

INTERACTIONS ENTRE CHANGEMENT CLIMATIQUE ET AGENTS PATHOGÈNES

BENOÎT MARÇAIS^a

Les écosystèmes forestiers ont été ces dernières décennies perturbés de façon croissante par l'émergence de nouvelles maladies infectieuses (Santini *et al.*, 2013). Elles sont induites par des agents pathogènes qui affectent les forêts de façons multiples, induisant des pertes écologiques, économiques et sociales (perte de certains services écosystémiques, de biodiversité...). L'accroissement des échanges mondiaux et le changement climatique sont deux composantes majeures du changement global qui sous-tendent ces émergences. Les maladies affectant les plantes, qu'elles soient induites par des champignons, des oomycètes ou des bactéries, sont en effet connues pour être fortement soumises à l'influence du climat. Déterminer quel peut être l'effet global du changement climatique sur la pression parasitaire subie par nos peuplements forestiers est donc un enjeu important.

La vitesse à laquelle évoluent et se dispersent les agents pathogènes par rapport à leurs hôtes pérennes est souvent mise en avant : les parasites ont en effet des cycles de vie courts, de l'ordre de l'année et donc un fort potentiel d'adaptation. La capacité des parasites à surmonter les résistances sélectionnées par les généticiens a souvent été évoquée pour illustrer cela (exemple : les émergences successives de pathotypes de rouilles à *Melampsora larici-populina* sur les cultivars de peupliers à résistance complète). Il faut toutefois souligner que nous avons très peu d'exemples d'agents pathogènes s'adaptant à un climat nouveau. La très forte capacité de dispersion est plus solidement documentée, avec des vitesses de dispersion de 20 à 100 kilomètres par an dans le cas de parasites invasifs (Evans, 2016). Ceci ne signifie toutefois pas que les populations de parasites soient à l'équilibre dans leur aire climatique potentielle car de fortes barrières de dispersion persistent, notamment entre continents. Nos essences forestières pérennes, caractérisées par des durées de rotation longues de l'ordre de 50 à 130 ans, seront donc probablement confrontées à des cortèges de parasites beaucoup plus réactifs.

Toutefois, la plasticité et la diversité des forêts constituent des atouts pour s'adapter à ces changements environnementaux. Les généticiens soulignent la forte diversité de nos essences forestières (Lefèvre *et al.*, 2014) qui permet aux peuplements de s'adapter, surtout dans les stades jeunes. Mais cette capacité d'adaptation a nécessairement des limites et un changement du climat très rapide risque de poser des problèmes importants dans les peuplements adultes sélectionnés sous une pression parasitaire et un climat différents. Depuis quinze à vingt ans, la recherche a documenté certaines évolutions parasitaires liées à l'évolution du climat.

^a INRA, Université de Lorraine, UMR Interactions Arbres microorganismes, F-54000 Nancy, France

QUELQUES EXEMPLES BIEN DOCUMENTÉS

En France, l'effet du changement climatique sur l'émergence et l'évolution de certaines maladies majeures en forêt est bien documenté. Un des exemples les plus anciennement étudié est celui de l'encre du chêne et du châtaignier. Cette maladie est causée par *Phytophthora cinnamomi* sur les chênes (*Quercus rubra*, *Q. robur*, *Q. ilex* et *Q. suber* en particulier) et également par *P. cambivora* sur châtaigniers. Toutefois, même sur cette dernière essence, *P. cinnamomi* a eu un rôle prépondérant ces vingt dernières années puisque 87 % des signalements d'encre sur châtaignier issus de la base de données du Département de la Santé des Forêts (DSF) ont été associés à cette espèce de *Phytophthora*. L'aire de répartition de *P. cinnamomi* est très dépendante de la température : le taux de survie de l'espèce apparaît faible lorsque la température passe en-dessous de 0 °C ; il est optimal lorsque la température est élevée (Desprez-Loustau *et al.*, 2007). Ainsi, son aire de répartition devrait s'accroître dans le futur, en particulier dans le nord-ouest de la France, du fait de la levée des contraintes hivernales (Bergot *et al.*, 2004). Il a aussi été démontré que l'émergence de la maladie des bandes rouges causée par *Dothistroma* spp., maladie affectant sévèrement les pins laricios, était favorisée par la modification du climat, en particulier en Colombie britannique et en Grande-Bretagne (Wood *et al.*, 2005). L'augmentation des périodes chaudes et humides se traduit en effet par un accroissement de la sporulation et de la dissémination de ce champignon au printemps et en été, entraînant ainsi une multiplication des années épidémiques (Welsh *et al.*, 2012). Enfin, le dépérissement des pousses de pin causée par le champignon *Sphaeropsis sapinea* est aussi favorisé par le réchauffement du climat (Fabre *et al.*, 2011). Cette maladie, qui n'avait qu'un impact anecdotique en France dans les années 1960-1970, au point de ne même pas être décrite dans le manuel de pathologie forestière de Lanier *et al.* (1978), est devenue ces vingt dernières années un des agents pathogènes les plus cités dans la base du DSF. Ce champignon thermophile est favorisé par l'augmentation des températures estivales qui induit une augmentation de la quantité d'inoculum présente sur les cônes des pins (Fabre *et al.*, 2011) et par l'augmentation des épisodes de sécheresses qui altèrent la résistance des pins hôtes, les rendant plus sensibles à la maladie (Blodgett *et al.*, 1997).

Les modifications du climat peuvent aussi représenter des opportunités : ainsi, si le *Phytophthora* de l'aulne est favorisé par des hivers plus doux, il est en revanche limité par les canicules estivales — les dépérissements causés par ce champignon diminuent après une canicule — (Aguayo *et al.*, 2014). *P. xalni* est un hybride stérile ne produisant pas de spores de résistance et apparaît de ce fait assez sensible aux extrêmes climatiques. Un autre exemple est celui de la chalarose du frêne, dont l'agent pathogène *Hymenoscyphus fraxineus* présente un taux de survie limité lorsque la température est supérieure à 35 °C (Hauptman *et al.*, 2013). Ceci limite la sévérité de la maladie dans la vallée du Rhône (Grosdidier *et al.*, 2017) mais également en Lorraine sur les frênes isolés ou en linéaires hors forêt (Grosdidier, 2017).

IMPACT GLOBAL SUR LA PRESSION PARASITAIRE AFFECTANT LA FORÊT FRANÇAISE

Déduire de ces exemples bien documentés comment peut évoluer la pression parasitaire affectant la forêt reste un défi. Une approche consiste à déterminer par quels mécanismes la modification du climat peut affecter les agents pathogènes forestiers. Ces mécanismes sont globalement connus depuis une vingtaine d'années (Ayres et Lombardero, 2000 ; Marçais *et al.*, 2000). On distingue les effets directs de la modification de climat sur les agents pathogènes eux-mêmes et des effets indirects *via* la physiologie ou la phénologie de l'hôte. Le climat agit en effet souvent fortement sur les agents phytopathogènes, à la fois sur leur taux de survie durant l'hiver, leur multiplication (nombre de cycles infectieux) et leur capacité de dissémination durant la saison de

végétation (Juroszek et von Tiedemann, 2013). Les exemples cités au paragraphe précédent illustrent bien ces effets, favorables ou défavorables. Si les modèles climatiques sont concordants pour prédire une augmentation de température en France dans les prochaines décennies, l'incertitude reste forte en ce qui concerne le niveau de la pluviométrie. Or, ceci est déterminant pour de nombreuses maladies, en particulier les maladies foliaires qui nécessitent, comme la maladie des bandes rouges, des conditions chaudes et humides (Wood *et al.*, 2005; Sturrock *et al.*, 2011). Ce type de maladies pourrait ainsi s'aggraver fortement en cas de maintien ou d'accroissement des précipitations et inversement s'atténuer en cas de conditions plus sèches. Déduire de ces mécanismes quel sera l'effet global du changement de climat sur la pression parasitaire affectant la forêt est donc difficile. Un élément de réponse peut venir de l'écologie des communautés : chez de nombreux groupes d'organismes, on observe en effet un gradient latitudinal de diversité, avec une diversité décroissante vers les hautes latitudes. Ce gradient est généralement interprété par une disponibilité en énergie accrue (température moyenne ou évapotranspiration plus élevée). Même si cela reste débattu, il a été démontré que ce gradient peut concerner les champignons pathogènes de plantes (Tedersoo *et al.*, 2014). Dans cette optique, un réchauffement impliquerait une augmentation de la diversité de la flore fongique pathogène et donc de façon putative, plus de champignons favorisés par le réchauffement que de champignons défavorisés. Bien sûr, une augmentation de la diversité ne se traduit pas automatiquement par une augmentation de l'impact, une forte proportion des agents pathogènes présents en forêt ayant un impact limité sur nos peuplements forestiers.

Un autre mécanisme important est la modification de la physiologie des arbres. L'augmentation de la fréquence et de la sévérité des sécheresses est une des modifications attendues du climat. Or de nombreux agents pathogènes forestiers sont favorisés par les sécheresses, en particulier *via* une plus forte sensibilité des hôtes soumis à un déficit hydrique (Desprez-Loustau *et al.*, 2006 ; Jactel *et al.*, 2012). Les agents de chancres (*Botryosphaeria*, *Cytospora*, *Biscognauxia*, *Diplodia*) de même que, dans une moindre mesure, les parasites racinaires, sont les plus concernés par ce mécanisme. Par contre, peu de maladies foliaires ont été mentionnées pour être favorisées par un hôte soumis à un déficit hydrique (Desprez-Loustau *et al.*, 2006). On peut donc s'attendre à ce que les agents pathogènes appartenant à ces groupes fonctionnels, favorisés par les sécheresses, deviennent plus importants dans le futur. Leur intervention dans les dépérissements devrait s'amplifier si de nombreux peuplements forestiers matures se retrouvent dans des conditions climatiques auxquelles ils ne sont plus adaptés.

Par contre, certains mécanismes n'apportent que peu de renseignements sur l'évolution globale de l'impact parasitaire. Ainsi, les modifications de synchronisation phénologique entre stades sensibles de l'hôte (par exemple période d'expansion des feuilles lors du débourrement) et production de spores par le parasite peuvent être importantes dans certaines interactions comme pour l'oïdium du chêne (Marçais et Desprez-Loustau, 2014). Ce mécanisme va jouer au cas par cas selon les couples hôte/parasite et les localisations sans qu'il soit possible d'en tirer une généralisation. De même, l'évolution du climat peut modifier la communauté de microorganismes associés à l'arbre hôte ; or, cette communauté est reconnue de façon croissante comme un des déterminants de la sévérité des maladies. Ce type de mécanisme, *via* la faune ou flore associée, peu étudiée pour les maladies forestières, est considéré comme déterminant pour les insectes ravageurs (Ayles et Lombardero, 2000).

INTERACTION AVEC LES INVASIONS BIOLOGIQUES

Une autre cause majeure d'évolution de la pression parasitaire qui affecte nos forêts est l'émergence d'agents pathogènes invasifs, comme l'illustrent les cas de la chalarose du frêne ou de la

graphiose de l'orme (Santini *et al.*, 2013). Ces parasites invasifs peuvent être d'autant plus redoutables qu'ils affectent des hôtes qui n'ont pas coévolué avec eux et peuvent donc présenter un très faible niveau de résistance au parasite (Desprez-Loustau *et al.*, 2015). De plus, ils peuvent avoir été introduits dans leur nouvel habitat sans leurs ennemis naturels et bénéficier par conséquent d'un avantage compétitif (hypothèse dite de *l'enemy release*). Comparativement, un parasite indigène favorisé par un climat accroissant la sévérité des épidémies devrait bénéficier de ces avantages dans une moindre proportion, limitant ainsi potentiellement l'ampleur globale des dommages attendus. Bien sûr, l'évolution du climat pourrait rapprocher des arbres et des parasites indigènes ayant eu peu d'interactions, en particulier si l'évitement a été important pour des raisons d'asynchronie phénologique ou de faible recouvrement des aires de répartition. Dans ces conditions, on ne peut pas s'attendre à ce que la coévolution ait abouti à un certain niveau de résistance général chez l'hôte ou à ce que des ennemis naturels soient abondants et bien adaptés. D'autre part, le changement climatique peut favoriser les invasions biologiques en agissant sur les possibilités d'établissement des organismes (Bellard *et al.*, 2013). Effectivement, parmi les exemples cités dans cet article, plusieurs concernent des parasites invasifs (*P. cinnamomi*, *P. xalni* et probablement, même si la question reste débattue, *D. pini* et *D. septosporum*). Pour ces organismes, on ne peut s'attendre à bénéficier des avantages d'une coévolution de l'hôte ou de la présence d'ennemis naturels bien adaptés.

QUELLES SONT LES MESURES D'ADAPTATION POSSIBLES ?

La forte incertitude sur l'identité des problèmes émergents qui impacteront la forêt à l'avenir complique la conception de stratégies d'adaptation. En effet, miser sur des essences adaptées au changement du climat peut s'avérer périlleux si ces essences sont remises en cause par l'émergence soudaine et inattendue d'un agent pathogène ; les exemples récents de la chalarose du frêne ou de la mort brutale du mélèze liée à *Phytophthora ramorum* sont là pour nous le rappeler.

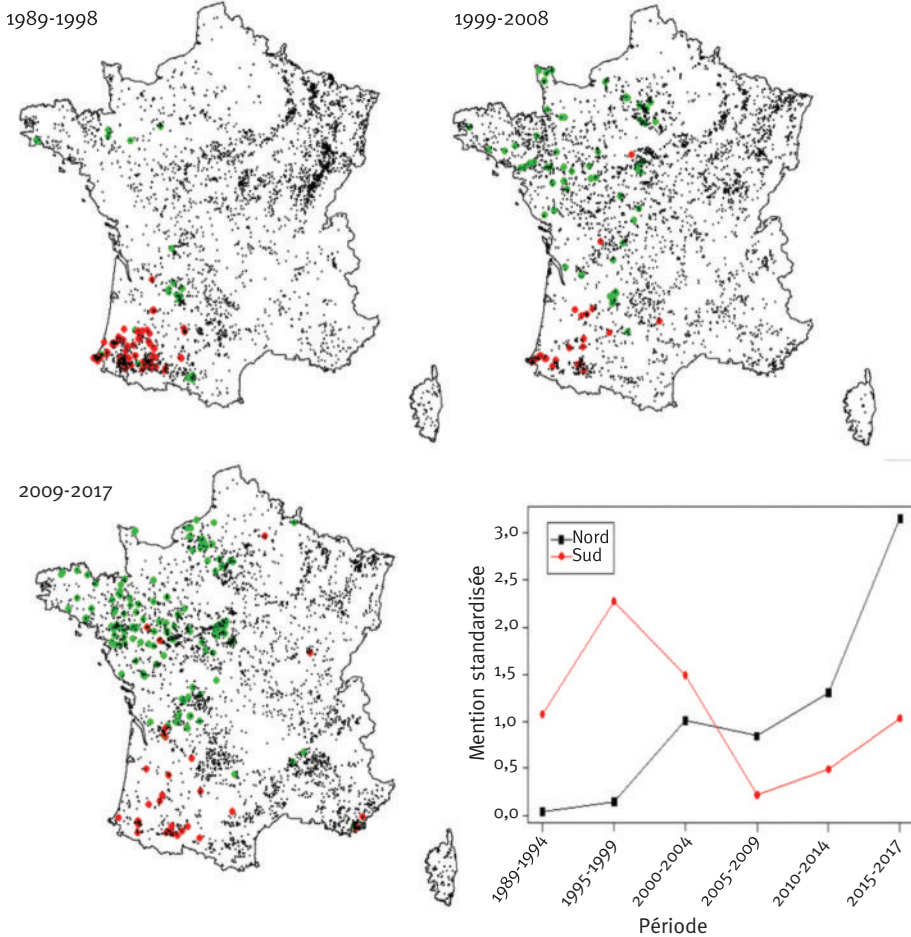
Des mesures sans regret peuvent toutefois être préconisées. En particulier, les mesures préventives restent les plus efficaces. Il est important de limiter l'introduction et la dispersion sur le territoire d'agents pathogènes invasifs et ce, d'autant plus qu'invasion et réchauffement ne sont pas indépendants (*cf.* article Robin et Husson dans ce numéro p. 683). Un bon exemple de ce qu'il faut éviter est celui de *P. cinnamomi* sur chênes et châtaigniers. Cette espèce a largement été propagée par la plantation de matériel infecté en Europe, ce qui est particulièrement imprudent pour l'un des principaux agents pathogènes forestiers mondial de surcroît favorisé par le réchauffement climatique. Le parasite est régulièrement isolé à partir de plants issus de pépinières et, dans le sud-ouest de la France, le risque d'observer de l'encre est environ 20 fois plus élevé dans les plantations de chênes pédonculés que dans les régénérations naturelles (Jung *et al.*, 2016). L'augmentation de l'impact observé ces dernières années dans l'ouest de la France, en particulier sur châtaignier (figure 1, p. 649) était malheureusement annoncé depuis une quinzaine d'années par les pathologistes forestiers français et européens. Une autre possibilité consisterait à gérer nos peuplements forestiers de façon à accroître leur niveau de résistance aux bio-agresseurs. Il a été montré que le mélange d'essences pouvait être une option robuste pour atteindre ce résultat sans cibler des parasites spécifiques (*cf.* résumé Jactel, p. 639).

Toutefois, la faible diversité en espèces d'arbres des forêts européennes comparativement aux autres régions tempérées du monde peut dans certains cas être limitante, en particulier quand elle a été réduite par l'émergence de parasites invasifs. Le cas des zones alluviales est parlant : après les épidémies successives causées par la graphiose de l'orme, le *Phytophthora* de l'aulne et la chalarose du frêne, le panel d'essences utilisables y est réduit, ce qui pourrait justifier

FIGURE 1 MENTION DE *PHYTOPHTHORA* SPP. SUR CHÊNES ET CHÂTAIGNIERS DANS LA BASE DU DSF.

- encre présente sur chênes (*Q. ilex*, *Q. petraea*, *Q. pubescens*, *Q. suber* et *Q. robur*),
- encre présente sur châtaigniers.
- Mentions de problèmes sanitaires autres sur chênes et châtaigniers.

Alors que la mention de problèmes de *Phytophthora* n'augmente pas dans la moitié sud de la France, elle s'envole dans la moitié nord (en bas à droite).

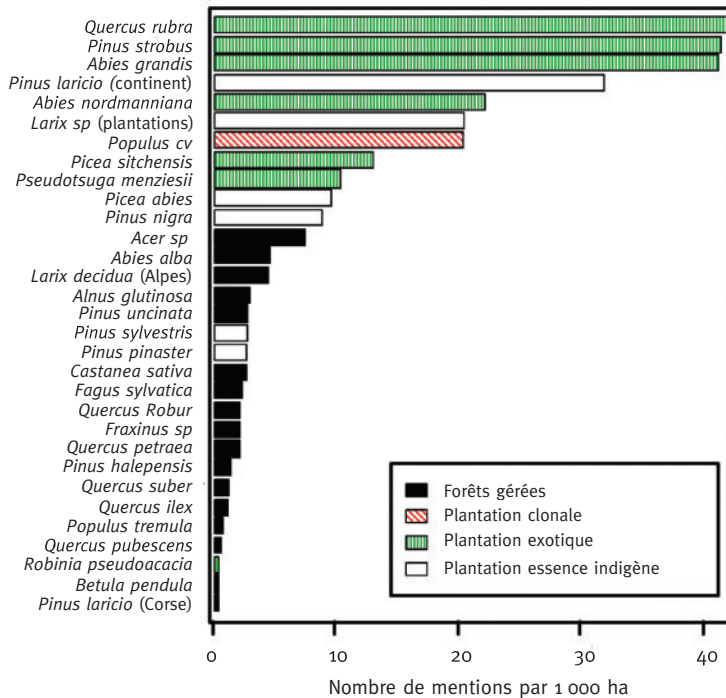


l'utilisation d'essences d'origine exotique. Ces dernières sont souvent citées, à l'instar du Douglas, comme étant peu affectées par les problèmes sanitaires, en particulier car elles ont été transférées de leur continent d'origine sans leurs ennemis naturels (à nouveau l'hypothèse dite de l'*enemy release*). Toutefois, ceci n'est pas un cas général : l'analyse de la base du DSF montre que le taux de mention de problèmes sanitaires est souvent fort sur les essences exotiques plantées dans la forêt française (figure 2, p. 650). Ceci s'explique par un autre mécanisme, à savoir l'adaptation possible de nos parasites indigènes à ces essences exotiques (Desprez-Loustau *et al.*, 2016). Ces sauts d'hôtes sont d'autant plus probables que des essences proches du point de vue taxonomique sont présentes dans nos écosystèmes. Ainsi, le Chêne rouge s'est révélé très sensible dans nos forêts à la collybie à pied en fuseau avec laquelle il n'a pas coévolué, ce pourridié étant absent des forêts d'Amérique du Nord.

FIGURE 2

Taux de mentions sur les différentes essences dans la base du Département de la Santé des Forêts

(données 1989-2006, la surface de chaque essence dans la forêt française dérive des données de l'Inventaire forestier national). Le plus fort taux de mention dans les plantations dérive en partie d'une pression d'observation plus forte dans ces dernières (Desprez-Loustau *et al.*, 2016).



CONCLUSIONS

L'incertitude reste donc très forte sur l'évolution attendue des cortèges de parasites. Si certains changements peuvent être prédits, il faut rester conscient que les émergences resteront largement inattendues. Ceci est lié à la connaissance très imparfaite que l'on a des communautés de parasites forestiers. Les efforts des scientifiques ont été essentiellement focalisés sur un nombre limité de problèmes sanitaires ayant un fort impact, laissant dans l'ombre tous les parasites à impact plus faible. Prédire si ces derniers peuvent devenir de sérieux problèmes dans un contexte différent est impossible vu notre déficit de connaissance. Qui aurait prédit que *Hymenoscyphus fraxineus*, considéré à l'instar de *H. albidus* en Europe comme un saprophyte en Asie de l'Est, provoquerait la charlarose du frêne une fois introduit en Europe ? Les exemples de ce type sont fréquents. L'évolution du nombre d'espèces connues de *Phytophthora* illustre assez bien la mauvaise connaissance des communautés d'agents pathogènes dont on dispose. Il s'agit d'un très important genre d'oomycète pathogène. Le nombre d'espèces décrites a doublé ces vingt dernières années, principalement parce que les scientifiques se sont intéressés aux communautés présentes dans les milieux naturels tempérés et méditerranéens à la recherche des populations sources de quelques espèces invasives. De nouveaux outils utilisant le séquençage de l'ADN à haut débit se développent maintenant et devraient permettre de combler progressivement ces lacunes.

S'il s'avère difficile d'anticiper l'évolution de la pression parasitaire dans nos écosystèmes, il est toutefois certain que les communautés d'agents pathogènes forestiers vont évoluer avec, à la clé, l'émergence de nouvelles maladies. Les risques associés en particulier au transport accidentel de parasites par le biais des échanges commerciaux sont avérés et peuvent être atténués (Roques, 2010) : limiter ce type de risque étant possible, cela devrait être une priorité.

Benoît MARÇAIS
UMR Interactions Arbres-Microorganismes
INRA Centre Grand Est - Nancy
F-54280 CHAMPENOUX
(benoit.marcais@inra.fr)

BIBLIOGRAPHIE

- AGUAYO J., ELEGBEDE F., HUSSON C., SAINTONGE F.X., MARÇAIS B., 2014. Modeling climate impact on an emerging disease, the *Phytophthora Alni* induced alder decline. *Global Change Biology*, 20, pp. 3209-3221.
- AYRES M.P., LOMBARDERO M.J., 2000. Assessing the consequences of global change for forest disturbance from herbivores and pathogens. *The Science of the total environment*, 262, pp. 263-286.
- BELLARD C., THUILLER W., LEROY B., GENOVESI P., BAKKENES M., COURCHAMP F., 2013. Will climate change promote future invasions? *Global Change Biology*, 19, pp. 3740-3748.
- BERGOT M., CLOPPET E., PERARNAUD V., DEQUE M., MARÇAIS B., DESPREZ-LOUSTAU M.L., 2004. Simulation of potential range expansion of oak disease caused by *Phytophthora cinnamomi* under climate change. *Global Change Biology*, 10, pp. 1539-1552.
- BLODGETT J.T., KRUGER E.L., STANOSZ G.R., 1997. Effects of Moderate Water Stress on Disease Development by *Sphaeropsis sapinea* on Red Pine. *Phytopathology*, 87, pp. 422-428.
- DESPREZ-LOUSTAU M.L., MARÇAIS B., NAGELEISEN L.M., PIOUS D., VANNINI A., 2006. Interactive effects of drought and pathogens on forest trees. *Annals of Forest Science*, 63, pp. 597-612
- DESPREZ-LOUSTAU M.L., ROBIN C., RENAUD G., DEQUE M., BADEAU V., PIOUS D., HUSSON C., MARÇAIS B., 2007. Simulating the effects of a climate change scenario on geographical range and activity of forest pathogenic fungi. *Canadian Journal Plant Pathology*, 29, pp. 101-120.
- DESPREZ-LOUSTAU M.L., AGUAYO J., DUTECH C., HAYDEN J.K., HUSSON C., JAKUSHKIN B., MARÇAIS B., PIOUS D., ROBIN C., VACHER C., 2016. An evolutionary ecology perspective to address forest pathology challenges of today and tomorrow. *Annals of Forest Science*, 73, pp. 45-67.
- EVANS A., 2016. The Speed of Invasion: Rates of Spread for Thirteen Exotic Forest Insects and Diseases. *Forests*, 7, p. 99.
- FABRE B., PIOUS D., DESPREZ-LOUSTAU M.L., MARÇAIS B., 2011. Can the emergence of Pine *Sphaeropsis* shoot blight in France be explained by changes in pathogen pressure linked to climate change? *Global Change Biology*, 17, pp. 3218-3227.
- GROSDIDIER M., IOOS R., MARÇAIS B., 2018. Do higher summer temperatures restrict the dissemination of *Hymenoscyphus fraxineus* in France ? *Forest Pathology*, e12426. <https://doi.org/10.1111/efp.12426>.
- GROSDIDIER M., 2017. *Épidémiologie de la Chalarose du frêne, une maladie causée par l'agent pathogène Hymenoscyphus fraxineus*. Université de Lorraine (Thèse de doctorat en Biologie forestière, sous la direction de Benoit Marçais).
- HAUPTMAN T., PIŠKUR B., DE GROOT M., OGRIS N., FERLAN M., JURC D., 2013. Temperature effect on *Chalara fraxinea* : heat treatment of saplings as a possible disease control method. *Forest Pathology*, 43, pp. 360-370.
- JACTEL H., PETIT J., DESPREZ-LOUSTAU M.L., DELZON S., PIOUS D., BATTISTI A., KORICHEVA J., 2012. Drought effects on damage by forest insects and pathogens: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 18, pp. 267-276.

- JUNG T., ORLIKOWSKI L., HENRICOT B. *et al.*, 2016. Widespread *Phytophthora* infestations in European nurseries put forest, semi-natural and horticultural ecosystems at high risk of *Phytophthora* diseases. *Forest Pathology*, 46, pp. 134-163.
- JUROSZEK P., VON TIEDEMANN A., 2015. Linking plant disease models to climate change scenarios to project future risks of crop diseases: a review. *Journal of Plant Disease and Protection*, 122(1), pp. 3-15.
- LANIER L., JOLY P., BONDOUX R., BELLEMERE A., 1978. *Mycologie et pathologie forestière. II. Pathologie forestière*. Paris : Ed. Masson.
- LEFEVRE F., LOUSTAU D., MARÇAIS B., RANTIEN C., 2014. Vers une gestion adaptative des forêts. *Pour la Science*, 437, pp. 78-81.
- MARÇAIS B., BOUHOT-DELDUC L., LE TACON F., 2000. Effets possibles des changements globaux sur les micro-organismes symbiotiques et pathogènes et les insectes ravageurs des forêts. *Revue forestière française*, vol LII, n° spécial "Conséquences des changements climatiques pour la forêt et la sylviculture", pp. 99-118.
- MARÇAIS B., DESPREZ-LOUSTAU M.L., 2014. European oak powdery mildew: impact on trees, effects of environmental factors and potential effects of climate change. *Annals of Forest Science*, 71, pp. 633-642.
- ROQUES A., 2010. Alien forest insects in a warmer world and a globalised economy: impacts of changes in trade, tourism and climate on forest biosecurity. *New Zealand Journal of Forestry Science*, 40, pp. S77-S94.
- SANTINI A., GHELARDINI L., DE PACE C. *et al.*, 2013. Biogeographical patterns and determinants of invasion by forest pathogens in Europe. *New Phytologist*, 197, pp. 238-250.
- STURROCK R.N., FRANKEL S.J., BROWN A.V., HENNON P.E., KLIEJUNAS J.T., LEWIS K.J., WORRAL J.J., WOOD A.J., 2011. Climate change and forest diseases. *Plant Pathology*, 60, pp. 133-149.
- TEDERSOO L., BAHRAM M., POLME S. *et al.*, 2014. Global diversity and geography of soil fungi. *Science*, 346 (6213), pp. 1256688-1 - 1256688-10.
- WOODS A.J., COATES K.D., HAMANN A., 2005. Is an Unprecedented *Dothistroma* Needle Blight Epidemic Related to Climate Change? *BioScience*, 55, pp. 761-769.
- WELSH C., LEWIS K.J., WOODS A.J., 2014. Regional outbreak dynamics of *Dothistroma* needle blight linked to weather patterns in British Columbia, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 44, pp. 212-219.

INTERACTIONS ENTRE CHANGEMENT CLIMATIQUE ET AGENTS PATHOGÈNES [Résumé]

La forêt est soumise à des changements rapides liés en particulier à la modification des cortèges parasitaires sous l'effet des invasions biologiques et de l'évolution du climat. L'émergence de problèmes parasitaires sous l'effet du changement de climat a pu être documentée et le cas des pins confrontés au *Sphaeropsis* ou au *Dothistroma*, des chênes confrontés à l'oïdium ou au *Phytophthora* seront développés. L'émergence de bio-agresseurs est une menace significative pouvant limiter l'utilisation de certaines de nos essences. Cette menace reste difficile à prévoir principalement du fait de la mauvaise connaissance des communautés d'agents pathogènes forestiers, même si elle apparaît moindre que celle représentée par les microorganismes invasifs. Ces problèmes sanitaires sont d'autant plus préoccupants que leur action limite le panel d'essences utilisables en forêt, réduisant de ce fait nos capacités d'adaptation aux changements globaux.

INTERACTIONS BETWEEN CLIMATE CHANGE AND PATHOGENS [Abstract]

Forests are subjected to rapid change connected in particular with the modified parasite succession as a result of biological invasions and climate change. The emergence of parasitic problems induced by climate change has been documented and the case of pines confronted with *Sphaeropsis* or *Dothistroma*, of oaks confronted with powdery mildew or *Phytophthora* is described. The emergence of pests is a major threat that could limit the use of some of our tree species. It is difficult to predict this threat mainly because of poor knowledge of forest pathogen communities although it appears to be less severe than the threat from invasive microorganisms. These plant health concerns are made even more alarming when their effect reduces the range of useable forest species, thereby reducing our ability to adapt to global changes.
