidemment, les mécanismes physiologiques sous-jacents aux résultats présentés ici sont encore largement méconnus et discutés (Guillemot *et al.*, 2014 ; Mäkelä, 2012) mais la mise en évidence de ces relations et des effets seuils par nos modèles « empiriques » mais robustes est essentielle pour améliorer les modèles « processus » abordant également la thématique de l'atténuation par la gestion des effets des changements climatiques (Guillemot *et al.*, 2014 ; Landsberg, 2003 ; Mäkelä *et al.*, 2000).

François LEBOURGEOIS

UMR LERFoB, AgroParisTech, INRA
54000, Nancy, France

AgroParisTech, Centre de Nancy
14 rue Girardet
F-54042 NANCY CEDEX, France
(francois.lebourgeois@agroparistech.fr)

Raphaël TROUVÉ

UMR LERFoB, AgroParisTech, INRA
54000, Nancy, France

actuellement
School of Ecosystem and Forest Sciences
University of Melbourne
VICTORIA 3121, AUSTRALIE
(raphael.trouve@unimelb.au)

Jean-Daniel BONTEMPS

UMR LERFoB, AgroParisTech, INRA
54000, Nancy, France

actuellement
IGN, Laboratoire de l'Inventaire forestier (LIF)
11 rue de l'Île de Corse
F-54000 NANCY
(jdbontemps.ign@gmail.com)

**Catherine COLLET – Sébastien DAVILLER –
François NINGRE – Daniel RITTIE – Ingrid SEYNAVE**
UMR LERFoB, AgroParisTech, INRA
54000, Nancy, France

INRA, Centre Grand Est-Nancy
F-54280 CHAMPENOUX
(catherine.collet@inra.fr) (sebastien.daviller@inra.fr)
(francois.ningre@inra.fr) (daniel.rittie@inra.fr)
(ingrid.seynave@inra.fr)

Fabien SPICHER

Université de Picardie Jules Verne
Unité Écologie et Dynamique des Systèmes Anthropisés
(EDYSAN, CNRS FRE 3498)
Laboratoire Agroécologie,
Écophysiologie et Biologie Intégrative (AEB)
33 rue Saint-Leu
F-80000 AMIENS
(fabien.spicher@u-picardie.fr)

Claudine RICHTER

Office National des Forêts
Pôle Recherches, Développement et Innovation
Boulevard de Constance
F-77300 FONTAINEBLEAU
(claudine.richter@onf.fr)

Remerciements

Ce travail a été financé par l'Office national des forêts et le ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (thèse de Raphaël Trouvé soutenue en 2015). Cette synthèse des premiers résultats a été soutenue par le réseau mixte technologique AFORCE et le Labex ARBRE dans le cadre du projet ADAAREX-17VNO4. Les auteurs tiennent à remercier les différentes personnes ayant permis la réalisation de ce travail et particulièrement les équipes qui assurent le maintien des réseaux : l'UMR LERFOB pour le réseau INRA ; le GIS Coop du réseau Chênes et plus particulièrement Irstea, l'INRA, AgroParisTech, l'ONF et les membres du groupe chênes ; le ministère en charge de la forêt pour son soutien financier au GIS Coop.

BIBLIOGRAPHIE

- ALLEN C.D., MACALADY A.K., CHENCHOUNI H., BACHELET D., MCDOWELL N., VENNETIER M., KITZBERGER T., RIGLING A., BRESHEARS D.D., HOGG E.H., GONZALEZ P., FENSHAM R., ZHANG Z., CASTRO J., DEMIDOVA N., LIM J.H., ALLARD G., RUNNING S.W., SEMERCI A., COBB N., 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, vol. 259, n° 4, pp. 660-684.
- AREND M., KUSTER T., GUNTARDT-GOERG M.S., DOBBERTIN M., 2011. Provenance-specific growth responses to drought and air warming in three European oak species (*Quercus robur*, *Q. petraea* and *Q. pubescens*). *Tree Physiology*, vol. 31, n° 3, pp. 287-297.
- AUSSENAC G., 2000. Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science*, vol. 57, pp. 287-301.
- BECKER M., LE TACON F., 1985. Santé de la forêt : importance d'une sylviculture adaptée aux conditions de milieu. *Revue forestière française*, vol. XXXVII, n° spécial, pp. 7-28.
- BECKER M., LANDMANN G., LÉVY G., 1989. Silver fir decline in the Vosges mountains (France): role of climate and silviculture. *Water Air and Soil Pollution*, vol. 48, pp. 77-86.
- BECKER M., LE TACON F., LÉVY G., 1994. Conjonction des facteurs naturels et des pratiques sylvicoles dans le dysfonctionnement des écosystèmes forestiers. *Revue forestière française*, vol. XLV, n° 5, pp. 572-578.
- BÉDÉNEAU M., SINDOU C., RUCHAUD F., BAILLY A., CRÉMIÈRE L., 2001. Un partenariat scientifique original : la coopérative de données sur la croissance des arbres et peuplements forestiers. *Revue forestière française*, vol. LIII, n° 2, pp. 171-177.
- BERDANIER A.B., CLARK J.S., 2016. Multiyear drought-induced morbidity preceding tree death in southeastern US forests. *Ecological Applications*, vol. 26, n° 1, pp. 17-23.
- BERT D., DANJON F., 2006. Carbon concentration variations in the roots, stem and crown of mature *Pinus pinaster* (Ait.). *Forest Ecology and Management*, vol. 222, pp. 279-295.
- BINKLEY D., KASHIAN D.M., BOYDEN S., KAYE M.W., BRADFORD J.B., ARTHUR M.A., FORNWALT P.J., RYAN M.G., 2006. Patterns of growth dominance in forests of the Rocky Mountains, USA. *Forest Ecology and Management*, vol. 236, pp. 193-201.
- BLOOM A.J., CHAPIN F.S., MOONEY H.A., 1985. Resource limitation in plants - an economic analogy. *Annual Review of Ecology and Systematics*, vol. 16, pp. 363-392.

- BOLTE A., RAHMANN T., KUHR M., POGODA P., MURACH D., VON GADOW K., 2004. Relationships between tree dimension and coarse root biomass in mixed stands of European beech (*Fagus sylvatica* L.) and Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.). *Plant and Soil*, vol. 264, n° 1-2, pp. 1-11.
- BONNESŒUR V., CONSTANT T., MOULIA B., FOURNIER M., 2016. Forest trees filter chronic wind-signals to acclimate to high winds. *New Phytologist*, vol. 210, n° 3, pp. 850-860.
- BRÉDA N., BADEAU V., 2008. Forest tree responses to extreme drought and some biotic events: Towards a selection according to hazard tolerance? *Comptes Rendus Geoscience*, vol. 340, n° 9-10, pp. 651-662.
- BREIMAN L., FRIEDMAN J.H., OLSHEN R., STONE C.J., 1984. *Classification And Regression Trees*. Wadsworth Statistics/Probability Series. Belmont, CA: Wadsworth Advanced Books and Software. 358 p. ISBN: 0-534-98053-8; 0-534-98054-6.
- BRENDEL O., COCHARD H., 2011. How plant species cope with water stress. pp. 76-80. In : *Water for forests and people in the Mediterranean region - A challenging balance* / Y. Birot, C. Gracia and M. Palahi editors. Joensuu: European Forest Institute. 174 p. (What science can tell us ; 1).
- CAILLERET M., NOURTIER M., AMM A., DURAND-GILLMANN M., DAVI H., 2014. Drought-induced decline and mortality of silver fir differ among three sites in Southern France. *Annals of Forest Science*, vol. 71, n° 6, 2014, pp. 643-657.
- CESCATTI A., PIUTTI E., 1998. Silvicultural alternatives, competition regime and sensitivity to climate in a European beech forest. *Forest Ecology and Management*, vol. 102, n° 2-3, pp. 213-223.
- CHARRU M., SEYNAVE I., MORNEAU F., BONTEMPS J.-D., 2010. Recent changes in forest productivity: An analysis of national forest inventory data for common beech (*Fagus sylvatica* L.) in north-eastern France. *Forest Ecology and Management*, vol. 260, n° 5, pp. 864-874.
- CHARRU M., SEYNAVE I., MORNEAU F., RIVOIRE M., BONTEMPS J.-D., 2012. Significant differences and curvilinearity in the self-thinning relationships of 11 temperate tree species assessed from forest inventory data. *Annals of Forest Science*, vol. 69, n° 2, pp. 195-205.
- CHEN P.Y., WELSH C., HAMANN A., 2010. Geographic variation in growth response of Douglas-fir to interannual climate variability and projected climate change. *Global Change Biology*, vol. 16, n° 12, pp. 3374-3385.
- CHHIN S., HOGG E.H.T., LIEFFERS V.J., HUANG S., 2008. Potential effects of climate change on the growth of lodgepole pine across diameter size classes and ecological regions. *Forest Ecology and Management*, vol. 256, n° 10, pp. 1692-1703.
- CHOAT B., JANSEN S., BRODRIBB T.J., COCHARD H., DELZON S., BHASKAR R., BUCCI S.J., FEILD T.S., GLEASON S.M., HACKE U.G., JACOBSEN A.L., LENS F., MAHERALI H., MARTINEZ-VILALTA J., MAYR S., MENCUCCINI M., MITCHELL P.J., NARDINI A., PITTERMANN J., PRATT R.B., SPERRY J.S., WESTOBY M., WRIGHT I.J., ZANNE A.E., 2012. Global convergence in the vulnerability of forests to drought. *Nature*, vol. 491, n° 7426, pp. 752.
- DE COLIGNY F., DUFOUR S., DREYFUS P., COURBAUD B., AUCLAIR D., 2010. CAPSIS: Computer-Aided Projection for Strategies In Silviculture. In: *Proceedings of the Workshop on Decision Support Systems in Sustainable Forest Management* / A.O. Falcao, C. Rosset editors. Lisbon, April 2010. OP2.
- DE LUIS M., NOVAK K., CUFAR K., RAVENTOS J., 2009. Size mediated climate-growth relationships in *Pinus halepensis* and *Pinus pinea*. *Trees-Structure and Function*, vol. 23, n° 5, pp. 1065-1073.
- DHÔTE J.-F., 1994. Hypotheses about competition for light and water in even-aged common beech (*Fagus sylvatica* L.). *Forest Ecology and Management*, vol. 69, n° 1-3, pp. 219-232.
- DHÔTE J.-F., 1997. Effet des éclaircies sur le diamètre dominant dans des futaies régulières de Hêtre ou de Chêne sessile. *Revue forestière française*, vol. XLIX, n° 6, pp. 557-578.
- DUMÉ G., 1995. Quand utiliser un catalogue des stations et pour quoi ? *Forêt-Entreprise*, vol. 102, pp. 30-31.
- EICHHORN F., 1904. Relationships between dominant height and stand volume. *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, vol. 80, pp. 45-49.
- ELITH J., LEATHWICK J.R., HASTIE T., 2008. A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, vol. 77, n° 4, pp. 802-813.
- ENQUIST B.J., 2002. Universal scaling in tree and vascular plant allometry: Toward a general quantitative theory linking plant form and function from cells to ecosystems. *Tree Physiology*, vol. 22, n° 15-16, pp. 1045-1064.
- FERNANDEZ M.E., GYENGE J.E., DE URQUIZA M.M., VARELA S., 2012. Adaptability to climate change in forestry species: drought effects on growth and wood anatomy of ponderosa pines growing at different competition levels. *Forest Systems*, vol. 21, n° 1, pp. 162-173.
- FORD E.D., 1975. Competition and stand structure in some even-aged plant monocultures. *Journal of Ecology*, vol. 63, 1975, pp. 311-333.
- FRIEDMAN J.H., 2001. Greedy function approximation: A gradient boosting machine. *Annals of Statistics*, vol. 29, n° 5, pp. 1189-1232.

- GALIANO L., MARTINEZ-VILALTA J., SABATE S., LLORET F., 2012. Determinants of drought effects on crown condition and their relationship with depletion of carbon reserves in a Mediterranean holm oak forest. *Tree Physiology*, vol. 32, n° 4, pp. 478-489.
- GEBHARDT T., HABERLE 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*, vol. 197, pp. 235-243.
- GIUGGIOLA A., BUGMANN H., ZINGG A., DOBBERTIN M., RIGLING A., 2013. Reduction of stand density increases drought resistance in xeric Scots pine forests. *Forest Ecology and Management*, vol. 310, pp. 827-835.
- GONZALEZ-MUNOZ N., LINARES J.C., CASTRO-DIEZ P., SASS-KLAASSEN U., 2014. Predicting climate change impacts on native and invasive tree species using radial growth and twenty-first century climate scenarios. *European Journal of Forest Research*, vol. 133, n° 6, pp. 1073-1086.
- GRANIER A., ANFODILLO T., SABATTI M., COCHARD H., DREYER E., TOMASI M., VALENTINI R., BRÉDA N., 1994. Axial and radial water flow in the trunks of oak trees - a quantitative and qualitative analysis. *Tree Physiology*, vol. 14, n° 12, pp. 1383-1396.
- GUILLEMOT J., DELPIERRE N., VALLET P., FRANÇOIS C., MARTIN-STPAUL N.K., SOUDANI K., NICOLAS M., BADEAU V., DUFRÈNE E., 2014. Assessing the effects of management on forest growth across France: insights from a new functional – structural model. *Annals of Botany*, vol. 114, n° 4, pp. 779-793. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu059>.
- GUILLEMOT J., KLEIN E.E., HENDRIK D., COURBET F., 2015. The effects of thinning intensity and tree size on the growth response to annual climate in *Cedrus atlantica*: a linear mixed modeling approach. *Annals of Forest Science*, vol. 10.1007/s13595-015-0464-y.
- GUILLEY E., HERVÉ J.-C., NEPVEU G., 2004. The influence of site quality, silviculture and region on wood density mixed model in *Quercus petraea* Liebl. *Forest Ecology and Management*, vol. 189, n° 1-3, pp. 111-121.
- GUSTAFSON E.J., STURTEVANT B.R., 2013. Modeling Forest Mortality Caused by Drought Stress: Implications for Climate Change. *Ecosystems*, vol. 16, n° 1, pp. 60-74.
- GYENGE J., FERNANDEZ M.E., SARASOLA M., SCHLICHTER T., 2011. Stand density and drought interaction on water relations of *Nothofagus antarctica*: contribution of forest management to climate change adaptability. *Trees-Structure and Function*, vol. 25, n° 6, pp. 1111-1120.
- HARJA D., VINCENT G., MULIA R., VAN NOORDWIJK M., 2012. Tree shape plasticity in relation to crown exposure. *Trees-Structure and Function*, vol. 26, n° 4, pp. 1275-1285.
- HASENAUER H., 1997. Dimensional relationships of open-grown trees in Austria. *Forest Ecology and Management*, vol. 96, n° 3, pp. 197-206.
- HEIN S., DHÔTE J.-F., 2006. Effect of species composition, stand density and site index on the basal area increment of oak trees (*Quercus* sp.) in mixed stands with beech (*Fagus sylvatica* L.) in northern France. *Annals of Forest Science*, vol. 63, n° 5, pp. 457-467.
- JARRET P., 2004. *Chênaies atlantiques*. Guide des sylvicultures. Paris : Office national des forêts. 355 p.
- JOBLING J., PEARCE M., 1977. Free growth of oak. *Forestry Commission Forest*, 113, pp. 1-16. London: HMSO.
- KAHLE H.P., MUSTCHLER A., SPIECKER H., 2007. Zuwachsreaktionen von Waldbäumen auf Trockenstress - Erste Ergebnisse retrospektiver Analysen in verschiedenen Höhenlagen des Südschwarzwaldes unter besonderer Berücksichtigung der Jahre 1947, 1976 und 2003. DVFFA, Sektion Ertragskunde. pp. 1-11.
- KERR G., 1996. The effect of heavy or free growth thinning on oak (*Quercus petraea* and *Q. robur*). *Forestry*, vol. 69, n° 4, pp. 303-317.
- KOHLER M., SOHN J., NAGELE G., BAUHUS J., 2010. Can drought tolerance of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) be increased through thinning? *European Journal of Forest Research*, vol. 129, n° 6, pp. 1109-1118.
- KUPARINEN A., SAVOLAINEN O., SCHURR F.M., 2010. Increased mortality can promote evolutionary adaptation of forest trees to climate change. *Forest Ecology and Management*, vol. 259, n° 5, pp. 1003-1008.
- LANDSBERG J., 2003. Modelling forest ecosystems: state of the art, challenges, and future directions. *Canadian Journal of Forest Research-Revue canadienne de recherche forestière*, vol. 33, n° 3, pp. 385-397.
- LAPOINTE-GARANT M.P., HUANG J.G., GEA-IZQUIERDO G., RAULIER F., BERNIER P., BERNINGER F., 2010. Use of tree rings to study the effect of climate change on trembling aspen in Quebec. *Global Change Biology*, vol. 16, n° 7, 2010, pp. 2039-2051.
- LE GOFF N., OTTORINI J.-M., 2001. Root biomass and biomass increment in a beech (*Fagus sylvatica* L.) stand in North-East France. *Annals of Forest Science*, vol. 58, pp. 1-13.
- LE GOFF N., OTTORINI J.M., NINGRE F., 2011. Evaluation and comparison of size-density relationships for pure even-aged stands of ash (*Fraxinus excelsior* L.), beech (*Fagus silvatica* L.), oak (*Quercus petraea* Liebl.), and sycamore maple (*Acer pseudoplatanus* L.). *Annals of Forest Science*, vol. 68, n° 3, pp. 461-475.

- LEBAN J.-M., BONTEMPS J.-D., 2016. Editorial: "Forest Inventories at the European level". *Annals of Forest Science*, vol. 73, n° 4, pp. 789-792.
- LEBOURGEOIS F., 1999. Les Chênes sessile et pédonculé (*Quercus petraea* Liebl. et *Quercus robur* L.) dans le réseau RENECOFOR : rythme de croissance radiale, anatomie du bois, de l'aubier et de l'écorce. *Revue forestière française*, vol. LI, n° 4, pp. 522-536.
- LEBOURGEOIS F., DRÉNOU C., BOUVIER M., LEMAIRE J., 2015. Caractérisation de la croissance des chênaies pédonculées atlantiques dépérissantes : effets des sécheresses et relation avec l'architecture des houppiers. *Revue forestière française*, vol. LXVII, n° 4, pp. 333-351.
- LEBOURGEOIS F., EBERLÉ P., MÉRIAN P., SEYNAVE I., 2014. Social status-mediated tree-ring responses to climate of *Abies alba* and *Fagus sylvatica* shift in importance with increasing stand basal area. *Forest Ecology and Management*, vol. 328, pp. 209-218.
- LEBOURGEOIS F., GOMEZ N., PINTO P., MÉRIAN P., 2013. Mixed stands reduce *Abies alba* tree-ring sensitivity to summer drought in the Vosges mountains, western Europe. *Forest Ecology and Management*, vol. 303, n° 9, pp. 61-71.
- LEBOURGEOIS F., MÉRIAN P., 2011. La sensibilité au climat des arbres forestiers a-t-elle changé au cours du XX^e siècle ? *Revue forestière française*, vol. LXVII, n° 1, pp. 17-32.
- LEBOURGEOIS F., MÉRIAN P., 2012. *Manuel de dendrochronologie*. AgroParisTech-Centre de Nancy, UFR Forêts, Arbres et Milieux naturels, UMR LERFOB. 85 p.
- LEGAY M., MORTIER F., MENGIN-LECREUX P., CORDONNIER T., 2007. La forêt face au changement climatique : adapter la gestion forestière. *Compte rendu de l'Académie d'agriculture de France*, séance du 30 mai 2007, pp. 1-11.
- LINARES J.C., CAMARERO J.J., CARREIRA J.A., 2010. Competition modulates the adaptation capacity of forests to climatic stress: insights from recent growth decline and death in relict stands of the Mediterranean fir *Abies pinsapo*. *Journal of Ecology*, vol. 98, n° 3, 2010, pp. 592-603.
- LINDNER M., 2000. Developing adaptive forest management strategies to cope with climate change. *Tree Physiology*, vol. 20, n° 5-6, pp. 299-307.
- LLORET F., KEELING E.G., SALA A., 2011. Components of tree resilience: effects of successive low-growth episodes in old ponderosa pine forests. *Oikos*, vol. 120, n° 12, pp. 1909-1920.
- LONG J.N., SMITH F.W., SCOTT D.R., 1981. The role of Douglas-fir stem sapwood and heartwood in the mechanical and physiological support of crowns and development of stem form. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 11, pp. 459-464.
- MÄKELÄ A., 2012. On guiding principles for carbon allocation in eco-physiological growth models. *Tree Physiology*, vol. 32, n° 6, pp. 644-647.
- MÄKELÄ A., LANDSBERG J., EK A.R., BURK T.E., TER-MIKAELIAN M., AGREN G.I., OLIVER C.D., PUTTONEN P., 2000. Process-based models for forest ecosystem management: current state of the art and challenges for practical implementation. *Tree Physiology*, vol. 20, n° 5-6, pp. 289-298.
- MARTIN-BENITO D., CHERUBINI P., DEL RIO M., CANELLAS I., 2008. Growth response to climate and drought in *Pinus nigra* Arn. trees of different crown classes. *Trees - Structure and Function*, vol. 22, n° 3, pp. 363-373.
- MARTINEZ-VILALTA J., LOPEZ B.C., LOEPFE L., LLORET F., 2012. Stand- and tree-level determinants of the drought response of Scots pine radial growth. *Oecologia*, vol. 168, n° 3, pp. 877-888.
- MÉRIAN P., LEBOURGEOIS F., 2013. Le Statut social d'un arbre influence-t-il sa réponse au climat ? Étude dendro-écologique sur le Sapin, l'Épicéa, le Pin sylvestre, le Hêtre et le Chêne sessile. *Revue forestière française*, vol. LXV, n° 1, pp. 7-19.
- MEYER F.D., BRÄKER O.U., 2001. Climate response in dominant and suppressed spruce trees, *Picea abies* (L.) Karst., on a subalpine and lower montane site in Switzerland. *Ecoscience*, vol. 8, n° 1, pp. 105-114.
- NABESHIMA E., KUBO T., HIURA T., 2010. Variation in tree diameter growth in response to the weather conditions and tree size in deciduous broad-leaved trees. *Forest Ecology and Management*, vol. 259, n° 6, pp. 1055-1066.
- NOVAK J., SLODIČÁK M., KACÁLEK D., DUŠEK D., 2010. The effect of different stand density on diameter growth response in Scots pine stands in relation to climate situations. *Journal of Forest Science*, vol. 56, n° 10, pp. 461-473.
- ORWIG D.A., ABRAMS M.D., 1997. Variation in radial growth responses to drought among species, site, and canopy strata. *Trees - Structure and Function*, vol. 11, n° 8, pp. 474-484.
- OUDIN A., 1930. Vues d'ensemble sur l'organisation en France des recherches de sylviculture et d'économie forestière. Les méthodes. *Annales de l'École nationale des Eaux et Forêts et de la station de recherches et expériences*, vol. 3, n° 2, pp. 227-266.

- LOUDIN A., 1956. Dix ans d'activité de la Station de Recherches et Expériences forestières de l'École nationale des Eaux et Forêts. *Annales de l'École nationale des Eaux et Forêts et de la station de recherches et expériences*, vol. 15, pp. 169-338.
- PARDÉ J., 1956. Une notion pleine d'intérêt : la hauteur dominante des peuplements forestiers. *Revue forestière française*, vol. VIII, n° 12, pp. 850-856.
- PARDÉ J., 1981. De 1882 à 1976/80 : les places d'expérience de sylviculture du Hêtre en forêt domaniale de Haye (Meurthe-et-Moselle). *Revue forestière française*, vol. XXXIII, n° spécial « Sylvicultures en forêts feuillues », pp. 41-64.
- PARDÉ J., BOUCHON J., 1988. *Dendrométrie*. 2^e édition. Nancy : ENGREF. 328 p.
- PICHLER P., OBERHUBER W., 2007. Radial growth response of coniferous forest trees in an inner Alpine environment to heat-wave in 2003. *Forest Ecology and Management*, vol. 242, n° 2-3, pp. 688-699.
- PIEDALLU C., GÉGOUT J.C., PÉREZ V., LÉBOURGEOIS F., 2013. Soil water balance performs better than climatic water variables in tree species distribution modelling. *Global Ecology and Biogeography*, vol. 22, pp. 470-482.
- QUINTANA-SEGUI P., MARTIN E., HABETS F., NOILHAN J., 2009. Improvement, calibration and validation of a distributed hydrological model over France. *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 13, n° 2, pp. 163-181.
- RAIS A., VAN DE KUILEN J.-W.G., PRETZSCH H., 2014. Growth reaction patterns of tree height, diameter, and volume of Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* Mirb. Franco) under acute drought stress in Southern Germany. *European Journal of Forest Research*, vol. 133, n° 6, pp. 1043-1056.
- REINEKE L.H., 1933. Perfecting a Stand-density Index for Even-aged Forests. *Journal of Agricultural Research*, vol. 46, pp. 627-638.
- SARDIN T., 2008. *Chênaies continentales. Guide des sylvicultures*. Paris : Office national des forêts. 455 p.
- SHAW J.D., 2006. Reineke's Stand Density Index: Where are we and where do we go from here? Proceedings: Society of American Foresters 2005 National, pp. 1-14.
- SMITH F.W., LONG J.N., 2001. Age-related decline in forest growth: an emergent property. *Forest Ecology and Management*, vol. 144, n° 1-3, 2001, pp. 175-181.
- SPIECKER H., 1991. Zur Steuerung des Dickenwachstums und der Astreinigung von Trauben- und Stieleichen (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl. und *Quercus robur* L.). Schriftenreihe des Landesforstverwaltungs, Baden-Württemberg, 72, Stuttgart, 151 p.
- SUMIDA A., MIYAURA T., TORII H., 2013. Relationships of tree height and diameter at breast height revisited: analyses of stem growth using 20-year data of an even-aged *Chamaecyparis obtusa* stand. *Tree Physiology*, vol. 33, n° 1, pp. 106-118.
- THORNTONWAITE C.W., MATHER J.R., 1955. The water balance. Drexel Institute of Climatology Laboratory, *Climatology publication*, vol. 8, pp. 1-104.
- TROUVÉ R., 2015. Adaptation des itinéraires sylvicoles au changement climatique. Cas du Chêne sessile et du Douglas. Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (AgroParisTech). 119 p. (Thèse).
- TROUVÉ R., BONTEMPS J.D., COLLET C., SEYNAVE I., LÉBOURGEOIS F., 2014. Growth partitioning in forest stands is affected by stand density and summer drought in sessile oak and Douglas-fir. *Forest Ecology and Management*, vol. 334, n° 12, pp. 358-368.
- TROUVÉ R., BONTEMPS J.-D., COLLET C., SEYNAVE I., LÉBOURGEOIS F., 2016. Radial growth resilience of sessile oak after drought is affected by site water status, stand density, and social status. *Trees-Structure and Function*, vol. 31, n° 2, pp. 517-529. <https://doi.org/10.1007/s00468-016-1479-1>.
- TROUVÉ R., BONTEMPS J.D., SEYNAVE I., COLLET C., LÉBOURGEOIS F., 2015. Stand density, tree social status and water stress influence allocation in height and diameter growth of *Quercus petraea* (Liebl.). *Tree Physiology*, vol. 35, n° 10, pp. 1035-1046. <https://doi.org/10.1093/treephys/tpv067>.
- VIDAL J.-P., MARTIN E., FRANCHISTEGUY L., HABETS F., SOUBEYROUX J.-M., BLANCHARD M., BAILLON M., 2010. Multilevel and multiscale drought reanalysis over France with the Safran-Isba-Modcou hydrometeorological suite. *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 14, n° 3, pp. 459-478.
- WEST P.W., 2014. Calculation of a Growth Dominance Statistic for Forest Stands. *Forest Science*, vol. 60, n° 6, pp. 1021-1023.
- WHITEHEAD D., EDWARDS W.R.N., JARVIS P.G., 1984. Conducting sapwood area, foliage area, and permeability in mature trees of *Picea sitchensis* and *Pinus contorta*. *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 14, pp. 940-947.
- WOODALL C.W., OSWALT C.M., WESTFALL J.A., PERRY C.H., NELSON M.D., FINLEY A.O., 2010. Selecting tree species for testing climate change migration hypotheses using forest inventory data. *Forest Ecology and Management*, vol. 259, n° 4, pp. 778-785.

ADAPTER LES ITINÉRAIRES SYLVICOLES POUR ATTÉNUER LES EFFETS DU CHANGEMENT CLIMATIQUE.**Résultats pour la chênaie sessiflore française à partir des réseaux d'expérimentations sylvicoles [Résumé]**

Les effets de la densité du peuplement et de la sécheresse estivale ont été analysés sur la croissance en diamètre et en hauteur du Chêne sessile (*Quercus petraea*) à l'échelle du peuplement et de l'arbre. Les données des inventaires dendrométriques issues de deux réseaux d'expérimentations sylvicoles ont été utilisées (réseaux LERFOB et GIS Coop, 9 sites, 31 placettes, 99 inventaires, âges de 10 à 120 ans). Ces réseaux étudient les effets de larges gradients de densité, depuis des arbres en croissance libre (*relative density index*, ou RDI, proche de 0) jusqu'à des situations de densité maximale avec des phénomènes d'autoéclaircie (RDI supérieur ou égal à 1). Les conditions climatiques varient de 660 à 850 mm par an pour un gradient thermique de 9,5 à 11,5 °C (moyenne 1990-2010). D'une façon générale, la densité module très fortement la croissance des arbres et du peuplement, la sécheresse jouant un rôle secondaire mais néanmoins significatif. Les arbres dominés participent peu à la croissance du peuplement et ceci est d'autant plus vrai que le peuplement est dense. La sécheresse réduit la croissance et ceci particulièrement pour les arbres non dominants. Ainsi densité et sécheresse ont le même effet, c'est-à-dire qu'elles accentuent les différences de croissance entre arbres quand les contraintes augmentent. En allouant davantage de ressources à leur croissance en diamètre par rapport à leur croissance en hauteur, les arbres dans les peuplements ouverts sont « trapus ». Au contraire, dans les peuplements denses, c'est la « course à la lumière » avec une croissance en hauteur accrue et ceci d'autant plus que l'arbre est dominé. Dans tous les cas, la sécheresse réduit davantage la croissance en hauteur que la croissance en diamètre. Enfin, après une sécheresse exceptionnelle (1976), la récupération des arbres a été la plus rapide sur les sites les plus secs (récupération après 2 ans) et elle fut très faible pour les arbres dominés dans les peuplements les plus denses (toujours pas de récupération après 7 ans). Ces résultats suggèrent une meilleure adaptation des chênes sessiles dans les conditions plus sèches.

ADAPTING SILVICULTURAL PRACTISES TO OFFSET THE EFFECTS OF CLIMATE CHANGE.**Results for French sessile oak plantations based silvicultural experimentation in two networks [Abstract]**

The effects of population density and summer drought were analysed by means of diameter and height growth in sessile oaks (*Quercus petraea*) on the stand and individual tree scales. Dendrometric inventory data collected from two networks of silvicultural experimentation were used (LERFOB and GIS Coop networks, 9 sites, 31 plots, 99 inventories, ages from 10 to 120 years). These networks study the effects of a broad range of densities, from freely growing trees (relative density index, or RDI, close to 0) to maximum density situations where self-thinning occurs (RDI equal to or in excess of 1). Climate conditions vary from 660 to 850 mm per year with a heat gradient of 9.5 to 11.5 °C (average 1990-2010). Generally speaking, density very strongly affects tree and stand growth, with drought playing a secondary role that is nonetheless significant. Overtopped trees contribute very little to the growth of the stand, particularly when the stand is dense. Drought reduces growth, particularly that of non-dominant trees. Density and drought therefore have the same effect: they accentuate growth differences between trees when stresses are greater. By allocating more resources to diameter growth as compared to height growth, trees in open stands are more "stocky". In contrast, in densely populated stands, there is "a race for light" making for greater height growth, especially that of overtopped trees. In all cases, drought has a greater effect in reducing height growth than in reducing diameter growth. Finally, following a particularly severe drought (1976), trees recovered most quickly at the drier sites (recovery in 2 years) while the overtopped trees in the higher density stands recovered very little (still no recovery 7 years later). These results suggest that sessile oak adapts better in drier conditions.