



Les impacts du changement climatique sur la santé des forêts



Clause de sauvegarde

Cette étude fait partie d'une série de documents FAO sur les questions liées à la santé des forêts et à la sécurité biologique. L'objectif de cette étude est de fournir des informations récentes sur les activités et les programmes en cours et de stimuler les discussions.

Les appellations employées dans cette publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

Tous commentaires et suggestions sont les bienvenus.

Pour de plus amples informations, veuillez contacter:

Gillian Allard
Forestier (Protection et santé des forêts)
Division de la gestion des forêts
Département des forêts
FAO
Viale delle Terme di Caracalla
00153 Rome, Italie
Tel: + 39 06 570 53373
E-mail: gillian.allard@fao.org

Remerciements

Les auteurs souhaitent remercier Pierre Bernier et Jacques Régnière du Service canadien des forêts, des ressources naturelles du Canada, pour la révision de ce document et pour nous avoir fourni des informations additionnelles importantes. Nous voulons aussi remercier Roberto Cenciarelli pour la conception de la couverture et la mise en page du document.

Photographies de couverture:

Chenille processionnaire du pin, *Thaumetopoea pityocampa* (Bugwood.org/J.H. Ghent/1241017)

Chancres et écoulement de sève sur un chêne de Californie (*Quercus agrifolia*) provoqués par une infection de *Phytophthora ramorum* (Bugwood.org/J. O'Brien/1427057)

La couleur rouge du feuillage révèle les attaques du dendroctone du pin des montagnes, *Dendroctonus ponderosae* (Bugwood.org/R.F. Billings/2108082)

**Département des forêts
Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture**

Document de travail sur la santé des forêts et la sécurité biologique

Les impacts du changement climatique sur la santé des forêts

Beverly Moore et Gillian Allard

Novembre 2008

**Service du développement des ressources
forestières
Division de la gestion des forêts
Département des forêts**

**Document de travail FBS/34F
FAO, Rome, Italie**

SOMMAIRE

1. Introduction.....	1
2. Connaissances actuelles et prévisions futures.....	3
3. Impacts sur les forêts et le secteur forestier	5
4. Impacts sur les ravageurs des forêts.....	9
4.1. Impacts directs	9
4.2. Impacts indirects du changement climatique sur les arbres hôtes	14
4.3. Impacts indirects sur l'écologie communautaire	17
5. Les espèces de ravageurs des forêts influencées par le changement climatique	19
5.1. Insectes.....	19
5.2. Agents pathogènes	28
5.3. Autres ravageurs	29
6. Résumé et conclusion	31
Références bibliographiques	33

Les impacts du changement climatique sur la santé des forêts

1. INTRODUCTION

Le climat mondial connaît actuellement des changements. Les hausses de température et de niveaux de dioxyde de carbone ainsi que les modifications des précipitations et des fréquences et de la sévérité des catastrophes naturelles figurent parmi les différents changements qui ont lieu. Ces évolutions ont des effets notables sur les forêts du monde entier comme sur le secteur forestier avec des périodes de croissance plus longues et des déplacements des aires de répartition des espèces d'insectes et une évolution des fréquences des feux de forêt.

Une meilleure compréhension des relations complexes entre le changement climatique, les forêts et les ravageurs forestiers est primordiale pour permettre à ceux qui œuvrent pour la protection de la santé et la gestion des forêts de se préparer à ces évolutions et aux impacts des ravageurs locaux et exotiques.

Ce document passe en revue l'état actuel des connaissances sur les effets du changement climatique sur les ravageurs des forêts et leurs implications pour la protection de la santé et la gestion des forêts. Du fait que peu d'activités de recherche se soient intéressées aux ravageurs forestiers, des informations sur les ravageurs forestiers et non forestiers sont présentées pour permettre une meilleure compréhension des impacts potentiels du changement climatique sur la santé des forêts.

2. CONNAISSANCES ACTUELLES ET PREVISIONS FUTURES

Le climat mondial est entrain de changer. S'il existe des variations naturelles du climat, nous sommes davantage préoccupés par les changements climatiques et ses modifications et les effets de serre provoqués par les activités humaines. Le Groupe intergouvernemental sur le changement climatique (GIEC), dans son quatrième rapport d'évaluation a conclu avec plus d'assurance que le changement climatique global est incontestable et qu'une des premières causes provient avant tout des effets des émissions de dioxyde de carbone (CO₂) et autres gaz à effets de serre (GES) comme le méthane (CH₄) et l'oxyde d'azote (N₂O), causées par les activités humaines.

Cette conclusion se base sur plusieurs observations du climat de la Terre comprenant les éléments suivants (GIEC, 2007).

- Selon les estimations, la température de surface mondiale a augmenté de 0,74 degrés Celsius (°C) durant le siècle dernier. Durant une période de 50 ans allant de 1956 à 2005, la tendance au réchauffement a doublé par rapport aux 100 années qui se sont écoulées entre 1906 et 2005. Onze des 12 années allant de 1995 à 2006 se situent parmi les 12 années les plus chaudes enregistrées (depuis 1850, date à partir de laquelle il existe des mesures des températures mondiales suffisantes). Les hausses ont pris un caractère mondial et sont plus importantes aux latitudes nord. Sur les 50 dernières années, les jours et les nuits froides ainsi que les gelées sont devenues moins fréquentes dans la majeure partie des régions alors que les jours et les nuits chaudes et les vagues de chaleur sont devenues plus fréquentes.
- En relation avec ce réchauffement, les surfaces enneigées et étendues de glace ont diminué, de même que les glaciers et la couverture neigeuse ont aussi en moyenne diminué dans le monde entier. La superficie maximale qui gèle saisonnièrement dans l'hémisphère Nord a diminué d'environ 7 pour cent depuis 1900, avec des réductions lors des printemps de plus de 15 pour cent. Les données satellite enregistrées depuis 1978 montrent que durant l'été, la surface de la mer de glace en Arctique a rétréci de plus de 20 pour cent.
- Depuis 1961, les océans ont absorbé plus de 80 pour cent de la chaleur produite en plus par le climat entraînant une expansion des eaux des océans et donc une élévation de leurs niveaux. Cette expansion est la principale cause d'élévation du niveau de la mer entre 1993 et 2003. La fonte des glaciers et la détérioration des couches de glace du Groenland et de l'Antarctique ont aussi contribué à l'élévation du niveau des mers. Depuis 1975, les conséquences négatives des niveaux élevés des mers se sont accrues dans différentes parties du monde.
- De 1900 à 2005, des hausses significatives des précipitations ont été observées à l'est de l'Amérique du Nord et du Sud, au nord de l'Europe et au nord et au centre de l'Asie. La fréquence des fortes précipitations a aussi augmenté dans la majorité des régions. Par opposition, les précipitations ont décliné dans le Sahel, en Méditerranée, en Afrique du Sud et plusieurs régions de l'Asie du Sud. Depuis les années 70, les sécheresses durent plus longtemps et sont plus intenses dans le monde entier, affectant des régions plus étendues, en particulier sous les tropiques et les zones subtropicales.
- Des signes d'une augmentation de l'intensité de l'activité cyclonique tropicale dans l'Atlantique nord ont été observés depuis 1970 et d'autres éléments suggèrent que des hausses similaires ont eu lieu dans certaines autres régions.

Prédictions pour le changement climatique futur

Le GIEC a fait un certain nombre de prédictions concernant le changement climatique futur (GIEC, 2007). Un réchauffement d'environ 0,2 °C par décennie est prévu pour les deux prochaines décennies; les projections de température durant cette période dépendent des scénarios spécifiques d'émission. Même si les concentrations de tous les GES et des aérosols restaient constantes au niveau de celles de 2000, on pourrait s'attendre à connaître un réchauffement d'environ 0,1 °C par décennie. L'ensemble des hausses de température prévu, basées sur les six scénarios d'émission va de 1,1 à 6,4 °C à la fin du siècle. Les meilleures estimations des hausses de température prévues, qui s'étendent des valeurs moyennes du scénario privilégiant les émissions les plus faibles, aux valeurs du scénario des émissions les plus élevées, s'étalent de 1,8 à 4,0 °C pour la fin du siècle. Il est probable que les émissions continues de GES égales ou supérieures aux taux actuels provoqueront un autre réchauffement et induiront de nombreux changements dans le système climatique mondial global durant le 21^{ème} siècle, lesquels seront plus importants que ceux observés durant le 20^{ème} siècle.

D'un point de vue géographique, les tendances de réchauffement prévues pour le 21^{ème} siècle devraient être identiques à celles qui ont été observées ces dernières décennies avec des hausses de température qui devraient être supérieures au niveau des terres et dans la majorité des latitudes les plus au nord, et moindres dans les océans du sud (près de l'Antarctique) et au nord de l'Atlantique Nord. Il est aussi très probable que les chaleurs extrêmes, les vagues de chaleur et les fortes précipitations deviendront plus fréquentes. Les hausses de précipitation aux latitudes élevées sont très probables, alors que l'on enregistrera sans doute des baisses de précipitation dans la majorité des régions subtropicales comme l'Égypte. Il est aussi fort probable que les futurs cyclones tropicaux (typhons et ouragans) augmenteront d'intensité, avec des pics de vitesse du vent plus forts et des précipitations plus fortes associées à des mers tropicales plus chaudes. On prévoit que la zone couverte par la neige se contracte, que l'épaisseur des glaces fonde sur de larges étendues dans la plupart des régions du permafrost et que les mers de glace de l'Arctique comme de l'Antarctique rétrécissent. Dans certaines projections, la mer de glace de l'Arctique de fin d'été aura presque disparu entièrement durant la dernière partie du 21^{ème} siècle. Des changements de cette magnitude conduiront à la disparition des climats actuels de la terre (en Amérique du Sud, Afrique et en Sibérie spécialement) et à l'apparition de nouveaux climats (en particulier au niveau des tropiques), chacun couvrant de 10 à 40 pour cent de la masse totale de la terre (Williams, Jackson et Kutzbach, 2007).

Le changement climatique a un impact sur les écosystèmes mondiaux et on prévoit que la magnitude de ces impacts augmentera avec les températures au cours de ce siècle. De nombreuses espèces et écosystèmes ne pourront pas s'adapter étant donné que les effets du réchauffement global et les perturbations qui vont avec comme les inondations, les feux de forêts, les infestations d'insectes, sont associés à d'autres stress comme les changements d'utilisation des terres, la surexploitation des ressources, la pollution et la fragmentation des systèmes naturels. Si les hausses de températures globales moyennes augmentent de plus de 1,5 à 2,5 °C, on pense que probablement approximativement 20 à 30 pour cent des plantes et des animaux recensés actuellement risqueront de disparaître (GIEC, 2007). Des changements majeurs dans la structure et la fonction des écosystèmes, des interactions écologiques entre les espèces et les aires de répartition géographiques, avec, avant tout, des conséquences négatives pour la biodiversité et les biens et services fournis par les écosystèmes sont aussi prévus (Lewis, 2006; GIEC, 2007).

3. IMPACTS SUR LES FORETS ET LE SECTEUR FORESTIER

Le changement climatique, en particulier les hausses de températures et de niveaux de dioxyde de carbone dans l'atmosphère ainsi que les changements de précipitation et de la fréquence et la sévérité des événements climatiques extrêmes ont un impact notable sur les forêts mondiales et le secteur forestier. Une étude des points de vue d'un groupe d'experts scientifiques renommés au niveau international sur les écosystèmes forestiers indique que si de nombreux impacts attendus du changement climatique sont incontestables, les experts sont aussi partagés sur de nombreux autres points (Morgan, Pitelka et Shevliakova, 2001).

Productivité et santé

La productivité forestière et la diversité des espèces augmentent avec la hausse des températures, des précipitations et de la disponibilité des nutriments, bien que les espèces puissent ne pas avoir les mêmes réactions en matière de tolérance (Das, 2004). En tant que facteurs clés régulant de nombreux processus biogéochimiques terrestres comme la respiration des sols, la décomposition de la litière, la minéralisation et la nitrification de l'azote, la dénitrification, l'émission de méthane, la dynamique des racines, la productivité végétale et l'absorption des nutriments, les changements de température peuvent fortement altérer les dynamiques des forêts et des écosystèmes de nombreuses manières (Norby *et al.*, 2007). Les impacts de températures élevées sur les arbres et les plantes peuvent varier tout au long de l'année, le réchauffement pouvant soulager le stress des plantes durant les périodes plus froides mais l'augmenter durant les périodes plus chaudes (Garrett *et al.*, 2006).

Au centre de l'Alaska, la dégradation du permafrost est répandue et va rapidement conduire à un profond changement d'un écosystème de forêt de bouleaux vers des formations à tourbières (Jorgenson *et al.*, 2001). La dégradation du permafrost provoquée par le réchauffement a aussi été constatée à l'ouest du Canada où des tourbières arborées se sont transformées en tourbières nues appauvries suite à l'élévation du niveau de l'eau (Vitt, Halsey et Zoltai, 2000). Le cèdre jaune d'Alaska (*Chamaecyparis nootkatensis*), une espèce qui est normalement extrêmement résistante et résiliente, est morte sur environ 200 000 ha en Alaska et au Canada, les fontes précoces de printemps ayant exposé ses racines de surface aux blessures du gel de printemps, provoquant sa mort (Hennon et Shaw, 1997; Hennon *et al.*, 2008).

Les disponibilités en eau des forêts seront fortement influencées par les changements de température et de précipitation. Des températures plus chaudes conduisent à des pertes en eau plus importantes dues à l'évaporation et à l'évapotranspiration et peuvent aussi avoir pour conséquence de réduire l'efficacité des plantes à utiliser l'eau (Mortsch, 2006). Des saisons de croissance plus longues et plus chaudes peuvent intensifier ces effets causant un stress sévère en termes d'humidité et de sécheresse. Ces conditions peuvent conduire à des réductions de la croissance et de la santé des arbres même si la sévérité des impacts dépend des caractéristiques des forêts, des structures d'âge et de classe et de la profondeur et du type des sols (Mortsch, 2006). Les jeunes plants tels que les semis et les jeunes tiges sont particulièrement sensibles tandis que les gros arbres dont le système racinaire est plus développé et qui ont absorbé davantage de nutriments et de carbohydrates, tendent à être moins sensibles à la sécheresse même s'ils sont affectés par des conditions plus sévères. Les arbres et les végétaux dont les racines sont peu profondes comme les espèces qui poussent dans des sols peu profonds, sont plus sensibles aux déficits hydriques. Les arbres aux racines profondes peuvent absorber l'eau à des profondeurs plus importantes et ne sont donc pas sujet au stress hydrique. Le stress hydrique et la sécheresse peuvent aussi avoir un impact sur la

santé des forêts en augmentant la susceptibilité aux perturbations que constituent les insectes ravageurs et les agents pathogènes de même que les feux de forêt.

Le peuplier tremble (*Populus tremuloides*) de l'ouest du Canada a montré un déclin abrupt de productivité et un dieback, suite à la sécheresse particulièrement sévère de 2001-2003, dont les effets se sont ressentis sur plusieurs années (Hogg, Brandt et Michaelian, 2008). Les impacts sur la croissance et le dépérissement ont été accentués par les attaques d'insectes défoliateurs et xylophages et d'agents pathogènes (Hogg et Bernier, 2005; Hogg, Brandt et Michaelian, 2008). De fortes réductions de croissance et un remplacement des peuplements de hêtres (*Fagus sylvatica*) aux limites les plus basses de son aire de répartition ont été observés en Espagne et dans d'autres pays du sud de l'Europe suite à la sécheresse (Jump, Hunt et Peñuelas, 2006). En Italie, en Espagne et au Portugal, des chênes locaux ont décliné en raison du réchauffement, de la sécheresse ou suite aux attaques de *Phytophthora sp.*, alors qu'en Espagne *Pinus uncinata*, *P. pinaster*, et *P. pinea* ont enregistré déclin et dieback (Resco de Dios, Fischer et Colinas, 2007).

Des niveaux plus élevés de CO₂ dans l'atmosphère augmentent les taux de croissance et de l'efficacité de l'utilisation de l'eau par les plantes et les arbres tant que d'autres facteurs comme l'eau et les nutriments (par exemple l'azote, le phosphore, le soufre et quelques micronutriments) ne sont pas limités. Pourtant, il a été suggéré que ces effets positifs pourraient se réduire avec de plus fortes concentrations de CO₂ (Stone, Bhatti et Lal, 2006). Toutefois, les dispositifs de contrôle de l'enrichissement de l'air en CO₂ ont mesuré des hausses croissantes de 23 pour cent sur plusieurs années avec un accroissement de 175 ppm en plus des 375 ppm de CO₂ déjà présents dans l'atmosphère (Norby *et al.*, 2005). Des niveaux élevés de dioxyde de carbone peuvent aussi entraîner une évolution de la structure des végétaux et accroître la superficie des feuilles et de leur épaisseur, le nombre de feuilles, la masse de feuilles totale par plante, et les diamètres des troncs et des branches (Garrett *et al.*, 2006). Il est important de noter que les réponses des plantes à l'enrichissement en CO₂ peuvent différer entre les espèces et les conditions environnementales locales ce qui peut entraîner des changements substantiels dans la composition des espèces et les dynamiques des écosystèmes terrestres (Vitousek *et al.*, 1997; Bauer *et al.*, 2006). Des hausses concurrentes de concentrations d'ozone au niveau du sol (O₃) peuvent affaiblir la productivité des arbres (Karnosky *et al.*, 2005) et augmenter la susceptibilité aux agents pathogènes (Karnosky *et al.*, 2002), alors que le N₂O peut accélérer la croissance dans les écosystèmes carencés en azote comme les forêts boréales (Stone, Bhatti et Lal, 2006).

Distribution

Les réponses logiques des espèces et communautés au changement climatique ou « traces » sont habituellement associées aux changements de leur distribution, en particulier à des latitudes ou altitudes extrêmes. On prévoit donc que les plantes forestières et les arbres croissent plus au nord ou à des altitudes plus élevées en réaction au réchauffement climatique (Parmesan, 2006; Menéndez, 2007).

Dans une étude récente, Lenoir *et al.* (2008) ont comparé la distribution en altitude de 171 espèces de plantes forestières entre les deux périodes 1905-1985 et 1986-2005 dans l'ouest de l'Europe et ont conclu que le réchauffement climatique a entraîné un déplacement en altitude significatif du niveau maximal où l'on peut trouver ces espèces (altitude de probabilité maximale de présence) atteignant en moyenne 29 m par décennie. Cette étude montre que le changement climatique n'affecte pas seulement les aires de répartition au niveau de leurs limites de distribution mais aussi le centre de l'aire de répartition des espèces végétales (Lenoir *et al.*, 2008). Les espèces qui sont les plus rapidement aptes à se déplacer sont celles

qui ont une durée de vie plus courte et un cycle de reproduction plus rapide telles que les herbes, les fougères et les mousses; les arbres qui vivent plus longtemps et les formations arbustives n'ont pas montré une progression aussi forte et sont ceux qui sont davantage menacés par les impacts du changement climatique du fait qu'ils ne peuvent pas s'adapter aux conditions locales suffisamment rapidement et trouver d'autres sites. Ces changements de distribution vont aboutir sans doute à des écosystèmes forestiers très différents de ceux que nous connaissons aujourd'hui. Une étude similaire entreprise sur 26 montagnes de la Suisse rapporte que la flore alpine s'est étendue vers les sommets depuis les années 40 (Parmesan, 2006). Les mouvements en altitude de la limite des arbres ont aussi été observés en Sibérie, dans les montagnes Rocheuses du Canada et en Nouvelle-Zélande et des déplacements plus au nord ont été notés en Suède et à l'est du Canada (Parmesan, 2006). Les forêts de brouillard d'altitude montrent aussi des signes de déplacement vers des altitudes plus élevées, même si toutes les composantes de ces écosystèmes ne peuvent pas suivre cette progression (Jones *et al.*, 2008).

Toutefois, le rythme de ces déplacements ne sera pas seulement déterminé par la température mais dépendra aussi de plusieurs facteurs comme le taux auquel les semences peuvent se disperser dans de nouvelles régions plus adaptées en terme climatique (c'est-à-dire disposant de conditions d'humidité adaptées, des caractéristiques en matière de sol et la présence de nutriments), les interventions humaines possibles pour promouvoir le déplacement des espèces, et les changements de régimes de perturbation (Shugart, Sedjo et Sohngen, 2003; Monserud *et al.*, 2008).

Perturbation

Les forêts sont sujettes à toute une variété de perturbations qui sont elles-mêmes fortement influencées par le climat. Les perturbations telles que le feu, la sécheresse, les glissements de terrain, les invasions d'espèces, les infestations d'insectes et de maladies, et les tempêtes comme les ouragans, les tornades de vent et tempêtes de glace influencent la composition, la structure et la fonction des forêts (Dale *et al.*, 2001). Le changement climatique aura un impact sur la susceptibilité des forêts aux perturbations et affectera la fréquence, l'intensité, la durée et le rythme de ces perturbations. Par exemple, des charges en combustibles supérieures, des saisons des feux plus longues et la fréquence de conditions climatiques plus extrêmes favorisant les feux, résultats de l'évolution du climat, auront pour conséquence d'accroître les feux de forêt (Mortsch, 2006). Une évolution du climat altèrera aussi les dynamiques des perturbations dues aux insectes ravageurs et agents pathogènes autochtones des forêts et de même que cela facilitera l'établissement et la dispersion des espèces étrangères.

Ces changements dans les dynamiques de perturbation, ajoutés aux impacts directs du changement climatique sur les arbres et les écosystèmes forestiers, peuvent avoir des impacts dévastateurs en particulier du fait des relations complexes entre le climat, les agents de perturbation et les forêts. Chacune de ces perturbations peut accroître la susceptibilité des forêts aux autres perturbations. Par exemple, les forêts de pins d'Amérique centrale ont été envahies par les dendroctones des écorces, tout d'abord par *Dendroctonus frontalis* en association avec d'autres espèces de *Dendroctonus* et d'*Ips* suite aux dommages provoqués par l'ouragan Mitch en 1998. L'infestation des dendroctones a ensuite entraîné une forte mortalité des arbres qui a accru les charges en combustible dans les forêts de la région et a donc sévèrement augmenté les risques d'incendie (évoqués en détail dans le Chapitre 5 suivant). Ces interactions rendent plus difficile la prédiction des impacts futurs de l'évolution du climat sur les perturbations des forêts.

Secteur forestier

Tous ces impacts sur les arbres et les forêts auront inévitablement de larges conséquences sur le secteur forestier. Les changements dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes naturels et des forêts plantées (causés par les changements de température et les régimes des pluies) et les événements extrêmes et désastres (ouragans, sécheresses, feux et ravageurs) auront des impacts négatifs sur la fonction productive des écosystèmes forestiers qui à leur tour affecteront les économies locales (FAO, 2005). Les modes de production et de commercialisation des produits forestiers seront altérés étant donné que les espèces pousseront dans des conditions plus compétitives à des latitudes plus au nord et des altitudes plus élevées. Inversement, des risques de saturation des marchés pourront exister en raison de l'augmentation de la mortalité des arbres suite à la multiplication des ravageurs comme nous l'avons vu avec le dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) au Canada. La réduction des services des écosystèmes forestiers, spécialement pour la régulation du cycle hydrique, la protection des sols et la conservation de la diversité biologique causée par le changement climatique pourra conduire à une plus forte vulnérabilité en termes social et environnemental.

Alors que le changement climatique peut accroître la production de bois et réduire les prix du marché en général, les hausses de production ne seront sans doute pas réparties uniformément au niveau mondial; certaines régions pourront bénéficier de meilleures conditions que d'autres (Pérez-García *et al.*, 2002). Par exemple, les forêts à faible productivité limitées par la sécheresse verront encore leur productivité se réduire alors que des zones où la température limite la productivité, pourront peut être bénéficier d'une hausse des températures.

4. IMPACTS SUR LES RAVAGEURS DES FORETS

Des changements dans les dynamiques des perturbations dues aux ravageurs des forêts (insectes, agents pathogènes et autres ravageurs) sont probables en cas de changement du climat provoqué par la hausse des températures, en cas de changement du régime des précipitations, d'augmentation de la fréquence des sécheresses et de plus fortes concentrations de dioxyde de carbone. Ces changements joueront un rôle majeur dans la transformation des forêts et des secteurs forestiers mondiaux.

Des traces fossiles ont montré que les épisodes précédents de réchauffement rapide global ont été accompagnés par des niveaux plus élevés d'insectes phytophages (Currano *et al.*, 2008). Cet élément, de même que les observations faites dans les forêts de bouleau du nord de l'Europe (Kozlov, 2008; Wolf, Kozlov et Callaghan, 2008), confirment les prédictions que les tendances actuelles d'accroissement des phytophages s'amplifieront (DeLucia *et al.*, 2008).

On a remarqué que les insectes et les agents pathogènes répondaient au réchauffement exactement comme on le pensait, aussi bien par des changements de phénologie et de distribution que par une modification des dynamiques et de la composition des communautés (Menéndez, 2007). Si certains impacts du changement climatique peuvent être bénéfiques au niveau de la protection de la santé des forêts (par ex. hausse de la mortalité hivernale de certains insectes ravageurs moins protégés du froid par une couche de neige trop fine; un développement larvaire plus tardif et une mortalité plus élevée durant les sécheresses), de nombreux impacts seront néfastes (par ex. l'accélération du taux de développement des insectes; l'aire d'expansion des ravageurs) (Ayres et Lombardero, 2000).

Le changement climatique peut affecter les ravageurs des forêts et leurs dégâts du fait de son impact direct sur leur développement, survie, reproduction, distribution et expansion, ainsi que sur l'altération de la physiologie et des défenses de leurs hôtes. De même il peut avoir un impact sur les relations entre les ravageurs, leur environnement et les autres espèces comme les ennemis naturels, les compétiteurs et les espèces mutualistes.

4.1. Impacts directs

Le climat, les températures et les précipitations en particulier, ayant une très forte influence sur le développement, la reproduction et la survie des insectes ravageurs et des agents pathogènes, il est très fortement probable que ces organismes soient affectés par les changements du climat. Du fait que se sont des organismes à sang froid, les insectes et les agents pathogènes des forêts peuvent réagir rapidement à leur environnement climatique ce qui a un impact direct sur leur développement, survie, reproduction et expansion. Avec un renouvellement de génération rapide, une forte mobilité et un taux de reproduction élevé, ils réagissent plus rapidement au changement climatique que des organismes qui vivent longtemps comme les grands végétaux et les mammifères (Menéndez, 2007) et peuvent sans doute indiquer les premiers signes du changement climatique.

L'impact du changement climatique sur la fréquence et l'intensité des attaques d'insectes est moins clair en partie du fait que l'on ne possède pas assez de données sur le long terme pour une analyse. L'on possède des preuves que les attaques de tordeuse grise du mélèze (*Zeiraphera diniana*) en Suisse ont pratiquement disparues ces 30 dernières années (Esper *et al.*, 2007) alors qu'inversement, les infestations de tordeuses de bourgeons de l'épicéa (*Choristoneura fumiferana*) dans l'est du Canada semblent s'être accrues en termes de

fréquence et de sévérité ces 200 dernières années même si l'on ne sait pas si le changement climatique a joué un quelconque rôle en cela (Simard, Morin et Lavoie, 2006).

Physiologie

L'influence du climat sur les insectes peut être directe en tant que facteur de mortalité, ou indirecte en influençant le taux de croissance et de développement. Certaines informations sur les impacts des hausses de CO₂, et O₃, sont maintenant disponibles mais seulement pour des environnements spécifiques (par ex. Karnosky *et al.*, 2008) et l'on dispose d'une information très partielle sur l'évolution des niveaux d'UVB et de l'altération des régimes de pluie. Pour ces raisons, ce rapport se concentrera sur les impacts des températures. La température est considérée comme étant le facteur de changement climatique le plus important influençant la physiologie des insectes ravageurs (Bale *et al.*, 2002). Les précipitations, toutefois, peuvent constituer un facteur très important dans l'épidémiologie de nombreux agents pathogènes, tels que *Mycosphaerella pini*, qui dépend de l'humidité pour sa dispersion.

La magnitude des impacts de la température sur les ravageurs forestiers diffèrera selon les espèces et leur environnement, leur cycle biologique et leur capacité à s'adapter. Les espèces polyphages flexibles occupent différents types d'habitats distribués à diverses latitudes et altitudes vu leur plasticité phénotypique et génotypique, et seront moins affectées par le changement climatique que les espèces spécialisées occupant d'étroites niches dans des environnements difficiles (Bale *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004).

De nombreuses espèces de papillons spécialistes sont de moins en moins abondantes au Royaume-Uni, en particulier les espèces des terres boisées alors que les nombreuses espèces qui vivent dans les herbages et les espèces généralistes augmentent (Thomas, 2005). Les trois quarts des 46 espèces de papillons d'Angleterre ont enregistré un déclin en raison de la perte de leur habitat à la limite nord de leur aire de répartition; 89 pour cent des espèces spécialistes sont en déclin alors que 50 pour cent des espèces généralistes mobiles (ravageurs) enregistrent une hausse (Warren *et al.*, 2001). Franco *et al.* (2006) concluent sur l'importance du réchauffement climatique et de la perte d'habitat dans les extinctions locales au nord du Royaume-Uni, des espèces nordiques de papillons, durant ces quelques dernières décennies.

Les hausses de température estivale accélèreront généralement le taux de développement des insectes et augmenteront leur capacité reproductive alors que les températures hivernales peuvent accroître leur survie durant l'hibernation (Ayles et Lombardero, 2000; Logan, Régnière et Powell, 2003). Peut-être que le meilleur exemple de ces impacts est le dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) qui s'est développé au point de constituer de véritables pullulations dans l'ouest du Canada durant plusieurs années. Les années qui ont suivi des hivers doux ont réduit la mortalité au stade d'hibernation permettant la destruction massive des pins de cette région, en particulier les pins lodgepole (*Pinus contorta*). Une réduction de l'épaisseur de la neige associée à des températures hivernales plus élevées peut aussi réduire la survie de nombreux insectes durant l'hiver, lors de leur hibernation dans la litière forestière où ils sont protégés par la couche neigeuse des basses températures létales (Ayles et Lombardero, 2000).

L'impact d'un changement de température dépendra des zones climatiques. Dans les régions tempérées, la hausse des températures devrait réduire les potentialités de survie alors que dans les régions plus au nord, les températures plus élevées rallongeront la période estivale augmentant par cela la croissance et la reproduction (Bale *et al.*, 2002). Vu le contrôle plus sévère de l'environnement sur la biologie des espèces de ces régions, et les augmentations de température plus fortes prévues dans les régions boréales et polaires, les impacts de

température devraient être supérieurs sur ces espèces par rapport aux espèces des zones tempérées ou tropicales (Bale *et al.*, 2002). Menéndez *et al.* (2006) ont observé que la richesse des espèces d'insectes s'est accrue dans les habitats froids de l'hémisphère Nord, même si les progressions sont moins rapides que ce que l'on prévoyait au sein des populations de papillon du Royaume-Uni. Les espèces présentes sur l'ensemble du territoire de la Grande Bretagne décroissent plus rapidement dans le sud, alors que les espèces dont la distribution est plus au sud, augmentent (Conrad *et al.*, 2004).

Pourtant, Deutsch *et al.* (2008) suggèrent que, en l'absence de facteurs améliorants comme la migration et l'adaptation, les risques majeurs d'extinction provoqués par le réchauffement mondial peuvent avoir lieu sous les tropiques. Le réchauffement dans les tropiques, même s'il est de plus faible magnitude, pourrait avoir des impacts plus néfastes du fait que les insectes tropicaux ont des aires de répartition très étroites adaptées au climat comparé aux espèces de latitudes supérieures et qu'elles sont déjà confinées là où elles bénéficient de températures optimales (Deutsch *et al.*, 2008).

Andrew et Hughes (2005) n'ont observé aucun gradient de latitude chez les espèces d'hémiptères très nombreuses sur acacia dans l'est de l'Australie. Mais ils ont noté qu'avec le changement climatique, un déplacement des espèces tropicales vers des latitudes supérieures pouvait conduire à une plus forte diversité dans les zones tempérées. Dans les forêts tropicales du nord de l'Australie, le changement climatique a accru les extinctions causées par la disparition des climats et des habitats, les montagnes des zones tropicales dont la diversité est élevée, étant peuplées par tout un éventail d'espèces endémiques spécialisées dont l'aire de répartition est fortement restreinte (Williams, Bolitho et Fox, 2003). Dans une étude sur la piéride de l'aubépine (*Aporia crataegi*) dans la Sierra de Guadarrama au centre de l'Espagne, Merrill *et al.* (2008) suggèrent que ce sont les limitations de température qui restreignent la distribution des insectes dans sa partie sud au lieu des interactions biotiques, de même qu'ils montrent que ce serait la distribution des plantes hôtes qui limiterait la distribution des espèces tempérées spécialisées vers le froid.

Certains insectes ravageurs importants des forêts ont besoin de champignons symbiotiques pour se développer mais nous disposons de peu d'information sur la manière selon laquelle les changements de température peuvent affecter ces symbiotes et donc, indirectement, affecter les dynamiques des populations hôtes. Dans certains cas, les hôtes des insectes et leurs symbiotes peuvent être affectés de manière similaire par le changement climatique alors que dans d'autres cas, les hôtes et les symbiotes peuvent être affectés de manière asymétrique, empêchant toute symbiose (Six, 2007).

Distribution

Le climat joue un rôle majeur dans la définition des limites de distribution des insectes. Avec les changements du climat, ces limites se déplacent, les espèces s'étendant vers des latitudes plus au nord et des altitudes plus élevées et disparaissant des régions devenues inadaptées de par leur nouveau climat (Parmesan, 2006; Menéndez, 2007). Ces déplacements touchent des espèces dont les distributions sont limitées par la température comme beaucoup d'espèces tempérées et nordiques.

Il est maintenant clair que les progressions vers les pôles et en altitude de nombreuses espèces ont eu lieu au sein de nombreux groupes taxonomiques et dans une grande variété de régions durant le 20^{ème} siècle. Parmesan et Yohe (2003) ont rapporté que plus de 1 700 espèces de l'hémisphère Nord se sont déplacées de manière significative, atteignant en moyenne 6,1 km par décennie vers les pôles (ou 6,1 m par décennie en altitude).

L'expansion des aires de répartition de nombreuses espèces de papillon a été particulièrement bien documentée. Parmesan *et al.* (1999) notent un déplacement de 35 à 240 km vers le nord pour 22 des 35 espèces européennes non migratoires de papillon durant le siècle dernier. Wilson *et al.* (2005) ont noté que la limite altitudinale basse de présence de 16 espèces de papillon dans le centre de l'Espagne est montée en moyenne de environ 212 m en 30 ans, une montée attribuée à une hausse constatée de 1,3 °C des températures annuelles moyennes. Wilson *et al.* (2007) ont montré des montées d'approximativement 293 m des communautés de papillon de la Sierra de Guadarrama au centre de l'Espagne entre 1967-1973 et 2004-2005 suite au réchauffement climatique. Le changement climatique peut aussi réduire l'association entre l'adaptation climatique et l'habitat.

Des attaques de ravageurs forestiers peuvent aussi avoir lieu en dehors de leur distribution géographique constatée historiquement et avec des intensités jamais observées auparavant. Voici plusieurs exemples d'espèces de ravageurs des forêts qui ont réagi ou qui devraient réagir au changement climatique en modifiant leur distribution.

- Une attaque majeure du dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) s'est répandue vers le nord et à des altitudes plus élevées dans l'ouest du Canada (Colombie britannique et plus récemment, en Alberta) durant plusieurs années.
- Des températures plus fortes ont influencé le dendroctone du pin méridional (*D. frontalis*) provoquant des expansions successives de son aire de répartition aux Etats-Unis.
- Jepsen *et al.* (2008) ont largement démontré les différentes expansions des attaques vers le nord de deux géométridés, la phalène brumeuse *Operophtera brumata*, et l'arpeuteuse verte veloutée *Epirrita autumnata*) en Scandinavie.
- L'aire de la chenille processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*) s'est étendue de manière significative en termes de latitude et d'altitude en Europe.
- La distribution de la chenille processionnaire du chêne (*T. processionea*) s'est déplacée vers le nord de l'Europe durant la dernière moitié du 20^{ème} siècle.
- L'aire de l'agent pathogène européen de la rouille de peuplier *Melampsora allii-populina* va probablement gagner vers le nord avec la hausse des températures estivales.
- Les attaques de pourriture des racines dues à *Phytophthora cinnamomi* devraient s'étendre aux régions plus froides d'Europe et avec une sévérité accrue avec les scénarios d'accroissement des températures moyennes dus au changement climatique.

La capacité des espèces à répondre au réchauffement mondial et à étendre leur aire de répartition dépendra des différentes caractéristiques de leur cycle biologique, qui leur permettent de réagir de manière assez différente selon les espèces. Bale *et al.* (2002) ont suggéré que les espèces à cycle rapide, les insectes sans diapause, ou qui ne dépendent pas de températures basses pour déclencher leur diapause, répondront au réchauffement en élargissant leur aire de distribution tandis que les espèces à cycle long qui nécessitent de faibles températures pour permettre la diapause (c'est-à-dire les espèces boréales et de montagne dans l'hémisphère Nord) verront leur aire de répartition se contracter. Les espèces dont l'aire de répartition est limitée, en particulier les espèces polaires et de montagne, montrent des niveaux de contraction plus sévères que les autres groupes et sont considérées comme davantage menacées d'extinction en raison du récent changement climatique (Parmesan, 2006). Les déplacements des aires de répartition peuvent être limités par certains facteurs comme la longueur du jour ou la présence d'espèces compétitrices, prédatrices ou de parasitoïdes (Walther *et al.*, 2002). Par exemple, l'expansion de l'aire de répartition des

insectes qui ont des hôtes bien particuliers (spécialistes) peut être limitée par le taux d'expansion plus lent de leurs hôtes végétaux (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001).

Phénologie

La phénologie est la chronologie des activités saisonnières des plantes et des animaux comme la floraison ou la reproduction. Comme dans de nombreux cas, elle dépend de la température, on peut penser que la phénologie peut être influencée par le changement climatique. C'est un des impacts du changement climatique les plus faciles à suivre (Gordo et Sanz, 2006) et c'est de loin le plus documenté à ce niveau pour une grande partie des organismes allant des plantes aux vertébrés (Root *et al.*, 2003). Les activités communément suivies sont entre autres le début du nourrissage des poussins ou le premier chant des oiseaux, les premières arrivées des oiseaux migrateurs, la première éclosion des papillons, les premiers chants et frais des amphibiens, le début du bourgeonnement et de la floraison des plantes (Walther *et al.*, 2002).

Les signes d'évolutions phénologiques de nombreuses plantes et espèces animales, suite au changement climatique, sont nombreux et croissants (Fitter et Fitter, 2002; Visser et Both, 2005; Menzel *et al.*, 2008). Globalement, les activités printanières ont débuté chaque fois plus tôt depuis les années 60 (Walther *et al.*, 2002). Ce fait a été constaté sur tous les continents à l'exception d'un seul, et dans tous les principaux océans pour tous les groupes d'espèces bien étudiés des écosystèmes marins, d'eau douce et terrestres (Parmesan, 2006).

Lorsque les différents stades du cycle de vie des insectes sont déterminés par la température, on peut s'attendre à ce que certains soient avancés, les hausses de température pouvant faciliter de longues périodes d'activité en début et fin de saison, s'il n'existe pas d'autres contraintes à ce moment-là (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Avec des températures plus élevées, on peut s'attendre à ce que les insectes aient un stade larvaire plus court et deviennent adultes plus tôt. Ainsi, les réponses attendues des insectes peuvent, entre autres, inclure une précocité de l'apparition du stade larvaire et du stade adulte et un accroissement de la durée de la période de vol (Menéndez, 2007). Les membres de l'ordre des lépidoptères fournissent encore de meilleurs exemples de ces changements phénologiques avec les papillons, observés au Royaume-Uni où 26 à 35 espèces sont apparues plus tôt (Roy et Sparks, 2000). Salama, Knowler et Adams (2007) ont noté une hausse du nombre et de la diversité des pyrales pris dans les pièges posés par Rothamstead pour son étude, et l'altération de leur phénologie laisse penser qu'un changement de climat est en partie responsable. La première date d'éclosion des 17 espèces en Espagne a avancé d'1 à 7 semaines en seulement 15 ans (Stefanescu *et al.*, 2003). La date du premier vol de 70 pour cent des 23 espèces de papillon de Californie (Etats-Unis) a été anticipée d'approximativement huit jours par décennie (Forister et Shapiro, 2003).

Les changements phénologiques (apparition plus tôt du stade adulte et de l'arrivée des espèces migratrices) ont aussi été remarqués pour les aphides du Royaume-Uni (Zhou *et al.*, 1995; Harrington *et al.*, 2007). Gordo et Sanz (2005) ont étudié les impacts du climat sur quatre espèces d'insectes méditerranéens (un papillon, une abeille, une mouche et un denticulé) et ont noté que toutes les espèces enregistraient des évolutions en matière d'éclosion depuis les 50 dernières années, ce qui peut être corrélé avec la hausse des températures de printemps.

Parmesan et Yohe (2003) ont estimé que plus de la moitié (59%) des 1 598 espèces étudiées montraient des changements phénologiques et/ou de distribution mesurables sur les 20 à 140 années passées. Ils ont aussi estimé à partir des analyses quantitatives des réponses phénologiques de ces espèces, qu'une anticipation moyenne de l'arrivée du printemps de 2,3 jours par décennie avait eu lieu. Root *et al.* (2003), dans une étude quantitative similaire ont

estimé qu'un avancement de 5,1 jours par décennie avait eu lieu. Parmesan (2007) a étudié l'écart entre ces deux estimations et a noté qu'une fois justifiées les différences de critères de sélection pour intégrer les données entre les deux études, celles-ci se rejoignaient sur une anticipation globale du printemps de 2,3 à 2,8 jours par décennie. Toutefois, dans cette dernière étude, la latitude explique seulement 4 pour cent de la variation globale des changements phénologiques même si elle est fortement associée à l'importance des tendances au réchauffement. Cette dernière observation peut être liée à l'importance relative du changement climatique par rapport à l'amplitude naturelle des variations du climat.

Génétique des populations

De plus en plus d'articles scientifiques abordent le fait que les insectes adaptent leurs caractéristiques génétiques au changement climatique. Hill, Thomas et Blakeley (1999) expliquent comment deux espèces de papillon de Grande Bretagne (l'un au nord, l'autre au sud) qui ont colonisé de nouvelles régions durant l'expansion de leur aire de répartition, ont des ailes plus longues et des thorax plus larges que ceux des populations résidentes établies de longue date. De même, Thomas *et al.* (2001) ont noté des proportions supérieures de variants à longues ailes parmi les papillons observés sur les nouvelles limites nord de distribution.

Le caractère physiologique des populations peut aussi être altéré. Chez les espèces de papillon dont la diapause est facultative (induite par la photopériode), Burke *et al.* (2005) ont noté la conversion d'un gradient thermal (élévation) en un déplacement graduel de la légère prévalence de stratégies univoltines ou bivoltines qui implique des changements dans la synchronisation entre l'évolution de la photopériode et le développement de l'insecte ayant des conséquences sur les taux de reproduction. Il existe des signes de changement dans les fréquences d'allèle liés à la physiologie du développement et à la tolérance au froid de certains lépidoptères, provoqués par le changement climatique (Rank et Dahlhoff, 2002). Cependant, Davies *et al.* (2006) montrent que des modifications du comportement plutôt qu'une évolution génétique peuvent expliquer ces changements par une évolution des préférences d'habitats (par ex. choix thermorégulateurs de sites d'oviposition). Calosi *et al.* (2008), dans une étude de quatre dendroctones d'Europe, ont trouvé que leur niveau de tolérance à la température était lié à la latitude à laquelle vivaient ces espèces.

Cependant, les changements évolutifs ne sont pas généralisés et les recherches doivent encore être considérablement développées. L'expansion actuelle de l'aire de répartition vers le nord des papillons polyphages *Polygonia c-album* en Grande Bretagne n'a pas été accompagnée d'adaptations physiologiques à leurs nouveaux hôtes ou températures (Braschler et Hill, 2007). Ces auteurs n'ont trouvé aucune différence évolutive entre les espèces centrales et les populations périphériques.

4.2. Impacts indirects du changement climatique sur les arbres hôtes

Les changements de température, de précipitation, dans les concentrations de CO₂ et les facteurs climatiques peuvent altérer la physiologie des arbres au point d'affecter leur résistance aux phytophages et aux agents pathogènes (Ayres et Lombardero, 2000).

Sécheresse

La sécheresse est une des conséquences les plus importantes liées au climat à travers laquelle de rapides changements des écosystèmes ont lieu et affectent la survie des populations d'arbres existantes. Une sécheresse qui dure longtemps peut avoir pour résultat de réduire la

croissance des arbres et altérer leur santé et donc d'augmenter leur susceptibilité aux insectes ravageurs et agents pathogènes. Plusieurs insectes ravageurs et agents pathogènes sont associés aux arbres stressés tels que le bupreste *Agrilus* et les espèces les plus communes et répandues d'*Armillaria* qui sont liées au dépérissement des chênes (Evans, 2008). D'autres sont limités par les défenses des arbres en bonne santé comme le scolyte de l'épicéa européen (*Ips typographus*) (Evans, 2008).

La sécheresse peut aussi susciter des évolutions des végétaux et de la physiologie des arbres ce qui influencera les dynamiques de perturbation des ravageurs. Les feuilles peuvent changer de couleur ou s'affiner ou devenir plus cireuses ce qui peut affecter leur goût pour les insectes (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). La concentration de divers composés secondaires chez les plantes tend à s'accroître lors du stress provoqué par la sécheresse, faisant évoluer l'attrait de certains végétaux pour les insectes ravageurs (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Une sécheresse modérée peut cependant vraiment accroître la production de composés de défense des plantes et des arbres, leur fournissant sans doute une meilleure protection contre les ravageurs.

Les concentrations de sucre dans les feuilles peuvent s'accroître lors d'une sécheresse, les rendant plus attractives pour les phytophages ce qui augmente l'importance des attaques (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Les hausses de sucre contenu dans les sapins balsamifères stressés par la sécheresse par exemple, sont connus pour stimuler l'appétit de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) à certains stades de son développement et accélérer sa croissance (Mortsch, 2006). Un autre avantage pour les ravageurs des forêts est la hausse des températures des arbres stressés par la sécheresse qui peuvent augmenter de 2 à 4 °C, et bénéficier à la fécondité et à la survie des insectes par exemple (Mortsch, 2006).

Les impacts de ces changements de physiologie des arbres hôtes et de susceptibilité provoquent différentes réponses de la part des ravageurs. Rouault *et al.* (2006) ont étudié les impacts de la sécheresse et des températures élevées sur les insectes forestiers et ont noté que les xylophages étaient positivement influencés par les températures élevées qui augmentent leur taux de développement et le stress hydrique prolongé qui affaiblit la résistance des arbres hôtes alors que les défoliateurs bénéficient des hausses d'azote dans les tissus des plantes liées au stress hydrique modéré ou intermittent.

Les forêts de pins pignons (*Pinus edulis*) de l'ouest des Etats-Unis constituent un exemple d'interaction complexe entre la sécheresse résultant du changement climatique et les fonctions des écosystèmes forestiers. Les cochenilles du pin pignon affectent le microclimat des sols par l'altération de l'ombre et du ruissellement des eaux pluviales; cette influence microclimatique est aussi importante que les effets du changement climatique *proprement dit*. Les lépidoptères phytophages, d'un autre côté, n'ont pas cet effet en retour dans cet écosystème (Classen *et al.*, 2005). Trotter, Cobb et Whitham (2008) ont trouvé que le pin pignon soumis à un stress hydrique altérait la structure de la communauté d'arthropodes. Sous fort stress, l'abondance des communautés est réduite par 10 fois et le nombre d'espèce divisé par deux, alors que 73 pour cent des 33 espèces phytophages les plus abondantes, sont plus abondantes sur les arbres stressés. Ainsi, le stress hydrique dans cet écosystème provoque une réduction de la biodiversité et de l'abondance, et la dominance de quelques espèces de ravageurs.

La grande variabilité du fonctionnement des forêts en termes spatial et temporel, rend difficile de lier la mortalité des arbres due à la sécheresse à une plus grande incidence des insectes ravageurs ou des dommages créés par les champignons pathogènes. Dans une étude récente sur l'impact à large échelle, des différentes sécheresses annuelles sur la croissance et

la mortalité du tremble (*Populus tremuloides*) au Canada, Hogg, Brandt et Michaelian (2008) n'ont pas pu trouver un lien significatif entre la sévérité de la sécheresse et la défoliation des insectes ou l'intensité des attaques de xylophages. Le ralentissement de la croissance et la mortalité sont toutefois fortement liés à la sévérité des sécheresses mais le retard de mortalité enregistré durant les années qui ont suivi la sécheresse, laisse penser que les agents secondaires peuvent avoir joué un rôle dans ce processus.

Niveaux élevés de dioxyde de carbone dans l'atmosphère

Comme cela a été évoqué au Chapitre 3, des niveaux plus élevés de CO₂ dans l'atmosphère améliorent les taux de croissance et l'efficacité des plantes et des arbres à utiliser l'eau. Cette productivité accrue conduit à des concentrations plus faibles en azote dans les arbres et les plantes et ainsi les ratios de carbone par rapport à l'azote (C: N) augmentent, ce qui réduit la valeur nutritionnelle de la végétation pour les insectes (Kopper et Lindroth, 2003; Mortsch, 2006). En réaction, les insectes peuvent accroître leur activité (et donc accroître les dégâts sur l'arbre) afin de compenser la réduction de la qualité nutritive et trouver l'azote nécessaire (Ayres et Lombardero, 2000). Dans de nombreux cas, l'accroissement des quantités ingérées peut permettre aux insectes de répondre à leurs besoins nutritionnels mais le plus souvent, ce n'est pas le cas, provoquant seulement de faibles performances, des taux de croissance réduits et augmentant la mortalité (Cannon, 1998; Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Cet effet, toutefois, n'a pas été observé de manière régulière (Holton, Lindroth et Nordheim, 2003), et une plus forte croissance due à une augmentation du CO₂ peut en fait plus que compenser la défoliation dans certains cas (Kopper et Lindroth, 2003).

Des niveaux élevés de CO₂ peuvent aussi occasionner un changement dans la structure de la plante avec l'augmentation de la taille des feuilles et de leur épaisseur, un nombre plus important de feuilles, une superficie foliaire totale par plante supérieure, et des diamètres de tiges et de branches plus gros (Garrett *et al.*, 2006). Une augmentation des sécrétions chimiques de défense peut aussi avoir lieu dans ces conditions (van Asch et Visser, 2007). Tous ces changements physiologiques de l'hôte influenceront l'attraction des insectes, même si les impacts sur les ravageurs diffèrent selon les espèces. Par exemple, face aux hausses de niveaux de CO₂, la phalène brumeuse (*Operophtera brumata*) consomme davantage de feuilles de chêne (*Quercus robur*) en réaction à la réduction de la dureté des feuilles, alors que le bombyx disparate (*Lymantria dispar*) révèle un poids de pupation normal mais nécessite une longue période de temps pour se développer en réaction à l'augmentation des concentrations en tanins (van Asch et Visser, 2007).

Déposition d'azote atmosphérique

Les émissions humaines de polluants azotés dans l'air et leur déposition font partie du phénomène plus large de changement global et peuvent aussi avoir des impacts sur la santé des forêts. La hausse des niveaux d'azote dans les feuilles des arbres et des plantes peut entraîner une hausse immédiate du nombre d'agents pathogènes (Burdon, Thrall et Ericson, 2006). Par exemple, une étude suédoise a noté que les infections causées par un agent pathogène commun, *Valdensia heterodoxa*, sur *Vaccinium myrtillus*, une plante dominante du sous-étage des forêts boréales de conifères, sont stimulées par les augmentations d'azote entraînant une chute des feuilles prématurée (Strengbom *et al.*, 2002). Cette défoliation a par la suite provoqué la perte de dominance de *V. myrtillus* au profit d'une nouvelle dominance de plantes herbacées affectant la structure des communautés végétales.

Evènements climatiques extrêmes

Avec les sécheresses, le changement climatique peut affecter la fréquence et l'intensité des évènements climatiques extrêmes qui ont un impact sur la santé des forêts. Les dommages directs causés aux arbres ou les altérations aux écosystèmes peuvent augmenter leur susceptibilité au développement des ravageurs. La chute des arbres causée par le vent et les attaques superficielles peuvent endommager les arbres et permettre aux agents pathogènes et aux insectes ravageurs secondaires de pénétrer dans les arbres et aussi de provoquer des ruptures mécaniques dans les fonctions physiologiques normales. Des mouvements de masses d'air chaud vers de plus hautes latitudes, associés au changement climatique, l'accroissement, la fréquence et l'étendue des phénomènes de dispersion par le vent peuvent s'accroître, comme cela a été observé avec l'invasion récente de la teigne des crucifères sur l'île de Svalbard en Norvège, à 800 km au nord de la population source dans la Fédération de Russie (Coulson *et al.*, 2002).

4.3. Impacts indirects sur l'écologie communautaire

Les changements climatiques peuvent altérer les relations entre les ravageurs, leur environnement et les autres espèces, comme les ennemis naturels, les compétiteurs et les mutualistes, conduisant à des changements dans la structure et la composition des communautés naturelles (Stireman *et al.*, 2005). Les changements observés et prévus concernant l'abondance des espèces, les caractères phénologiques et les distributions des espèces individuelles peuvent altérer les interactions entre les espèces au sein des communautés (Menéndez, 2007). Ces altérations peuvent modifier le comportement des populations (les caractéristiques des infestations) dans leur aire actuelle (Coley, 1998). Les espèces individuelles répondent au changement climatique de différentes manières et sur des échelles de temps différentes aussi est-il fort probable que certaines relations évoluent grandement. Les interactions qui impliquent deux groupes trophiques ou davantage, comme les plantes-phytophages, les plantes-pollinisateurs et les interactions entre parasites et plantes hôtes pourront sans doute souffrir des disfonctionnements majeurs (Harrington, Woiwod et Sparks, 1999).

Gordo et Sanz (2005) et Forkner *et al.* (2008) ont montré la dissociation des phénologies des insectes et des plantes (due à leurs réactions différentes aux changements de température) tendant à altérer la synchronisation entre les insectes et leurs ressources et à menacer les espèces qui ont des hôtes plus spécifiques. Dans une revue des changements phénologiques des espèces qui interagissent entre elles, Visser et Both (2005) ont noté que la phénologie des insectes a adopté un rythme plus rapide (éclosion des œufs et date de retour de la migration avancées) que leurs hôtes (bourgeonnement et floraison). Ils ont aussi avancé leur période de pic d'abondance plus que leurs prédateurs (dates de ponte et d'arrivée des oiseaux migrants). Par exemple, le bouleversement de la synchronie entre la phalène brumeuse (*Operophtera brumata*) et le bourgeonnement de ses arbres hôtes a à son tour entraîné une asynchronie entre le ravageur et un de ses prédateurs, la mésange charbonnière (*Parus major*), qui compte sur les chenilles pour nourrir ses petits (Walther *et al.*, 2002; van Asch *et al.*, 2007). Ces changements phénologiques induits par le climat, proviennent clairement de l'asynchronie entre les espèces interagissant, influençant finalement la structure, la composition et la diversité des communautés.

Les changements de distribution et les déplacements des aires de répartition interfèrent avec les relations entre la communauté lorsque les espèces qui connaissent des expansions commencent à interagir avec d'autres espèces dans de nouveaux environnements dans lesquels les interactions précédentes peuvent avoir été limitées ou ne jamais avoir existées (Menéndez, 2007). L'expansion en altitude de la processionnaire du pin (*Thaumetopoea*

pityocampa) dans les montagnes de la Sierra Nevada au sud-est de l'Espagne a, par exemple, permis à ce ravageur de trouver un nouvel arbre hôte, un pin sylvestre local endémique (*Pinus sylvestris* var. *nevadensis*) (Menéndez, 2007). L'augmentation des attaques de *T. pityocampa* pourrait avoir des effets nuisibles sur cette espèce d'arbre endémique des montagnes.

Les espèces capables de s'adapter au changement climatique en accroissant leur distribution profiteront aussi du manque de compétiteurs et d'ennemis naturels dans leur nouvel environnement. L'expansion des espèces peut ne pas être rapidement suivie de celle de leurs ennemis naturels comme dans le cas de la processionnaire du pin et dans certains cas, la synchronisation entre l'hôte et l'ennemi naturel ou le parasitoïde, peut disparaître dans les nouvelles conditions de température, comme dans le cas de la phalène brumeuse (Battisti, 2004).

Certains agents pathogènes peuvent tirer profit des meilleures conditions de survie et de l'expansion de leurs insectes vecteurs. Par exemple, les vecteurs du champignon de la graphiose de l'orme (*Ophiostoma novo-ulmi*), *Scolytus scolytus* et *S. multistriatus* peuvent être plus actifs durant les périodes de température élevée ce qui, à terme, accroîtra la propagation du champignon.

5. LES ESPECES DE RAVAGEURS DES FORETS INFLUENCEES PAR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE

Certains exemples d'insectes ravageurs des forêts, de maladies et d'autres ravageurs qui ont été touchés ou dont on prévoit qu'ils seront influencés par le changement climatique sont présentés ci-dessous. Des informations sur les ravageurs non forestiers sont aussi fournies pour permettre une meilleure compréhension des impacts potentiels du changement climatique sur la santé des forêts.

5.1. Insectes

Coléoptères

***Agrilus pannonicus* (Piller et Mitterpacher, 1783) (Buprestidae) – Bupreste « faux de poudre-poteau »**

Plusieurs coléoptères de la famille des bostrichidés du genre *Agrilus* sont liés au déclin du chêne. La fréquence de ces espèces s'est accrue au niveau mondial (à la fois dans leur pays d'origine et à travers un déplacement vers d'autres régions du monde) et leurs impacts ont été liés au stress de leurs arbres hôtes potentiellement causé par le changement climatique (Evans, 2008). Par exemple, *Agrilus pannonicus* (= *A. biguttatus* (Fabricius)) a récemment été associé au déclin d'un chêne européen dans son aire de répartition naturelle et est de plus en plus fréquent dans plusieurs pays dont la France, l'Allemagne, la Hongrie, la Pologne, les Pays-Bas et le Royaume-Uni où l'on pense qu'il contribue au déclin du chêne (Gibbs et Grieg 1997; Ciesla, 2003). Les infestations peuvent entraîner une forte mortalité des arbres qui, associés avec d'autres facteurs qui participent au déclin, peuvent altérer terriblement la composition des espèces des chênaies.

***Dendroctonus frontalis* Zimmermann (Curculionidae) – Dendroctone méridional du pin**

Dendroctonus frontalis est considérée comme une des espèces les plus nuisibles d'Amérique centrale et des régions sud de l'Amérique du Nord. Elle constitue un des ravageurs les plus importants des pins et est largement distribuée de la Pennsylvanie au sud des États-Unis, au Mexique et en Amérique centrale. Les populations peuvent se constituer rapidement jusqu'à provoquer des infestations et la mort d'un grand nombre d'arbres. Les attaques initiales ont généralement lieu sur les arbres affaiblis, mais *D. frontalis* est aussi capable de tuer des arbres en bonne santé. Ce dendroctone tue les arbres de deux manières: l'annélation durant la construction des galeries de ponte; et l'introduction d'un champignon du bleuissement du genre *Ophiostoma* (Billings *et al.*, 2004). Du fait de son court temps de développement, de sa capacité de dispersion élevée et de la large distribution des arbres hôtes, le dendroctone méridional du pin a le potentiel de répondre rapidement et de façon significative à tout changement de climat.

En octobre 1998, l'ouragan Mitch a frappé l'Amérique centrale, causant des inondations et des coulées de boue qui ont affecté les communautés, les forêts et les infrastructures locales. Durant les années qui ont suivi, une infestation de toute la région d'une ampleur sans précédent du dendroctone méridional du pin, principalement *D. frontalis* en association avec d'autres *Dendroctonus* et espèces d'*Ips* ont détruit plus de 100 000 ha de pins (Billings *et al.*,

2004). Comme presque tous les arbres morts sont restés sur place, les charges en combustible ont terriblement augmenté, entraînant d'énormes feux. Le changement climatique va accroître la fréquence et la sévérité des catastrophes naturelles comme les ouragans. Le potentiel d'impacts dévastateurs futurs sur les forêts, des perturbations initiales aux effets successifs en cascade (c'est-à-dire d'autres perturbations comme les infestations de ravageurs et le feu) est assez élevé.

Les températures plus fortes attribuées au changement climatique ont aussi influencé le dendroctone méridional du pin permettant son expansion aux États-Unis. Les mesures en laboratoire et les données publiées sur la mortalité dans les populations dans la nature indiquent qu'une température de -16 °C ou moins, provoque dans presque 100 pour cent des cas la mortalité des ravageurs, limitant donc sa distribution aux latitudes nord actuelles (Ungerer, Ayres et Lombardero, 1999; Ayres et Lombardero, 2000). On pense qu'une hausse de température de 3 °C devrait permettre aux infestations d'avoir lieu approximativement 178 km plus au nord que par le passé (Ungerer, Ayres et Lombardero, 1999). Les infestations récentes du dendroctone méridional du pin dans les écosystèmes du nord et de haute altitude où il était auparavant rare ou absent, ont été attribuées à la tendance de réchauffement de 3,3 °C des températures hivernales minimales de l'air dans le sud-est des États-Unis de 1960 à 2004 (Tran *et al.*, 2007). Cette expansion vers le nord a eu lieu comme cela avait été prévu par Ungerer, Ayres et Lombardero (1999).

Le dendroctone méridional du pin s'est aussi sans doute adapté de manière à augmenter ses chances de survie dans des climats plus froids. Tran *et al.* (2007) ont montré à travers leur études sur le terrain et en laboratoire d'une population du nord, qu'au stade pré-pupal, le dendroctone tolérait davantage le froid (de plus de 3 °C) qu'aux stades larve, pupa et adulte, et que son mode de développement durant l'hiver l'a fortement fait évoluer vers cette plus grande tolérance au froid. Cette tendance pourrait être une coïncidence plutôt qu'une véritable adaptation (Tran *et al.*, 2007).

***Dendroctonus ponderosae* (Hopkins) (Curculionidae) – Dendroctone du pin des montagnes**

Le dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) est le ravageur le plus destructeur des pins matures de l'Amérique du Nord, en particulier du pin de lodgepole (*Pinus contorta*). Dans l'ouest des États-Unis, les attaques de dendroctone ont augmenté à la suite de plusieurs années de sécheresse (Tkacz, Moody et Villa Castillo, 2007). Une pullulation majeure de ces ravageurs s'est aussi développée dans l'ouest du Canada (Colombie britannique, et plus récemment en Alberta) durant plusieurs années et même si de nombreux efforts ont été réalisés pour réduire son impact, des millions d'arbres ont été tués. Les reconnaissances aériennes réalisées en Colombie britannique en 2007, ont montré que plus de 10 millions d'hectares de pins étaient infectés, dont 860 973 ha dans les parcs et aires protégées de la province (Westfall et Ebata, 2008). On prévoit que si les dendroctones continuent à se développer à ce taux actuel, la majorité des 80 pour cent des pins matures de la Colombie britannique seront morts en 2013 (CFS, 2007). Le grand nombre d'arbres morts et mourants a aussi accru le risque de feux de forêt. Les infestations du dendroctone du pin des montagnes ont transformé les forêts de l'ouest du Canada, d'un puits de carbone peu important, en une source considérable de carbone pour l'atmosphère (Kurz *et al.*, 2008).

Le problème a été exacerbé par plusieurs années successives d'hiver doux, réduisant la mortalité du dendroctone au stade d'hibernation. Leur cycle de vie est généralement effectué en une année; mais des températures plus élevées peuvent permettre deux générations par an alors que de plus froides limitent ce cycle à une génération tous les deux ans (Amman,

McGregor et Dolph, 1990). Les conditions de sécheresse associées à des températures plus chaudes ont aussi affaibli les arbres et accru leur susceptibilité aux dendroctones. Des températures plus élevées ont donc rendu accessibles aux ravageurs les peuplements de pins matures inaccessibles sous le climat existant auparavant (Carroll *et al.*, 2004). Une analyse récente a conclu que les hivers au centre du Canada resteront suffisamment froids dans le futur prévisible pour fortement réduire le risque d'invasion des dendroctones du pin des montagnes dans les forêts boréales de l'est de l'Amérique du Nord (Nealis et Peter, 2008).

***Dendroctonus rufipennis* (Kirby) (Curculionidae) – Dendroctone rouge du pin**

Dendroctonus rufipennis est un ravageur des épicéas d'Amérique du Nord, en particulier de l'épicéa canadien ou sapinette blanche (*Picea glauca*), de l'épicéa noir d'Amérique (*P. mariana*) dans le nord, de l'épicéa d'Engelmann (*P. engelmannii*), de l'épicéa de Sitka (*P. sitchensis*) à l'ouest et de l'épicéa rouge du Canada (*P. rubens*) à l'est (EPPO/CABI, 1997). Il tend à attaquer les arbres affaiblis ou arrachés par le vent et les infestations sont pour la plupart liées à des facteurs prédisposant leur développement. Par conséquent, on peut s'attendre à ce que les impacts du changement climatique sur les arbres et les forêts augmentent les infestations de dendroctone rouge du pin.

En fait, Hebertson et Jenkins (2008) ont étudié l'impact du climat sur les infestations de dendroctone rouge du pin dans l'Utah et le Colorado (Etats-Unis), entre 1905 et 1996 et ils ont trouvé que les années historiques d'infestation dans les vallées étaient liées à des automnes et hivers chauds et à des épisodes de sécheresse. De même, les infestations du Canada (Territoire du Yukon) et des Etats-Unis (Alaska) semblent être liées à des températures estivales extrêmement élevées qui ont influencé les tailles de population de dendroctone rouge du pin causées par une combinaison de facteurs allant d'un plus fort taux de survie lors de l'hibernation à une réduction de moitié du temps pour arriver à maturité qui est passé de deux ans à un an, et du stress des arbres hôtes matures produit au niveau régional par la sécheresse (Berg *et al.*, 2006).

Hémiptères

Aphides (Aphididae)

Avec des cycles de vie courts et des seuils bas de température de développement, on peut s'attendre à ce que les aphides soient fortement influencés par les changements environnementaux et climatiques. Globalement, on prévoit que les aphides apparaîtront au printemps au moins huit jours plus tôt dans les 50 prochaines années, même si le taux d'anticipation pourra varier selon les sites et les espèces (Harrington *et al.*, 2007). Cela pourrait avoir pour conséquence d'accroître les dommages potentiels aux plantes hôtes en fonction de la phénologie de ces plantes hôtes et des ennemis naturels.

Zhou *et al.* (1995), par exemple, ont étudié les durées de migration de cinq espèces d'aphide (*Brachycaudus helichrysi*, *Elatobium abietinum*, *Metopolophium dirhodum*, *Myzus persicae*, *Sitobion avenae*) de Grande Bretagne sur une période de presque 30 ans et ils ont conclu que les températures, hivernales en particulier, constituent le principal facteur qui affecte la phénologie de toutes les espèces d'aphide. Ils ont trouvé qu'une hausse d'1°C de la moyenne des températures hivernales avançait la phénologie de la migration de 4 à 19 jours selon les espèces.

***Elatobium abietinum* (Walker) (Aphididae) – Aphide de l'épicéa**

On pense aussi probablement que l'aphide de l'épicéa (*Elatobium abietinum*) a bénéficié de sa croissance durant sa survie hivernale, ce qui a entraîné une défoliation plus forte et plus fréquente des arbres hôtes (*Picea* spp.). Cet aphide est originaire d'Europe mais sa présence a aussi été rapportée en Amérique du Nord et du Sud.

Au Royaume-Uni, les attaques de ravageurs ont provoqué de grandes pertes en feuillage et dans les cimes durant les infestations actives mais aussi durant les années qui ont suivi. Westgarth-Smith *et al.* (2007) ont montré qu'un temps clément associé à un indice de l'Oscillation nord-Atlantique (ONA) positif a retardé la migration de printemps d'*E. abietinum*, l'a fait durer plus longtemps et a augmenté le nombre d'aphides. Des valeurs ONA positives correspondent à des conditions atmosphériques plus chaudes pour le Royaume-Uni. Le réchauffement global a sûrement accru la variabilité de l'ONA, déplaçant le système vers des valeurs en hausse ce qui pourrait probablement accroître l'activité aphidienne et les dégâts aux épicéas et aux forêts de cette zone.

Hyménoptères

***Cephalcia arvensis* Panzer, 1805 (Pamphiliidae) – Tenthrède de l'épicéa**

La tenthrède de l'épicéa (*Picea*) est monophage et endémique de l'aire de répartition de l'épicéa en Eurasie, où des infestations ont rarement été enregistrées. De 1985 à 1992 toutefois, il y a eu une infestation soudaine de la tenthrède au sud des Alpes durant laquelle ces populations ont développé un cycle de vie annuel et se sont développées exponentiellement provoquant des défoliations répétitives et la mort de nombreux arbres (Marchisio, Cescatti et Battisti, 1994; Battisti, 2004). Les espèces de *Cephalcia* montrent généralement une faible fécondité et ont une longue diapause de plusieurs années qui est stimulée par les faibles températures durant la phase de pupation (Battisti, 2004). L'infestation correspond à une période de températures élevées et de faibles précipitations, et de stress hydrique sévère pour les arbres hôtes. Cela permet à l'insecte de s'adapter au nouveau climat, entraînant une plus faible mortalité, un développement plus rapide et des taux de reproduction supérieurs. De plus, l'augmentation soudaine de la densité de population n'est pas suivie rapidement par celle de ses ennemis naturels, ce qui facilite une croissance illimitée de la population (Battisti, 2004).

***Neodiprion sertifer* (Geoffroy) (Diprionidae) – Diprion ou Tenthrède du pin sylvestre**

Le tenthrède du pin sylvestre *Neodiprion sertifer* fait partie des espèces de ravageurs importantes sur les pins en Europe, au nord de l'Asie, au Japon et en Amérique du Nord où il a été introduit. C'est un des plus sérieux défoliateurs des forêts de pins (*Pinus sylvestris*) du nord de l'Europe. Virtanen *et al.* (1996) laissent entendre que les infestations de tenthrède sur les pins sylvestre dans l'est et au nord de la Finlande peuvent être prévenues par des températures hivernales basses qui tuent les œufs et ils prévoient que les attaques seront plus fréquentes avec le réchauffement hivernal. Une grande variation de la stratégie de ponte d'évitement du gel des œufs a aussi été observée et pourrait permettre à *N. sertifer* de s'adapter au changement climatique prévu et de progresser vers le nord (Veteli *et al.*, 2005).

Lépidoptères

Des températures plus élevées ont entraîné des augmentations de populations de lépidoptères dans les forêts. Un facteur limitant, en particulier pour les défoliateurs, est la synchronie avec le bourgeonnement des arbres au printemps alors que les éléments déterminants pour l'apparition des insectes et le bourgeonnement sont les températures à la fin de l'hiver.

Papillons

Si peu d'espèces de papillons sont considérées comme des ravageurs forestiers sérieux, certains des plus beaux et des plus recherchés, illustrent les impacts du changement climatique sur les distributions et la phénologie des insectes. Les aires de répartition géographique de nombreuses espèces ont progressé vers le nord et en altitude suite au réchauffement climatique, conduisant à un accroissement de la richesse des espèces à des latitudes plus grandes et en altitude et dans certains cas, à une extinction locale potentielle à des altitudes plus basses.

L'expansion des aires de répartition des papillons a été bien documentée (voir la section 4.1) et des changements dans la phénologie des papillons ont aussi été observés. Au Royaume-Uni, les espèces ont avancé leur période de vol d'environ 2 à 10 jours pour chaque degré de hausse des températures (Roy et Sparks, 2000; Menéndez, 2007). Des changements phénologiques similaires en réponse au réchauffement ont été notés en Espagne où l'éclosion des papillons a été anticipée d'1 à 7 semaines en 15 ans (Stefanescu *et al.*, 2003) et en Californie (Etats-Unis) où l'on a vu une anticipation d'environ 8 jours par décennie (Forister et Shapiro 2003).

Voici plusieurs exemples d'espèces influencées par le changement climatique.

- Le monarque africain (*Danaus chrysippus*) a progressé vers le nord, établissant une première population dans le sud de l'Espagne en 1980, suite à l'établissement de multiples populations le long de la côte est espagnole (Menéndez, 2007).
- Les hausses de température ont augmenté les chances de survie et facilité l'expansion des aires de répartition en latitude et altitude du papillon (*Atalopedes campestris*) dans l'ouest des Etats-Unis (Crozier, 2003, 2004).
- Le papillon à damiers (*Euphydryas editha*) a progressé vers le nord et aussi en altitude en Amérique du Nord (Parmesan, 1996). Les populations de la limite nord de l'aire de répartition de l'espèce au Canada et des altitudes plus élevées de la même aire de répartition ont vu leurs chances de survie augmenter alors que les populations de la limite sud, au Mexique, ont décliné.
- En Europe, le Tircis (*Parage aegeriae*) a élargi son aire de répartition vers le nord au-delà de sa plante hôte d'origine sur laquelle il se nourrissait de manière prédominante (Logan, Régnière et Powell, 2003).
- La piéride de l'aubépine (*Aporia crataegi*) a étendu son aire de répartition en altitude dans les montagnes de la Sierra de Guadarrama, au centre de l'Espagne, alors que les populations des altitudes moins élevées et plus chaudes ont disparu (Merrill *et al.*, 2008). Si le climat est devenu un facteur moins limitant dans sa distribution à des altitudes plus élevées, le ravageur est toutefois limité par l'absence de plantes hôtes.

***Choristoneura fumiferana* (Clem.) (Tortricidae) – Tordeuse des bourgeons de l'épinette**

La tordeuse des bourgeons de l'épinette, *Choristoneura fumiferana*, constitue le principal défoliateur des forêts de conifères d'Amérique du Nord. Le sapin baumier (*Abies balsamea*)

est son hôte préféré mais elle peut volontier attaquer l'épicéa canadien *Picea glauca*, l'épicéa rouge du Canada *P. rubens* et l'épicéa noir d'Amérique *P. mariana* et peut même se nourrir sur les mélèzes d'Amérique (*Larix* spp.) et les tsugas (*Tsuga* spp.). L'attaque de cette tordeuse des bourgeons peut persister de 5 à 15 ans, entrecoupée par des périodes de 20 à 60 ans (Fleming et Volney, 1995). A l'est du Canada, la période des cycles de population a été en moyenne de 35 ans, ces derniers 270 ans (Volney et Fleming, 2007). Les tordeuses, lors d'attaques incontrôlées, peuvent tuer presque tous les peuplements denses et matures de sapins (Fleming et Volney, 1995).

Les influences climatiques sur les caractéristiques de développement sont considérées comme un facteur majeur de restriction des attaques, les changements du climat devraient donc avoir un impact sur la sévérité, la fréquence et la distribution spatiale des attaques de tordeuse des bourgeons de l'épinette (Logan, Régnière et Powell, 2003). Le succès des insectes à établir des sites de nourrissage durant le printemps dépend du poids initial des œufs et de la synchronie de leur développement avec le bourgeonnement de leur hôte, fortement influencé par les facteurs climatiques (Volney et Fleming, 2000, 2007). Cette synchronisation est difficile au début de l'attaque et détermine donc l'intensité des dommages. Toutefois, la tordeuse est capable de tolérer une certaine asynchronie entre l'apparition du printemps et le développement rapide des bourgeons étant donné que le second stade larvaire s'est adapté au niveau morphologique et comportemental, permettant à la tordeuse de se nourrir des aiguilles (Volney et Fleming, 2007).

Dans certaines parties de son aire de répartition, en particulier aux limites nord, la température peut aussi influencer la durée des attaques du même que leurs interruptions sont souvent associées aux chutes du feuillage souvent provoquées par les gelées tardives de printemps (Volney et Fleming, 2007). La fin normale des attaques au centre même de l'aire de répartition des arbres hôtes est associée à la mortalité causée par les ennemis naturels de la tordeuse à ses derniers stades larvaires (Volney et Fleming, 2000). Les ennemis naturels de la tordeuse, *C. fumiferana*, étant moins efficaces en cas de températures élevées (Hance *et al.*, 2007), les facteurs climatiques peuvent donc permettre des attaques massives de ce ravageur s'il dispose d'arbres hôtes. Le changement climatique devrait accroître l'étendue, la sévérité et la durée des attaques de la tordeuse dans l'est du Canada (Gray, 2008).

***Epirrita autumnata* (Borkhausen, 1794) (Geometridae) – Arpenteuse verte veloutée**

Epirrita autumnata est une espèce holarctique qui a étendu son aire de répartition dans certaines régions. Dans les pays du nord de l'Europe, les cycles d'infestation d'*Epirrita autumnata* sont typiquement plus fréquents dans les forêts les plus au nord et les forêts de bouleau continentales mais durant les 15 à 20 dernières années, ils se sont étendus aux régions plus continentales et plus froides, auparavant protégées par des températures hivernales extrêmes (Jepsen *et al.*, 2008). Ces ravageurs passant l'hiver au stade œuf, le taux de survie des œufs est donc conditionné par les températures hivernales minimales. Virtanen, Neuvonen et Nikula (1998) ont étudié les relations entre la survie des œufs d'*E. autumnata* et les températures hivernales minimales de l'extrême nord de la Finlande. Le réchauffement climatique devrait entraîner une réduction des deux tiers la zone forestière ayant des températures hivernales assez froides pour contenir les populations d'*E. autumnata* à un faible niveau jusqu'au milieu du XXI^{ème} siècle. Une hausse des températures hivernales augmenterait donc la superficie de forêt susceptible d'être attaquée par l'arpenteuse verte veloutée.

***Lymantria dispar* Linnaeus, 1758 (Lymantriidae) – Bombyx disparate ou spongieuse**

Le bombyx disparate ou spongieuse, *Lymantria dispar*, est un défoliateur important qui s'étend sur une large aire de répartition de feuillus mais aussi de conifères. Alors que durant de nombreuses années, les populations sont restées peu nombreuses et n'ont pas causé de dégâts significatifs, de sévères attaques ont eu lieu entraînant de fortes défoliations, des retards de croissance, des dépérissements et parfois la mort de l'arbre. Deux lignées de spongieuse existent – la souche asiatique, dont la femelle est capable de voler; et la souche européenne, dont la femelle est aptère. La souche asiatique est originaire du sud de l'Europe, du nord de l'Afrique et du centre et sud de l'Asie et du Japon et a été introduite en Allemagne et les autres pays européens où elle s'est facilement hybridée avec la souche européenne. La souche asiatique de la spongieuse a aussi été introduite mais ne s'est pas établie au Canada, aux Etats-Unis et au Royaume-Uni (Londres). On trouve la souche européenne dans les forêts tempérées de l'ouest de l'Europe mais elle a aussi été introduite au Canada et aux Etats-Unis. La spongieuse est considérée comme un ravageur important dans son aire de répartition naturelle et dans les zones d'introduction.

On note aussi une augmentation notable des attaques dans des régions auparavant non affectées par ce ravageur comme les Iles de La Manche (Jersey) et de nouvelles zones au Royaume-Uni (Aylesbury, Buckinghamshire). Au Canada, l'expansion de la spongieuse a pour l'instant été prévenue par les barrières climatiques et la disponibilité des plantes hôtes de même que par une éradication agressive des populations naissantes (Logan *et al.*, 2007; Régnière, Nealis et Porter, 2008). Toutefois, il est probable que la spongieuse soit capable d'étendre son aire de répartition en Amérique du Nord suite à un taux de survie plus élevé durant l'hibernation du stade larvaire, du fait des hivers doux et d'une plus forte accumulation des degrés-jours pour le développement larvaire (Evans, 2008; Régnière, Nealis et Porter, 2008). Des prévisions similaires ont été faites pour l'Europe (Vanhanen *et al.*, 2007). Pitt, Régnière et Worner (2007) ont noté une hausse de la probabilité d'établissement de la spongieuse en Nouvelle-Zélande, en particulier dans l'île du Sud.

Les hausses de concentrations de CO₂ dans l'atmosphère peuvent aussi influencer la sévérité des attaques de spongieuse. Les performances larvaires sur les plantes hôtes cultivées sous concentrations élevées de CO₂ varient selon les espèces hôtes, pouvant être réduites sur certains hôtes tels que les peupliers et s'accroître sur d'autres, comme les chênes (Cannon, 1998).

***Lymantria monacha* (Linnaeus, 1758) (Lymantriidae) – Nonne**

Lymantria monacha constitue un des ravageurs majeurs des feuillus et des conifères en Europe et en Asie. La défoliation par la larve de la nonne peut tuer les arbres hôtes, en particulier les conifères et a causé des pertes immenses malgré l'intervention et l'utilisation d'insecticides biologiques et chimiques. Les attaques dans une partie de l'Europe ont sans doute augmenté suite à l'établissement de plantations de pin extensives dans des zones peu fertiles ou suite au changement du climat. On pense que la nonne s'étendra vers le nord de l'Europe en raison du fort degré d'accumulation degrés-jours et d'une plus forte survie à l'hibernation (Evans, 2008). Grâce à des logiciels de modélisation, Vanhanen *et al.* (2007) ont prévu que le réchauffement climatique causerait un déplacement de la frontière nord de l'aire de distribution d'approximativement 500 à 700 km vers le nord et que la limite sud de leur aire de répartition se rétracterait vers le nord de 100 à 900 km.

***Operophtera brumata* Linnaeus, 1758 (Geometridae) – Phalène brumeuse**

Operophtera brumata est distribuée à travers toute l'Europe, l'Afrique du Nord, le Japon et la Sibérie et a aussi été introduite au Canada et aux Etats-Unis. Elle se nourrit d'une large variété d'arbres décidus et d'arbustes comprenant l'abricotier, le cerisier, le pommier, le prunier et l'airelle, le pommier sauvage, le châtaignier d'Amérique, le groseillier rouge et le groseillier noir, les chênes, les érables, le tilleul et l'orme d'Amérique.

Le changement climatique a eu un impact sur l'extension des phalènes. Dans les pays nordiques d'Europe, Jepsen *et al.* (2008) ont noté qu'*O. brumata* a été jusqu'à présent confinée par les conditions climatiques aux régions sud et proches des côtes mais les températures plus chaudes ont accru l'expansion des zones touchées vers le nord. Alors que la hausse des températures semble aider les phalènes à étendre leur distribution, il semble qu'elle n'a pas le même impact sur ses ennemis naturels ce qui permet aux populations de ces ravageurs de croître sans contrôle (Battisti, 2004).

Le changement climatique a affecté la phénologie de nombreuses espèces de différente manière. Aux Pays-Bas, ces 25 dernières années, les températures printanières précoces ont augmenté alors que ce n'est pas le cas pour les températures hivernales. Le changement climatique a eu pour résultat d'induire une asynchronie entre les phalènes et son hôte, le chêne pédonculé, *Quercus robur*, avec une éclosion des œufs précédant le bourgeonnement (van Asch et Visser, 2007). Une telle situation provoque l'absence de nourriture au moment où les larves en ont besoin et induit leur famine et leur mort. Ceci a aussi des implications pour les autres espèces qui dépendent des larves pour se nourrir comme la mésange charbonnière (*Parus major*) qui nourrit ses petits avec les chenilles d'*O. brumata* (Walther *et al.*, 2002; van Asch *et al.*, 2007). Si l'éclosion des œufs et le bourgeonnement se sont faits plus tôt ces 25 dernières années, l'éclosion des œufs a été davantage anticipée conduisant à une réduction de la synchronie d'une période de quelques jours à presque deux semaines (van Asch et Visser, 2007; van Asch *et al.*, 2007). Toutefois, d'autres ont noté qu'alors que des températures supérieures avaient anticipé l'éclosion des œufs, la diapause de la puppe de la phalène brumeuse durant l'automne a été prolongée par des températures plus fortes, contrebalançant donc l'impact et réduisant le cycle de vie global (Buse et Good, 1996; Bale *et al.*, 2002; Battisti, 2004). Les différences entre les observations de synchronicité entre l'éclosion des œufs de la phalène et du bourgeonnement de l'hôte peuvent provenir des différences entre régions et entre les espèces.

***Thaumetopoea pityocampa* (Denis et Schiffermüller, 1775) (Thaumetopoeidae) – Processionnaire du pin**

La chenille processionnaire du pin, *Thaumetopoea pityocampa*, est considérée comme un des ravageurs les plus importants des forêts de pin de la région méditerranéenne (EPPO/CABI, 1997). C'est une chenille oligophage qui construit un nid et se nourrit selon un mode grégaire à partir de diverses espèces de pins et de cèdres. Le cycle de vie de la processionnaire du pin est typiquement annuel mais peut être de deux ans à des altitudes plus élevées ou des latitudes plus au nord (EPPO/CABI, 1997). A ces latitudes et altitudes plus élevées, les adultes apparaissent plus tôt.

Le changement climatique a des impacts évidents sur la distribution de cet important ravageur des forêts. Battisti *et al.* (2005) ont noté une expansion en latitude dans la partie nord-centre de la France de 87 km en direction du nord de 1972 à 2004 et une progression en altitude de 110 à 230 m dans les Alpes du nord de l'Italie de 1975 à 2004 et ont attribué les expansions à une moindre fréquence des gelées tardives ce qui a augmenté la survie des

larves lors de l'hibernation, influencées par la tendance au réchauffement de ces trois dernières décennies. Durant ces 10 dernières années, la processionnaire du pin s'est étendue de presque 56 km vers le nord en France (Battisti *et al.*, 2005).

Durant l'été 2003, l'été le plus chaud de ces dernières 500 années en Europe, *T. pityocampa* a montré une expansion en altitude sans précédent sur les peuplements de pin des Alpes italiennes, augmentant la limite de son aire de répartition en altitude d'un tiers de l'expansion en altitude réalisée sur les trois décennies passées (Battisti *et al.*, 2006). Cette extension inhabituelle et rapide a été attribuée à une dispersion nocturne accrue des femelles lors de températures nocturnes exceptionnellement élevées. Ce réchauffement graduel de la région a permis au ravageur de maintenir sa présence à cette altitude en raison d'une meilleure survie de la larve.

Dans les montagnes de la Sierra Nevada au sud-est de l'Espagne, l'aire de répartition de *T. pityocampa* s'est étendue en altitude ces 20 dernières années suite aux hausses de température (Menéndez, 2007). Les populations relictuelles de pins sylvestre (*Pinus sylvestris* var. *nevadensis*) se développant dans cette nouvelle aire de répartition plus étendue des chenilles, sont de plus en plus touchées, en particulier durant les années les plus chaudes (Hódar et Zamora, 2004). Cette expansion de l'aire de répartition de la processionnaire causée par le changement climatique a des conséquences potentiellement dévastatrices sur cette espèce endémique des montagnes qui peut aussi souffrir des effets directs du changement climatique.

Il faut s'attendre à ce que les chances de survie et d'expansion de *T. pityocampa* dans des environnements auparavant hostiles à ce ravageur continueront à s'améliorer vu que sa distribution actuelle n'est pas limitée par la distribution de ses hôtes, que les hivers plus chauds augmenteront l'activité reproductrice des larves et que la probabilité de basses températures léthales ira diminuant (Battisti, 2004; Battisti *et al.*, 2005).

***Thaumetopoea processionea* (Linnaeus, 1758) (Thaumetopoeidae) – Processionnaire du chêne**

Originnaire de l'Europe centrale et du sud de l'Europe, *Thaumetopoea processionea* fait partie des principaux ravageurs défoliateurs du chêne. Depuis la fin du 20^{ème} siècle, la processionnaire du chêne a connu une expansion vers le nord et s'est maintenant résolument établie en Belgique, au Danemark, dans le nord de la France et aux Pays-Bas et a été notée dans le sud de la Suède et du Royaume-Uni. Nous pensons que la progression de la processionnaire du chêne vers le nord est due à une meilleure synchronie de la ponte des œufs et à la réduction des gelées tardives suite au réchauffement des températures (Evans, 2008).

***Zeiraphera diniana* Guenée (Tortricidae) – Tenthrède du mélèze**

La tenthrède du mélèze, *Zeiraphera diniana*, est un ravageur européen qui s'attaque à de larges superficies de forêts de mélèzes dans les Alpes, environ tous les 8 à 10 ans par siècle (Battisti, 2004). Elle a un cycle de vie annuel, hiverne, et dépose ses œufs sur les branches de mélèzes où elle se nourrit des aiguilles dès que les bourgeons éclosent. Cette synchronie entre l'éclosion des œufs et le bourgeonnement est critique. Des températures en hausse associées au changement climatique ont affecté cette relation conduisant à une asynchronie et ont réduit les incidences des tenthrèdes en Suisse (Evans, 2008). Il a été noté que des températures anormalement élevées ont provoqué une forte mortalité inhabituelle des œufs (Battisti, 2004).

5.2. Agents pathogènes

Ascomycètes

***Mycosphaerella pini* Rostrup (1957) (Capnodiales: Mycosphaerellaceae) – Brûlures en bandes rouges/Flétrissement des aiguilles**

Mycosphaerella pini est un champignon qui infecte et tue les aiguilles de *Pinus* spp. provoquant une défoliation significative, une croissance chétive et éventuellement la mort des arbres hôtes même si la susceptibilité des espèces de pin peuvent varier. Originaire des forêts tempérées de l'hémisphère Nord, c'est le principal ravageur des plantations de pin de l'hémisphère Sud, où à la fois la plante hôte et l'agent pathogène ont été introduits. Largement planté, le pin, *P. radiata*, est particulièrement sensible et de nombreuses plantations de l'hémisphère Sud, en particulier en Afrique de l'Est, Nouvelle Zélande et Chili, ont été dévastées par ce flétrissement des aiguilles. Cet agent pathogène a forcé les gestionnaires de certaines régions à abandonner les plantations de *P. radiata* et à se reporter vers d'autres espèces d'arbres.

Dans son aire de répartition naturelle, *M. Pini* cause normalement peu de dégâts, cependant, depuis la fin des années 90, il a causé d'importantes défoliations et des mortalités dans les jeunes plantations de pin lodgepole (*Pinus contorta* var. *latifolia*) dans le nord-ouest de la Colombie britannique et du Canada (Woods, Coates et Hamann, 2005). La mortalité des pins matures de lodgepole a été observée dans les peuplements mélangés où figurent quelques pins qui représentent seulement une petite proportion de la composition de ces peuplements; ce développement de *M. Pini* n'avait jamais été vu auparavant au niveau mondial (Woods, Coates et Hamann, 2005). La pullulation actuelle coïncide avec une période prolongée de pluies plus fréquentes et plus fortes depuis la fin des années 90 qui permet l'expansion rapide et des taux d'infection accrus. A la différence de nombreux autres ravageurs, les changements des régimes de pluie peuvent être plus importants que les changements de température dans la prédiction de l'expansion et des impacts de *M. pini*.

Basidiomycètes

Les armillaires : *Armillaria* (Agaricales: Marasmiaceae)

Les espèces d'*Armillaria* sont des agents pathogènes communs des arbres, des formations arbustives et des plantes herbacées répandus dans le monde entier qui peuvent causer la pourriture de l'arbre, réduire sa croissance et même provoquer sa mort, en particulier chez les arbres stressés par d'autres facteurs ou chez les jeunes arbres ou arbres plantés sur des sites où des hôtes infestés ont été retirés. Les espèces d'*Armillaria* peuvent devenir plus agressives et destructrices lorsque des températures élevées causent un stress hydrique dû à la sécheresse et réduisent les défenses des arbres (Evans, 2008). La condition physiologique de l'arbre en général peut constituer un facteur important pour le contrôle des impacts des espèces d'*Armillaria*, de même que le changement climatique peut affecter leur épidémiologie (Menéndez, 2007).

Oomycètes

***Phytophthora cinnamomi* (Rands 1922) (Pythiales: Pythiaceae)**

Phytophthora cinnamomi est considéré comme un des agents pathogènes les plus largement répandus et destructeurs. Il possède tout un éventail de plantes hôtes infestant plus de 1 000 espèces et provoquant pourridiés et chancres. Son aire de répartition originelle n'est pas

connue mais l'on pense qu'il provient du sud-est asiatique et du sud de l'Afrique (EPPO/CABI, 1997). Actuellement, l'agent pathogène se trouve dans la majorité des zones tempérées et subtropicales du monde: Afrique, Asie et Pacifique, Europe, Amérique latine et Caraïbes, Proche-Orient et Amérique du Nord. Dans la majorité des pays, il est seulement connu dans les pépinières alors qu'en Europe (France, Italie, Espagne, Portugal) il a été observé dans des environnements naturels (EPPO/CABI, 1997).

La température, l'humidité et le pH influencent la croissance et la reproduction des champignons. Dans une étude sur les impacts du réchauffement climatique sur *P. cinnamomi*, Bergot *et al.* (2004) ont prédit une expansion potentielle de son aire de répartition en Europe vers l'est à partir des côtes atlantiques, d'une à plusieurs centaines de kilomètres en un siècle.

***Phytophthora ramorum* Werres, de Cock and Man in't Veld (Pythiales: Pythiaceae) – Mort soudaine du chêne**

Phytophthora ramorum cause une maladie très grave appelée mort soudaine des chênes qui entraîne une forte mortalité des « chênes à tanin américains » et des chênes. Il est aussi associé aux maladies des plantes ornementales d'autres feuillus et de conifères. Cet agent pathogène constitue un sérieux problème pour l'Amérique du Nord comme pour les forêts européennes et les pépinières. L'origine géographique de *P. ramorum* n'est pas connue; On pense qu'il a été introduit indépendamment en Europe et en Amérique du Nord à partir d'un pays tiers non identifié.

L'agent pathogène se disperse de façons variées. Les sporanges peuvent se disperser localement par les éclaboussures de pluie ou les pluies horizontales liées au vent, l'irrigation ou les eaux du sol, le sol et la litière (Kliejunas, 2005; DEFRA, 2005). Les dendroctones des écorces et les scolythes du bois sont communément trouvés sur les arbres infectés mais leur rôle potentiel comme vecteur n'a pas encore été étudié (EPPO, 2008). Les changements de climat, de précipitation et de température en particulier, peuvent donc encore plus favoriser les conditions optimales de développement des agents pathogènes augmentant ainsi la présence de cette maladie.

5.3. Autres ravageurs

Nématodes

Il existe en général une étroite corrélation entre les températures du sol et les distributions de certaines espèces de nématodes parasites des plantes. Par exemple, *Meloidogyne incognita*, auparavant confiné à la zone méditerranéenne, a récemment été trouvé aux Pays-Bas (Cannon, 2008). On pense aussi qu'une hausse des températures de 1 °C permettrait à *Longidorus caespiticola* de s'établir plus au nord en Grande Bretagne (Cannon, 2008). On considère que l'établissement du nématode du pin (*Bursaphelenchus xylophilus*) et son vecteur, un hôte complexe qui pose des problèmes sérieux au niveau international, mentionné plus en détail ci-dessous, peut aussi être influencé par le climat.

***Bursaphelenchus xylophilus* (Steiner et Buhner) Nickle (Tylenchida: Aphelenchoididae) – Nématode du pin**

Le nématode du pin, *Bursaphelenchus xylophilus*, est l'agent qui cause la maladie du flétrissement du pin et son vecteur est le capricorne *Monochamus*. Originaire de l'Amérique du Nord où il n'est pas considéré comme un ravageur grave, le nématode constitue une

menace majeure dans les forêts d'Asie et de l'Europe et a entraîné une forte mortalité des arbres dans les pays où il a été introduit.

Les changements de température et de précipitation auront un impact sur l'extension du nématode et la sévérité des dommages causés par la maladie. Les dégâts dus au nématode du pin sont davantage répandus dans les climats chauds étant donné que le nématode réalise son cycle complet de vie en 12, 6 et 3 jours à 15, 20 et 30 °C, respectivement (Diekmann *et al.*, 2002). Des températures élevées et de faibles précipitations estivales causent des dommages accélérés du fait de leurs impacts sur l'activité du vecteur, la propagation du nématode et le stress hydrique pour les arbres (Kiritani et Moromoto, 2004). Au Japon, alors que les pertes annuelles en arbres par les maladies ont progressivement diminué, les infestations se sont répandues dans les zones du nord et dans les forêts de plus forte altitude suite aux hausses de température (Kiritani et Moromoto, 2004). Les introductions récentes au Portugal, où le nématode et son vecteur *M. galloprovincialis* co-existent maintenant, ont entraîné des pertes sévères de *Pinus pinaster* et d'autres pins pourraient être maintenant touchés dans les zones où la température dépasse 20 °C. Le secteur forestier et le commerce du bois sont menacés en Europe si ce nématode s'étend au reste du continent.

6. RESUME ET CONCLUSION

Les chiffres et conclusions de cette étude montrent que le changement climatique a des impacts considérables et étendus sur la santé des forêts au niveau mondial et par conséquent, sur le secteur forestier. Manifestement, si ces changements climatiques et écologiques ont été détectés maintenant, lorsque la planète s'est réchauffée en moyenne de seulement 0,74 °C, on peut s'attendre à ce que les changements de température aux niveaux prédits par le GIEC, aient beaucoup plus d'impacts sur les espèces et les écosystèmes. Inversement, certaines informations laissent entendre que les effets, liés entre eux, du climat sur les arbres hôtes et l'influence directe sur les ennemis naturels, peuvent rendre difficile de prévoir les effets globaux; certains considèrent aussi que tous les scénarios de changement climatique ne seront pas forcément néfastes.

Le défi qui se pose pour comprendre les impacts du changement climatique n'est pas juste d'obtenir des informations sur les impacts de la température, des précipitations et des autres facteurs climatiques sur les forêts et les ravageurs mais aussi d'acquérir des connaissances sur l'interaction entre les différents facteurs de changement climatique, et comment le changement climatique interfère sur ces perturbations et vice versa.

Alors que l'on dispose déjà d'un bon nombre d'informations sur les impacts du changement climatique sur les espèces et les écosystèmes mondiaux, concernant les forêts, les connaissances doivent être améliorées en matière d'impacts sur les forêts, de ravageurs forestiers et des relations complexes liées au changement climatique. La plupart de l'information existante provient de l'Europe et de l'Amérique du Nord aussi existe-t-il un fort besoin d'accroître la recherche dans les autres régions. Les insectes les plus étudiés appartiennent à l'ordre des lépidoptères et des hémiptères alors que nous disposons de peu d'information sur les coléoptères. Il existe aussi peu d'information disponible sur les effets du changement climatique sur les symbiontes et les dynamiques des hôtes. D'autres études détaillées des ravageurs importants des forêts permettraient de développer des stratégies de gestion des ravageurs pour le futur et d'assister les gestionnaires des forêts et les décideurs politiques à mieux préparer les actions pour faire face au changement climatique et à fournir des aperçus des adaptations futures des ravageurs au changement climatique.

Avec l'augmentation du commerce mondial, de nouveaux défis ont émergé dus aux risques accrus et à la fréquence des expansions des ravageurs liées au commerce international (Evans, 2008). Lorsque les ravageurs s'étendent sur de nouveaux territoires, sans le contrôle et l'équilibre garanti par les ennemis naturels, ou lorsqu'ils rencontrent de nouvelles espèces hôtes, de même que de fortes expansions de leurs espèces hôtes naturelles, cela peut provoquer de véritables opportunités pour eux dont le résultat est une réduction de la croissance des forêts et une mortalité des arbres. Des déplacements graduels dans des régions du monde au climat auparavant inadapté, devenu meilleur, fournissent de nouvelles opportunités aux ravageurs forestiers de s'établir sur de nouveaux sites. Le véritable défi est de prévoir et gérer ces nouvelles incursions, en particulier pour prédire quel ravageur a le potentiel d'endommager de nouveaux sites. Les connaissances en matière de capacité des ravageurs à s'adapter aux changements du climat sur leur site d'origine, peuvent constituer un outil de gestion utile. Mais on considère que la multiplication des opportunités pour les ravageurs de trouver de nouvelles zones adaptées au niveau éco-climatique où ils pourront se développer, entraînera de nombreuses et nouvelles infestations et posera de nombreux défis pour la gestion des ravageurs forestiers.

Le secteur forestier doit entreprendre des activités de suivi et de détection efficaces permettant de mettre en œuvre des actions rapides face aux changements ou à l'augmentation des ravageurs dont, entre autres, des évaluations continues des risques causés par les

ravageurs. Des pratiques alternatives sont aussi nécessaires pour réduire la vulnérabilité des forêts suite à ces attaques comme planter des arbres qui tolèrent ces ravageurs que l'on identifierait grâce à des programmes sur leur reproduction. Il faut cependant noter qu'il n'est pas certain que ces programmes puissent prévenir les nouveaux risques de ravageurs à temps, vu l'adaptation et la progression des espèces à de nouveaux environnements. Des évaluations globales des risques de même que des systèmes de gestion des connaissances utilisant tout un éventail de technologies de l'information comme les modèles de simulation, les systèmes d'information géographiques (SIG) et la télédétection, pourraient aussi jouer un rôle dans la protection de la santé des forêts face aux impacts du changement climatique et des ravageurs des forêts.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Amman, G.D., McGregor, M.D. et Dolph, Jr., R.E.** 1990. *Mountain pine beetle*. Forest Insect and Disease Leaflet 2, United States Department of Agriculture (USDA) Forest Service.
- Andrew, N.R. et Hughes, L.** 2005. Diversity and assemblage structure of phytophagous Hemiptera along a latitudinal gradient: predicting the potential impacts of climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 249–262.
- Ayres, M.P. et Lombardero, M.J.** 2000. Assessing the consequences of climate change for forest herbivores and pathogens. *Science of the Total Environment*, 262: 263–286.
- Bale, J.S.B., Masters, G.J., Hodkinson, I.D., Awmack, C., Bezemer, T.M., Brown, V.K., Butterfield, J., Buse, A., Coulson, J.C., Farrar, J., Good, J.E.G., Harrington, R., Hartley, S., Jones, T.H., Lindroth, R.L., Press, M.C., Symrnioudis, I., Watt, A.D. et Whittaker, J.B.** 2002. Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, 8: 1–16.
- Battisti, A.** 2004. Forests and climate change – lessons from insects. *Forest@*, 1(1): 17–24.
- Battisti, A., Stastny, M., Netherer, S., Robinet, C., Schopf, A., Roques, A. et Larsson, S.** 2005. Expansion of geographic range in the pine processionary moth caused by increased winter temperatures. *Ecological Applications*, 15(6): 2084–2096.
- Battisti, A., Stastny, M., Buffo, E. et Larsson, S.** 2006. A rapid altitudinal range expansion in the pine processionary moth produced by the 2003 climatic anomaly. *Global Change Biology*, 12: 662–671.
- Bauer, I.E., Apps, M.J., Bhatti, J.S. et Lal, R.** 2006. Climate change and terrestrial ecosystem management: knowledge gaps and research needs. In Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. et Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 411–426. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, EU.
- Berg, E.E., Henry, J.D., Fastie, C.L., De Volder, A.D. et Matsuoka, S.M.** 2006. Spruce beetle outbreaks on the Kenai Peninsula, Alaska, and Kluane National Park and Reserve, Yukon Territory: Relationship to summer temperatures and regional differences in disturbance regimes. *Forest Ecology and Management*, 227(3): 219–232.
- Bergot, M., Cloppet, E., Pérarnaud, V., Déqué, M., Marçais, B. et Desprez-Loustau, M.L.** 2004. Simulation of potential range expansion of oak disease caused by *Phytophthora cinnamomi* under climate change. *Global Change Biology*, 10: 1–14.
- Billings, R.F., Clarke, S.R., Espino Mendoza, V., Cordon Cabrera, P., Meléndez Figueroa, B., Ramón Campos, J. et Baeza, G.** 2004. Bark beetle outbreaks and fire: a devastating combination for Central America's pine forests. *Unasylva*, 217: 15–21.
- Braschler, B. et Hill, J.K.** 2007. Role of larval host plants in the climate-driven range expansion of the butterfly *Polugonia c-album*. *Journal of Animal Ecology*, 76: 415–423.
- Burdon, J.J., Thrall, P.H. et Ericson, L.** 2006. The current and future dynamics of disease in plant communities. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 19–39.
- Burke, S., Pulin, A.S., Wilson, R.J. et Thomas, C.D.** 2005. Selection of discontinuous life-history traits along a continuous thermal gradient in the butterfly *Aricia agestis*. *Ecological Entomology*, 30: 613–619.

- Buse, A. et Good, J.E.G.** 1996. Synchronization of larval emergence in winter moth (*Operophtera brumata* L.) and budburst in pedunculate oak (*Quercus robur* L.) under simulated climate change. *Ecological Entomology*, 21: 335–343.
- Calosi, P., Bilton, D.T., Spicer, J.I. et Atfield, A.** 2008. Thermal tolerance and geographical range size in the *Agabus brunneus* group of European diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). *Journal of Biogeography*, 35: 295–305.
- Cannon, R.J.C.** 1998. The implications of predicted climate change for insect pests in the UK, with emphasis on non-indigenous species. *Global Change Biology*, 4: 785–796.
- Cannon, J.C.** 2008. Annex 1. In FAO, *Climate-related transboundary pests and diseases*, pp. 15–23. High Level Conference on World Food Security Background Paper HLC/08/BAK/4, Rome, FAO.
- Carroll, A.L., Taylor, S.W., Régnière, J. et Safranyik, L.** 2004. Effects of climate change on range expansion by the mountain pine beetle in British Columbia. In Shore, T.L., Brooks, J.E. et Stone, J.E., eds., *Mountain Pine Beetle Symposium: Challenges and Solutions*. October 30–31, 2003, Kelowna, BC. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Information Report BC-X-399, Victoria, BC.
- Ciesla, W.M.** 2003. *Agrilus biguttatus*. NAFC-ExFor Pest Report. Disponible sur: <http://spfnic.fs.fed.us/exfor/data/pestreports.cfm?pestidval=154> and langdisplay=english
- Classen, A.T., Hart, S.C., Whitman, T.G., Cobb, N.S. et Koch, G.W.** 2005. Insect infestations linked to shifts in microclimate: important climate change implications. *Soil Science Society of America Journal*, 69: 2049–2057.
- Coley, P.D.** 1998. Possible effects of climate change on plant/herbivore interactions in moist tropical forests. *Climatic Change*, 39: 455–472.
- Conrad, K.F., Woiwod, I.P., Parsons, M., Fox, R. et Warren, M.S.** 2004. Long-term population trends in widespread British moths. *Journal of Insect Conservation*, 8: 119–136.
- Coulson, S.J., Hodkinson, I.D., Webb, N.R., Mikkola, K., Harrison, J.A. et Pedgley, D.E.** 2002. Aerial colonization of high Arctic islands by invertebrates: the diamondback moth *Plutella xylostella* (Lepidoptera: Yponomeutidae) as a potential indicator species. *Diversity and Distributions*, 8: 327–334.
- Crozier, L.** 2003. Winter warming facilitates range expansion: cold tolerance of the butterfly *Atalopedes campestris*. *Oecologia*, 135: 648–656.
- Crozier, L.** 2004. Warmer winters drive butterfly range expansion by increasing survivorship. *Ecology*, 85: 231–241.
- Currano, E.D., Wilf, P., Wing, S.L., Labandeira, C.C., Lovelock, E.C. et Royer, D.L.** 2008. Sharply increased insect herbivory during the paleocene-eocene thermal maximum. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 1960–1964.
- Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J., Simberloff, D., Swanson, F.J., Stocks, B.J. et Wotton, B.M.** 2001. Climate change and forest disturbances. *Bioscience*, 51(9): 723–734.
- Das, H.P.** 2004. Adaptation strategies required to reduce vulnerability in agriculture and forestry to climate change, climate variability and climate extremes. In Organisation météorologique mondiale (OMM). *Management Strategies in Agriculture and Forestry for Mitigation of Greenhouse Gas Emissions and Adaptation to Climate Variability and Climate*

Change, pp. 41–92. Report of CAgM Working Group. Technical Note No. 202, WMO No. 969, Genève, OMC.

Davies, Z.G., Wilson, R.J., Coles, S. et Thomas, C.D. 2006. Changing habitat associations of a thermally constrained species, the silver-spotted skipper butterfly, in response to climate warming. *Journal of Animal Ecology*, 75: 247–256.

DeLucia, E.H., Casteel, C.L., Nability, P.D. et O'Neill, B.F. 2008. Insects take a bigger bite out of plants in a warmer, higher carbon dioxide world. *PNAS*, 105: 1781–2.

Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). 2005. *Phytophthora ramorum*. A threat to our trees, woodlands and heathlands. Information sheet, Plant Health Division, DEFRA, RU. (aussi disponible sur: www.defra.gov.uk/plant/pestnote/newram.pdf)

Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Huey, R.B., Sheldon, K.S., Ghalambor, C.K., Haak, D.C. et Martin, P.R. 2008. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *PNAS*, 105(18): 6668–6672.

Diekmann, M., Sutherland, J.R., Nowell, D.C., Morales, F.J. et G. Allard (eds). 2002. *FAO/IPGRI technical guidelines for the safe movement of germplasm, No. 21. Pinus spp.* FAO/IPGRI, Rome, Italie.

Esper, J., Büntgen, U., Frank, D.C., Nievergelt, D. et Liebhold, A. 2007. 1200 years of regular outbreaks in alpine insects. *Proceedings of the Royal Society Series B*, 274: 671–9.

Evans, H. 2008. Increasing global trade and climate change: co-factors increasing the international movement and establishment of forest pests. In *FAO, Climate-related transboundary pests and diseases*, pp. 24–26. High Level Conference on World Food Security Background Paper HLC/08/BAK/4, Rome, FAO.

Fitter, A.H. et Fitter, R.S.R. 2002. Rapid changes in flowering time in British plants. *Science*, 296: 1689–1791.

Fleming, R.A. et Volney, W.J.A. 1995. Effects of climate change on insect defoliator population processes in Canada's boreal forest: some plausible scenarios. *Water, Air and Soil Pollution*, 82: 445–454.

Forister, M.L. et Shapiro, A.M. 2003. Climatic trends and advancing spring flight of butterflies in lowland California. *Global Change Biology*, 9(7): 1130–1135.

Forkner, R.E., Marquis, R.J., Lill, J.T. et Le Corff, J. 2008. Timing is everything? Phenological synchrony and population variability in leaf-chewing herbivores of *Quercus*. *Ecological Entomology*, 33: 276–285.

Franco, A.M.A., Hill, J.K., Kitschke, C., Collingham, Y.C., Roy, D.B., Fox, R., Huntley, B. et Thomas, C.D. 2006. Impacts of climate warming and habitat loss on extinctions at species' low-latitude range boundaries. *Global Change Biology*, 12(8): 1545–1553.

Garrett, K.A., Dendy, S.P., Frank, E.E., Rouse, M.N. et Travers, S.E. 2006. Climate change effects on plant disease: genomes to ecosystems. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 489–509.

Gibbs, J.N. et Grieg, B.J.W. 1997. Biotic and abiotic factors affecting the dying back of penunculate oak, *Quercus robur* L. *Forestry*, 70(4): 399–406.

Gordo, O. et Sanz, J.J. 2005. Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia*, 146: 484–495.

- Gray, D.R.** 2008. The relationship between climate and outbreak characteristics of the spruce budworm in eastern Canada. *Climatic Change*, 87(3–4): 361–383.
- Groupe d’experts intergouvernemental sur l’évolution du climat (GIEC).** 2007. Summary for Policymakers. In Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. et Hanson, C.E., eds. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 7–22. Cambridge University Press, Cambridge, RU.
- Hance, T., van Baaren, J., Vernon, P. et Boivin, G.** 2007. Impact of extreme temperatures on parasitoids in a climate change perspective. *Annual Review of Entomology*, 52: 107–126.
- Harrington, R., Clark, S.J., Weltham, S.J., Virrier, P.J., Denhol, C.H., Hullé, M., Maurice, D., Rounsevell, M.D. et Cocu, N.** 2007. Environmental change and the phenology of European aphids. *Global Change Biology*, 13: 1556–1565.
- Harrington, R., Fleming, R.A. et Woiwod, I.P.** 2001. Climate change impacts on insect management and conservation in temperate regions: can they be predicted? *Agricultural and Forest Entomology*, 3: 233–240.
- Harrington, R., Woiwod, I. et Sparks, T.** 1999. Climate change and trophic interactions. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 146–150.
- Hebertson, E.G. et Jenkins, M.J.** 2008. Climate factors associated with historic spruce beetle (Coleoptera: Curculionidae) outbreaks in Utah and Colorado. *Environmental Entomology*, 37(2): 281–292.
- Hennon, P. et Shaw, C.G. III.** 1997. The enigma of yellow-cedar decline: what is killing these long-lived, defensive trees? *Journal of Forestry*, 95(12): 4–10.
- Hennon, P.E., D’Amore, D.V., Wittwer, D.T. et Caouette, J.P.** 2008. Yellow-cedar decline: conserving a climate-sensitive tree species as Alaska warms. In Deal, R.L., tech. ed., *Integrated restoration of forested ecosystems to achieve multi-resource benefits: Proceedings of the 2007 national silviculture workshop*, pp 233–245. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-733, Portland, OR, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Hill, J.K., Thomas, C.D. et Blakeley, D.S.** 1999. Evolution of flight morphology in a butterfly that has recently expanded its geographic range. *Oecologia*, 121: 165–170.
- Hódar, J.A. et Zamora, R.** 2004. Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation*, 13: 493–500.
- Hogg, E.H. et Bernier, P.Y.** 2005. Climate change impacts on drought-prone forests in western Canada. *For. Chron.*, 81: 675–682.
- Hogg, E.H., Brandt, J.P. et Michaelian, M.** 2008. Impacts of a regional drought on the productivity, dieback and biomass of western Canadian aspen forests. *Can. J. For. Res.*, 38(6): 1373–1384.
- Holton, M.K., Lindroth, R.L. et Nordheim, E.V.** 2003. Foliar quality influences tree-herbivore-parasitoid interactions: effects of elevated CO₂, O₃, and genotype. *Oecologia*, 137: 233–244.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A. et Yoccoz, N.G.** 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in subarctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. *Journal of Animal Ecology*, 77(2): 257–264.

- Jones, R.W., O'Brien, C.W., Ruiz-Montoya, L. et Gómez-Gómez, B.** 2008. Insect diversity on tropical montane forests: diversity and spatial distribution of weevils (Coleoptera: Curculionidae) inhabiting leaf litter in southern Mexico. *Annals of the Entomological Society of America*, 101: 128–139.
- Jorgenson, M.T., Racine, C.H., Walters, J.C. et Osterkamp, T.E.** 2001: Permafrost degradation and ecological changes associated with a warming climate in central Alaska. *Climatic Change*, 48(4): 551–571.
- Jump, A.S., Hunt, J.M. et Peñuelas, J.** 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range-edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology*, 12: 2163–2174.
- Karnosky, D.F., Percy, K.E., Xiang, B., Callan, B., Noormets, A., Mankovska, B., Hopkin, A., Sober, J., Jones, W., Dickson R.E. et Isebrands, J.G.** 2002. Interacting elevated CO₂ and tropospheric O₃ predisposes aspen (*Populus tremuloides* Michx.) to infection by rust (*Melampsora medusae* f.sp. *tremuloidae*). *Global Change Biology*, 8: 329–338.
- Karnosky, D.F., Pregitzer, K.S., Zak, D.R., Kubiske, M.E., Hendrey, G.R., Weinstein, D., Nosal, M. et Percy, K.E.** 2005. Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell and Environment*, 28: 965–981.
- Karnosky, D.F., H. Werner, T. Holopainen, K. Percy, T. Oksanen, E. Oksanen, C. Heerdt, P. Fabian, J. Nagy, W. Heilman, R. Cox, N. Nelson et R. Matyssek.** 2008. Free-air exposure systems to scale up ozone research to mature trees. *Plant Biology*, 9: 198–190.
- Kiritani, K. et Morimoto, N.** 2004. Invasive insect and nematode pests from North America. *Global Environmental Research*, 8(1): 75–88.
- Kliejunas, J.** 2005. *Phytophthora ramorum*. NAFC-ExFor Pest Report. Created 2001, modified 2005. Disponible sur: <http://spfnic.fs.fed.us/exfor/data/pestreports.cfm?pestidval=62 and langdisplay=english>
- Kopper, B.J. et Lindroth, R.L.** 2003. Effects of elevated carbon dioxide and ozone on the phytochemistry of aspen and performance of an herbivore. *Oecologia*, 134: 95–103.
- Kozlov, M.V.** 2008. Losses of birch foliage due to herbivory along geographical gradients in Europe: a climate-driven pattern? *Climatic Change*, 87: 107–117.
- Kurz, W.A., Dymond, C.C., Rampley, G.J., Neilson, E.T., Carroll, A.L., Ebata, T. et Safranyik, L.** 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452: 987–990.
- Lenoir, J., Gégout, J.C., Marquet, P.A., de Ruffray, P. et Brisse, H.** 2008. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, 320: 1768–1771.
- Lewis, S.L.** 2006. Tropical forests and the changing earth system. *Philosophical transactions of the Royal Society B*, 361: 195–210.
- Logan, J.A., Régnière, J. et Powell, J.A.** 2003. Assessing the impact of global warming on forest pest dynamics. *Front. Ecol. Environ.*, 1(3): 130–137.
- Logan, J.A., Régnière, J., Gray, D.R. et Munson, A.S.** 2007. Risk assessment in the face of a changing environment: Gypsy moth and climate change in Utah. *Ecological Applications*, 17(1): 101–117.
- Marchisio, C., Cescatti, A. et Battisti, A.** 1994. Climate, soils and *Cephalcia arvensis* outbreaks on *Picea abies* in the Italian Alps. *Forest Ecology and Management*, 68: 375–384.

- Menéndez, R.** 2007. How are insects responding to global warming? *Tijdschrift voor Entomologie*, 150: 355–365.
- Menéndez, R., Megias, A.G., Hill, B.B., Willis, S.G., Collingham, Y., Fox, R., Roy, D.B. et Thomas, C.D.** 2006. Species richness changes lag behind climate change. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*, 273: 1465–1470.
- Menzel, A., Estrella, N., Heitland, W., Susnik, A., Schleip, C. et Dose, V.** 2008. Bayesian analysis of the species-specific lengthening of the growing season in two European countries and the influence of an insect pest. *International Journal of Biometeorology*, 52: 209–218.
- Merrill, R.M., Gutiérrez, D., Lewis, O.T., Gutiérrez, J., Díez, S.B. et Wilson, R.J.** 2008. Combined effects of climate and biotic interactions on the elevational range of a phytophagous insect. *Journal of Animal Ecology*, 77: 145–155.
- Monserud, R.A., Yang, Y., Huang, S. et Tchebakova N.** 2008. Potential change in lodgepole pine site index and distribution under climate change in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 343–352.
- Morgan, M.G., Pitelka, L.F. et Shevliakova, E.** 2001. Elicitation of expert judgments of climate change impacts on forest ecosystems. *Climatic Change*, 49: 279–307.
- Mortsch, L.D.** 2006. Impact of climate change on agriculture, forestry and wetlands. In Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. et Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 45–67. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, EU.
- Nealis, V. et Peter, B.** 2008. Risk assessment of the threat of mountain pine beetle to Canada's boreal and eastern pine forests. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC, Canada. Information Report BC-X-417.
- Norby, R.J., De Lucia, E.H., Gielen, B., Calfapietra, C., Giardina, C.P., King, J.S., Ledford, J., McCarthy, H.R., Moore, D.J.P., Ceulemans, R., De Angelis, P., Finzi, A.C., Karnosky, D.F., Kubiske, M.E., Lukac, M., Pregitzer, K.S., Scarascia-Mugnozza, G.E., Schlesinger, W.H. et Oren, R.** 2005. Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. *PNAS*, 102: 18052–6.
- Norby, R.J., Rustad, L.E., Dukes, J.S., Ojima, D.S., Parton, W.J., Del Grosso, S.J., McMurtrie, R.E. et Pepper, D.A.** 2007. Ecosystem responses to warming and interacting global change factors. In Canadell, J.G., Pataki, D. et Pitelka, L., eds. *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, pp. 23–36. The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Organisation européenne et méditerranéenne pour la protection des plantes (OEPP)/CAB International (CABI).** 1997. *Quarantine pests for Europe*, 2nd edition, Smith, I.M., McNamara, D.G., Scott, P.R. and Holderness, M., eds., Wallingford, RU, CABI International, 1425 pp.
- Organisation européenne et méditerranéenne pour la protection des plantes (OEPP).** 2008. EPPO alert list. Disponible sur: www.eppo.org/QUARANTINE/Alert_List/alert_list.htm
- Organisation pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).** 2005. *Adaptation of forest ecosystems and the forest sector to climate change*. Forests and Climate Change Working Paper No. 2, Rome, FAO/Swiss Agency for Development and Cooperation.
- Organisation pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).** 2008. *Climate change adaptation and mitigation in the food and agriculture sector*. Technical background document from the Expert Consultation, 5–7 March 2008. Document HLC/08/BAK/4, Rome, FAO.

- Parmesan, C.** 1996. Climate and species' range. *Nature*, 382: 765–6.
- Parmesan, C.** 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37: 637–69.
- Parmesan, C.** 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, 13: 1860–72.
- Parmesan, C. et Yohe, G.** 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421: 37–42.
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J.K., Thomas, C.D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W.J., Thomas J.A. et Warren, M.** 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399: 579–583.
- Pérez-García, J., Joyce, L., McGuire, D. et Xiao, X.** 2002. Impacts of climate change on the global forest sector. *Climatic change*, 54: 439–461.
- Pitt, J.P.W. et Régnière, J. et Worner, S.** 2007. Risk assessment of the gypsy moth, *Lymantria dispar* (L), in New Zealand based on phenology modeling. *Int J Biometeorol*, 51: 295–305.
- Rank, N.E. et Dahlhoff, E.P.** 2002. Allele frequency shifts in response to climate change and physiological consequences of allozyme variation in a montane insect. *Evolution*, 56: 2278–89.
- Régnière, J., Nealis, V. et Porter, K.** 2008. Climate suitability and management of the gypsy moth invasion into Canada. *Biological Invasions* DOI: 10.1007/s10530-008-9325-z.
- Resco de Dios, V., Fischer, C. et Colinas, C.** 2007. Climate change effects on Mediterranean forests and preventive measures. *New Forests*, 33: 29–40.
- Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig C. et Pounds, J.A.** 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421: 57–60.
- Rouault, G., Candau, J.-N., Lieutier, F., Nageleisen, L.-M., Martin, J.-C. et Warzée, N.** 2006. Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science*, 63(6): 613–624.
- Roy, D.B. et Sparks, T.H.** 2000. Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology*, 6(4): 407–416.
- Salama, N.K.G., Knowler, J.T. et Adams, C.E.** 2007. Increasing abundance and diversity in the moth assemblage of east Lach Lomondside, Scotland over a 35 year period. *Journal of Insect Conservation*, 11: 151–156.
- Service canadien des forêts (CFS).** 2007. *The Mountain Pine Beetle Program*. CFS, NRC, Headquarters, Ottawa, 10 pp. (aussi disponible sur: <http://warehouse.pfc.forestry.ca/HQ/27367.pdf>)
- Shugart, H., Sedjo, R. et Sohngen, B.** 2003. *Forests and global climate change: Potential impacts on U.S. forest resources*. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, VA, Etats-Unis.
- Simard, I., Morin, H. et Lavoie, C.** 2006. A millennial-scale reconstruction of spruce budworm abundance in Saguenay, Québec, Canada. *The Holocene*, 16: 31–37.
- Simberloff, D.** 2000. Global climate change and introduced species in United States forests. *Science of the Total Environment*, 262: 253–261.

- Six, D.** 2007. Climate change and the threat of forest insect and their associated fungi. *In Book of Abstracts, International Sirex Symposium*, Pretoria, Afrique de Sud, 9–16 mai 2007.
- Stefanescu, C., Peñuelas, J. et Filella, I.** 2003. Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. *Global Change Biology*, 9(10): 1494–1506.
- Stireman, J.O., III, Dyer, L.A., Janzen, D.H., Singer, M.S., Lill, J.T., Marquis, J.R., Ricklefs, R.E., Gentry, G.L., Hallwachs, W., Coley, P.D., Barone, J.A., Greemey, H.F., Connahs, H., Barbosa, P., Morais, H.C. et Diniz, I.R.** 2005. Climatic unpredictability and parasitism of caterpillars: implications of global warming. *PNAS*, 102: 17384–6.
- Stone, J.M.R., Bhatti, J.S. et Lal, R.** 2006. Impacts of climate change on agriculture, forest and wetland ecosystems: synthesis and summary. *In* Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. et Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 399–409. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, Etats-Unis.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. et Ericson, L.** 2002. Parasitic fungus mediates vegetational change in nitrogen exposed boreal forest. *Journal of Ecology*, 90(1): 61–67.
- Thomas, C.D., Bodsworth, E.J., Wilson, R.J., Simmons, A.D., Davies, Z.G., Musche, M. et Conradt, L.** 2001. Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature*, 411: 577–581.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L. et Williams, S.E.** 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427: 145–148.
- Thomas, J.A.** 2005. Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360: 339–357.
- Tkacz, B., Moody, B. et Villa Castillo, J.** 2007. Forest health status in North America. *The Scientific World Journal*, 7(S1): 28–36.
- Tran, J.K., Ylioja, T., Billings, R.F., Régnière, J. et Ayres, M.P.** 2007. Impact of minimum winter temperatures on the population dynamics of *Dendroctonus frontalis*. *Ecological Applications*, 17(3): 882–899.
- Trotter, R.T. III, Cobb, N.S. et Whitham, T.G.** 2008. Arthropod community diversity and trophic structure: a comparison between extremes of plants stress. *Ecological Entomology*, 33: 1–11.
- Ungerer, M.J., Ayres, M.P. et Lombardero, M.J.** 1999. Climate and the northern distribution limits of *Dendroctonus frontalis* Zimmerman (Coleoptera: Scolytidae). *Journal of Biogeography*, 26: 1133–1145.
- van Asch, M. et Visser, M.E.** 2007. Phenology of forest caterpillars and their host trees: the importance of synchrony. *Annual Review of Entomology*, 52: 37–55.
- van Asch, M., van Tienderen, P.H., Holleman, L.J.M. et Visser, M.** 2007. Predicting adaptation of phenology in response to climate change, an insect herbivore example. *Global Change Biology*, 13: 1596–1604.

- Vanhanen, H., Veteli, T.O., Päivinen, S., Kellomäki, S. et Niemelä, P.** 2007. Climate change and range shifts in two insect defoliators: gypsy moth and nun moth – a model study. *Silva Fennica*, 41(4): 621–638.
- Veteli, T.O., Lahtinen, A., Repo, T., Niemelä, P. et Varama, M.** 2005. Geographic variation in winter freezing susceptibility in the eggs of the European pine sawfly (*Neodiprion sertifer*). *Agricultural and Forest Entomology*, 7(2): 115–120.
- Virtanen, T., Neuvonen, S. et Nikula, A.** 1998. Modelling topoclimatic patterns of egg mortality of *Epirrita autumnata* (Lepidoptera: Geometridae) with a Geographical Information System: predictions for current climate and warmer climate scenarios. *Journal of Applied Ecology*, 35(2): 311–322.
- Virtanen, T., Neuvonen, S., Nikula, A., Varama, M. et Niemelä, P.** 1996. Climate change and the risks of *Neodiprion sertifer* outbreaks on Scots pine. *Silva Fennica*, 30(2–3): 169–177.
- Visser, M.E. et Both, C.** 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proc Biol Sci.*, 272(1581): 2561–9.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. et Melillo, J.M.** 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494–9.
- Vitt, D.H., Halsey, L.A. et Zoltai, S.C.** 2000. The changing landscape of Canada's western boreal forest: the current dynamics of permafrost. *Can. J. For. Res.*, 30: 283–287.
- Volney, W.J.A. et Fleming, R.A.** 2000. Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 82(1–3): 283–294.
- Volney, W.J.A. et Fleming, R.A.** 2007. Spruce budworm (*Choristoneura* spp.) biotype reactions to forest and climate characteristics. *Global Change Biology*, 13: 1630–1643.
- Walther, G-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J-M., Hoegh-Guldberg, O. et Bairlein, F.** 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389–395.
- Warren, M.S., Hill, J.K., Thomas, J.A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D.B., Telfer, M.G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S.G., Greatorex-Davies, J.N., Moss, D. et Thomas, C.D.** 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, 414: 65–69.
- Westfall, J. et Ebata, T.** 2008. *2007 summary of forest health conditions in British Columbia*. Pest Management Report Number 15, British Columbia Ministry of Forests and Range, Forest Practices Branch, Victoria, BC, Canada.
- Westgarth-Smith, A.R., Leroya, S.A.G., Collins, P.E.F. et Harrington, R.** 2007. Temporal variations in English populations of a forest insect pest, the green spruce aphid (*Elatobium abietinum*), associated with the North Atlantic Oscillation and global warming. *Quaternary International*, 173/174: 153–160.
- Williams, S.E., Bolitho, E.E. et Fox, S.** 2003. Climate change in Australian tropical rainforests: an impending environmental catastrophe. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 270: 1887–1892.
- Williams, J.W., Jackson, S.T. et Kutzbach, J.E.** 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *PNAS*, 104(14): 5738–5742.
- Wilson, R.J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J. et Monserrat, V.J.** 2007. An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. *Global Change Biology*, 13: 1873–1887.

- Wilson, R.J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J., Martínez, D., Agudo, R. et Monserrat, V.J.** 2005. Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, 8: 1138–1146.
- Wolf, A., Kozlov, M.V. et Callaghan, T.V.** 2008. Impact of non-outbreak insect damage on vegetation in northern Europe will be greater than expected during a changing climate. *Climatic Change*, 87: 91–106.
- Woods, A., Coates, K.D. et Hamann, A.** 2005. Is an unprecedented *Dothistroma* needle blight epidemic related to climate change? *BioScience*, 55(9): 761–9.
- Zhou, X., Harrington, R., Woiwod, I.P., Perry, J.N., Bale, J.S. et Clark, S.J.** 1995. Effects of temperature on aphid phenology. *Global Change Biology*, 1: 303–313.

Clause de sauvegarde

Cette étude fait partie d'une série de documents FAO sur les questions liées à la santé des forêts et à la sécurité biologique. L'objectif de cette étude est de fournir des informations récentes sur les activités et les programmes en cours et de stimuler les discussions.

Les appellations employées dans cette publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

Tous commentaires et suggestions sont les bienvenus.

Pour de plus amples informations, veuillez contacter:

Gillian Allard
Forestier (Protection et santé des forêts)
Division de la gestion des forêts
Département des forêts
FAO
Viale delle Terme di Caracalla
00153 Rome, Italie
Tel: + 39 06 570 53373
E-mail: gillian.allard@fao.org

Remerciements

Les auteurs souhaitent remercier Pierre Bernier et Jacques Régnière du Service canadien des forêts, des ressources naturelles du Canada, pour la révision de ce document et pour nous avoir fourni des informations additionnelles importantes. Nous voulons aussi remercier Roberto Cenciarelli pour la conception de la couverture et la mise en page du document.

Photographies de couverture:

Chenille processionnaire du pin, *Thaumetopoea pityocampa* (Bugwood.org/J.H. Ghent/1241017)

Chancres et écoulement de sève sur un chêne de Californie (*Quercus agrifolia*) provoqués par une infection de *Phytophthora ramorum* (Bugwood.org/J. O'Brien/1427057)

La couleur rouge du feuillage révèle les attaques du dendroctone du pin des montagnes, *Dendroctonus ponderosae* (Bugwood.org/R.F. Billings/2108082)

**Département des forêts
Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture**

Document de travail sur la santé des forêts et la sécurité biologique

Les impacts du changement climatique sur la santé des forêts

Beverly Moore et Gillian Allard

Novembre 2008

**Service du développement des ressources
forestières
Division de la gestion des forêts
Département des forêts**

**Document de travail FBS/34F
FAO, Rome, Italie**

SOMMAIRE

1. Introduction.....	1
2. Connaissances actuelles et prévisions futures.....	3
3. Impacts sur les forêts et le secteur forestier	5
4. Impacts sur les ravageurs des forêts.....	9
4.1. Impacts directs	9
4.2. Impacts indirects du changement climatique sur les arbres hôtes	14
4.3. Impacts indirects sur l'écologie communautaire	17
5. Les espèces de ravageurs des forêts influencées par le changement climatique	19
5.1. Insectes.....	19
5.2. Agents pathogènes	28
5.3. Autres ravageurs	29
6. Résumé et conclusion	31
Références bibliographiques	33

Les impacts du changement climatique sur la santé des forêts

1. INTRODUCTION

Le climat mondial connaît actuellement des changements. Les hausses de température et de niveaux de dioxyde de carbone ainsi que les modifications des précipitations et des fréquences et de la sévérité des catastrophes naturelles figurent parmi les différents changements qui ont lieu. Ces évolutions ont des effets notables sur les forêts du monde entier comme sur le secteur forestier avec des périodes de croissance plus longues et des déplacements des aires de répartition des espèces d'insectes et une évolution des fréquences des feux de forêt.

Une meilleure compréhension des relations complexes entre le changement climatique, les forêts et les ravageurs forestiers est primordiale pour permettre à ceux qui œuvrent pour la protection de la santé et la gestion des forêts de se préparer à ces évolutions et aux impacts des ravageurs locaux et exotiques.

Ce document passe en revue l'état actuel des connaissances sur les effets du changement climatique sur les ravageurs des forêts et leurs implications pour la protection de la santé et la gestion des forêts. Du fait que peu d'activités de recherche se soient intéressées aux ravageurs forestiers, des informations sur les ravageurs forestiers et non forestiers sont présentées pour permettre une meilleure compréhension des impacts potentiels du changement climatique sur la santé des forêts.

2. CONNAISSANCES ACTUELLES ET PREVISIONS FUTURES

Le climat mondial est entrain de changer. S'il existe des variations naturelles du climat, nous sommes davantage préoccupés par les changements climatiques et ses modifications et les effets de serre provoqués par les activités humaines. Le Groupe intergouvernemental sur le changement climatique (GIEC), dans son quatrième rapport d'évaluation a conclu avec plus d'assurance que le changement climatique global est incontestable et qu'une des premières causes provient avant tout des effets des émissions de dioxyde de carbone (CO₂) et autres gaz à effets de serre (GES) comme le méthane (CH₄) et l'oxyde d'azote (N₂O), causées par les activités humaines.

Cette conclusion se base sur plusieurs observations du climat de la Terre comprenant les éléments suivants (GIEC, 2007).

- Selon les estimations, la température de surface mondiale a augmenté de 0,74 degrés Celsius (°C) durant le siècle dernier. Durant une période de 50 ans allant de 1956 à 2005, la tendance au réchauffement a doublé par rapport aux 100 années qui se sont écoulées entre 1906 et 2005. Onze des 12 années allant de 1995 à 2006 se situent parmi les 12 années les plus chaudes enregistrées (depuis 1850, date à partir de laquelle il existe des mesures des températures mondiales suffisantes). Les hausses ont pris un caractère mondial et sont plus importantes aux latitudes nord. Sur les 50 dernières années, les jours et les nuits froides ainsi que les gelées sont devenues moins fréquentes dans la majeure partie des régions alors que les jours et les nuits chaudes et les vagues de chaleur sont devenues plus fréquentes.
- En relation avec ce réchauffement, les surfaces enneigées et étendues de glace ont diminué, de même que les glaciers et la couverture neigeuse ont aussi en moyenne diminué dans le monde entier. La superficie maximale qui gèle saisonnièrement dans l'hémisphère Nord a diminué d'environ 7 pour cent depuis 1900, avec des réductions lors des printemps de plus de 15 pour cent. Les données satellite enregistrées depuis 1978 montrent que durant l'été, la surface de la mer de glace en Arctique a rétréci de plus de 20 pour cent.
- Depuis 1961, les océans ont absorbé plus de 80 pour cent de la chaleur produite en plus par le climat entraînant une expansion des eaux des océans et donc une élévation de leurs niveaux. Cette expansion est la principale cause d'élévation du niveau de la mer entre 1993 et 2003. La fonte des glaciers et la détérioration des couches de glace du Groenland et de l'Antarctique ont aussi contribué à l'élévation du niveau des mers. Depuis 1975, les conséquences négatives des niveaux élevés des mers se sont accrues dans différentes parties du monde.
- De 1900 à 2005, des hausses significatives des précipitations ont été observées à l'est de l'Amérique du Nord et du Sud, au nord de l'Europe et au nord et au centre de l'Asie. La fréquence des fortes précipitations a aussi augmenté dans la majorité des régions. Par opposition, les précipitations ont décliné dans le Sahel, en Méditerranée, en Afrique du Sud et plusieurs régions de l'Asie du Sud. Depuis les années 70, les sécheresses durent plus longtemps et sont plus intenses dans le monde entier, affectant des régions plus étendues, en particulier sous les tropiques et les zones subtropicales.
- Des signes d'une augmentation de l'intensité de l'activité cyclonique tropicale dans l'Atlantique nord ont été observés depuis 1970 et d'autres éléments suggèrent que des hausses similaires ont eu lieu dans certaines autres régions.

Prédictions pour le changement climatique futur

Le GIEC a fait un certain nombre de prédictions concernant le changement climatique futur (GIEC, 2007). Un réchauffement d'environ 0,2 °C par décennie est prévu pour les deux prochaines décennies; les projections de température durant cette période dépendent des scénarios spécifiques d'émission. Même si les concentrations de tous les GES et des aérosols restaient constantes au niveau de celles de 2000, on pourrait s'attendre à connaître un réchauffement d'environ 0,1 °C par décennie. L'ensemble des hausses de température prévu, basées sur les six scénarios d'émission va de 1,1 à 6,4 °C à la fin du siècle. Les meilleures estimations des hausses de température prévues, qui s'étendent des valeurs moyennes du scénario privilégiant les émissions les plus faibles, aux valeurs du scénario des émissions les plus élevées, s'étalent de 1,8 à 4,0 °C pour la fin du siècle. Il est probable que les émissions continues de GES égales ou supérieures aux taux actuels provoqueront un autre réchauffement et induiront de nombreux changements dans le système climatique mondial global durant le 21^{ème} siècle, lesquels seront plus importants que ceux observés durant le 20^{ème} siècle.

D'un point de vue géographique, les tendances de réchauffement prévues pour le 21^{ème} siècle devraient être identiques à celles qui ont été observées ces dernières décennies avec des hausses de température qui devraient être supérieures au niveau des terres et dans la majorité des latitudes les plus au nord, et moindres dans les océans du sud (près de l'Antarctique) et au nord de l'Atlantique Nord. Il est aussi très probable que les chaleurs extrêmes, les vagues de chaleur et les fortes précipitations deviendront plus fréquentes. Les hausses de précipitation aux latitudes élevées sont très probables, alors que l'on enregistrera sans doute des baisses de précipitation dans la majorité des régions subtropicales comme l'Égypte. Il est aussi fort probable que les futurs cyclones tropicaux (typhons et ouragans) augmenteront d'intensité, avec des pics de vitesse du vent plus forts et des précipitations plus fortes associées à des mers tropicales plus chaudes. On prévoit que la zone couverte par la neige se contracte, que l'épaisseur des glaces fonde sur de larges étendues dans la plupart des régions du permafrost et que les mers de glace de l'Arctique comme de l'Antarctique rétrécissent. Dans certaines projections, la mer de glace de l'Arctique de fin d'été aura presque disparu entièrement durant la dernière partie du 21^{ème} siècle. Des changements de cette magnitude conduiront à la disparition des climats actuels de la terre (en Amérique du Sud, Afrique et en Sibérie spécialement) et à l'apparition de nouveaux climats (en particulier au niveau des tropiques), chacun couvrant de 10 à 40 pour cent de la masse totale de la terre (Williams, Jackson et Kutzbach, 2007).

Le changement climatique a un impact sur les écosystèmes mondiaux et on prévoit que la magnitude de ces impacts augmentera avec les températures au cours de ce siècle. De nombreuses espèces et écosystèmes ne pourront pas s'adapter étant donné que les effets du réchauffement global et les perturbations qui vont avec comme les inondations, les feux de forêts, les infestations d'insectes, sont associés à d'autres stress comme les changements d'utilisation des terres, la surexploitation des ressources, la pollution et la fragmentation des systèmes naturels. Si les hausses de températures globales moyennes augmentent de plus de 1,5 à 2,5 °C, on pense que probablement approximativement 20 à 30 pour cent des plantes et des animaux recensés actuellement risqueront de disparaître (GIEC, 2007). Des changements majeurs dans la structure et la fonction des écosystèmes, des interactions écologiques entre les espèces et les aires de répartition géographiques, avec, avant tout, des conséquences négatives pour la biodiversité et les biens et services fournis par les écosystèmes sont aussi prévus (Lewis, 2006; GIEC, 2007).

3. IMPACTS SUR LES FORETS ET LE SECTEUR FORESTIER

Le changement climatique, en particulier les hausses de températures et de niveaux de dioxyde de carbone dans l'atmosphère ainsi que les changements de précipitation et de la fréquence et la sévérité des événements climatiques extrêmes ont un impact notable sur les forêts mondiales et le secteur forestier. Une étude des points de vue d'un groupe d'experts scientifiques renommés au niveau international sur les écosystèmes forestiers indique que si de nombreux impacts attendus du changement climatique sont incontestables, les experts sont aussi partagés sur de nombreux autres points (Morgan, Pitelka et Shevliakova, 2001).

Productivité et santé

La productivité forestière et la diversité des espèces augmentent avec la hausse des températures, des précipitations et de la disponibilité des nutriments, bien que les espèces puissent ne pas avoir les mêmes réactions en matière de tolérance (Das, 2004). En tant que facteurs clés régulant de nombreux processus biogéochimiques terrestres comme la respiration des sols, la décomposition de la litière, la minéralisation et la nitrification de l'azote, la dénitrification, l'émission de méthane, la dynamique des radicelles, la productivité végétale et l'absorption des nutriments, les changements de température peuvent fortement altérer les dynamiques des forêts et des écosystèmes de nombreuses manières (Norby *et al.*, 2007). Les impacts de températures élevées sur les arbres et les plantes peuvent varier tout au long de l'année, le réchauffement pouvant soulager le stress des plantes durant les périodes plus froides mais l'augmenter durant les périodes plus chaudes (Garrett *et al.*, 2006).

Au centre de l'Alaska, la dégradation du permafrost est répandue et va rapidement conduire à un profond changement d'un écosystème de forêt de bouleaux vers des formations à tourbières (Jorgenson *et al.*, 2001). La dégradation du permafrost provoquée par le réchauffement a aussi été constatée à l'ouest du Canada où des tourbières arborées se sont transformées en tourbières nues appauvries suite à l'élévation du niveau de l'eau (Vitt, Halsey et Zoltai, 2000). Le cèdre jaune d'Alaska (*Chamaecyparis nootkatensis*), une espèce qui est normalement extrêmement résistante et résiliente, est morte sur environ 200 000 ha en Alaska et au Canada, les fontes précoces de printemps ayant exposé ses racines de surface aux blessures du gel de printemps, provoquant sa mort (Hennon et Shaw, 1997; Hennon *et al.*, 2008).

Les disponibilités en eau des forêts seront fortement influencées par les changements de température et de précipitation. Des températures plus chaudes conduisent à des pertes en eau plus importantes dues à l'évaporation et à l'évapotranspiration et peuvent aussi avoir pour conséquence de réduire l'efficacité des plantes à utiliser l'eau (Mortsch, 2006). Des saisons de croissance plus longues et plus chaudes peuvent intensifier ces effets causant un stress sévère en termes d'humidité et de sécheresse. Ces conditions peuvent conduire à des réductions de la croissance et de la santé des arbres même si la sévérité des impacts dépend des caractéristiques des forêts, des structures d'âge et de classe et de la profondeur et du type des sols (Mortsch, 2006). Les jeunes plants tels que les semis et les jeunes tiges sont particulièrement sensibles tandis que les gros arbres dont le système racinaire est plus développé et qui ont absorbé davantage de nutriments et de carbohydrates, tendent à être moins sensibles à la sécheresse même s'ils sont affectés par des conditions plus sévères. Les arbres et les végétaux dont les racines sont peu profondes comme les espèces qui poussent dans des sols peu profonds, sont plus sensibles aux déficits hydriques. Les arbres aux racines profondes peuvent absorber l'eau à des profondeurs plus importantes et ne sont donc pas sujet au stress hydrique. Le stress hydrique et la sécheresse peuvent aussi avoir un impact sur la

santé des forêts en augmentant la susceptibilité aux perturbations que constituent les insectes ravageurs et les agents pathogènes de même que les feux de forêt.

Le peuplier tremble (*Populus tremuloides*) de l'ouest du Canada a montré un déclin abrupt de productivité et un dieback, suite à la sécheresse particulièrement sévère de 2001-2003, dont les effets se sont ressentis sur plusieurs années (Hogg, Brandt et Michaelian, 2008). Les impacts sur la croissance et le dépérissement ont été accentués par les attaques d'insectes défoliateurs et xylophages et d'agents pathogènes (Hogg et Bernier, 2005; Hogg, Brandt et Michaelian, 2008). De fortes réductions de croissance et un remplacement des peuplements de hêtres (*Fagus sylvatica*) aux limites les plus basses de son aire de répartition ont été observés en Espagne et dans d'autres pays du sud de l'Europe suite à la sécheresse (Jump, Hunt et Peñuelas, 2006). En Italie, en Espagne et au Portugal, des chênes locaux ont décliné en raison du réchauffement, de la sécheresse ou suite aux attaques de *Phytophthora sp.*, alors qu'en Espagne *Pinus uncinata*, *P. pinaster*, et *P. pinea* ont enregistré déclin et dieback (Resco de Dios, Fischer et Colinas, 2007).

Des niveaux plus élevés de CO₂ dans l'atmosphère augmentent les taux de croissance et de l'efficacité de l'utilisation de l'eau par les plantes et les arbres tant que d'autres facteurs comme l'eau et les nutriments (par exemple l'azote, le phosphore, le soufre et quelques micronutriments) ne sont pas limités. Pourtant, il a été suggéré que ces effets positifs pourraient se réduire avec de plus fortes concentrations de CO₂ (Stone, Bhatti et Lal, 2006). Toutefois, les dispositifs de contrôle de l'enrichissement de l'air en CO₂ ont mesuré des hausses croissantes de 23 pour cent sur plusieurs années avec un accroissement de 175 ppm en plus des 375 ppm de CO₂ déjà présents dans l'atmosphère (Norby *et al.*, 2005). Des niveaux élevés de dioxyde de carbone peuvent aussi entraîner une évolution de la structure des végétaux et accroître la superficie des feuilles et de leur épaisseur, le nombre de feuilles, la masse de feuilles totale par plante, et les diamètres des troncs et des branches (Garrett *et al.*, 2006). Il est important de noter que les réponses des plantes à l'enrichissement en CO₂ peuvent différer entre les espèces et les conditions environnementales locales ce qui peut entraîner des changements substantiels dans la composition des espèces et les dynamiques des écosystèmes terrestres (Vitousek *et al.*, 1997; Bauer *et al.*, 2006). Des hausses concurrentes de concentrations d'ozone au niveau du sol (O₃) peuvent affaiblir la productivité des arbres (Karnosky *et al.*, 2005) et augmenter la susceptibilité aux agents pathogènes (Karnosky *et al.*, 2002), alors que le N₂O peut accélérer la croissance dans les écosystèmes carencés en azote comme les forêts boréales (Stone, Bhatti et Lal, 2006).

Distribution

Les réponses logiques des espèces et communautés au changement climatique ou « traces » sont habituellement associées aux changements de leur distribution, en particulier à des latitudes ou altitudes extrêmes. On prévoit donc que les plantes forestières et les arbres croissent plus au nord ou à des altitudes plus élevées en réaction au réchauffement climatique (Parmesan, 2006; Menéndez, 2007).

Dans une étude récente, Lenoir *et al.* (2008) ont comparé la distribution en altitude de 171 espèces de plantes forestières entre les deux périodes 1905-1985 et 1986-2005 dans l'ouest de l'Europe et ont conclu que le réchauffement climatique a entraîné un déplacement en altitude significatif du niveau maximal où l'on peut trouver ces espèces (altitude de probabilité maximale de présence) atteignant en moyenne 29 m par décennie. Cette étude montre que le changement climatique n'affecte pas seulement les aires de répartition au niveau de leurs limites de distribution mais aussi le centre de l'aire de répartition des espèces végétales (Lenoir *et al.*, 2008). Les espèces qui sont les plus rapidement aptes à se déplacer sont celles

qui ont une durée de vie plus courte et un cycle de reproduction plus rapide telles que les herbes, les fougères et les mousses; les arbres qui vivent plus longtemps et les formations arbustives n'ont pas montré une progression aussi forte et sont ceux qui sont davantage menacés par les impacts du changement climatique du fait qu'ils ne peuvent pas s'adapter aux conditions locales suffisamment rapidement et trouver d'autres sites. Ces changements de distribution vont aboutir sans doute à des écosystèmes forestiers très différents de ceux que nous connaissons aujourd'hui. Une étude similaire entreprise sur 26 montagnes de la Suisse rapporte que la flore alpine s'est étendue vers les sommets depuis les années 40 (Parmesan, 2006). Les mouvements en altitude de la limite des arbres ont aussi été observés en Sibérie, dans les montagnes Rocheuses du Canada et en Nouvelle-Zélande et des déplacements plus au nord ont été notés en Suède et à l'est du Canada (Parmesan, 2006). Les forêts de brouillard d'altitude montrent aussi des signes de déplacement vers des altitudes plus élevées, même si toutes les composantes de ces écosystèmes ne peuvent pas suivre cette progression (Jones *et al.*, 2008).

Toutefois, le rythme de ces déplacements ne sera pas seulement déterminé par la température mais dépendra aussi de plusieurs facteurs comme le taux auquel les semences peuvent se disperser dans de nouvelles régions plus adaptées en terme climatique (c'est-à-dire disposant de conditions d'humidité adaptées, des caractéristiques en matière de sol et la présence de nutriments), les interventions humaines possibles pour promouvoir le déplacement des espèces, et les changements de régimes de perturbation (Shugart, Sedjo et Sohngen, 2003; Monserud *et al.*, 2008).

Perturbation

Les forêts sont sujettes à toute une variété de perturbations qui sont elles-mêmes fortement influencées par le climat. Les perturbations telles que le feu, la sécheresse, les glissements de terrain, les invasions d'espèces, les infestations d'insectes et de maladies, et les tempêtes comme les ouragans, les tornades de vent et tempêtes de glace influencent la composition, la structure et la fonction des forêts (Dale *et al.*, 2001). Le changement climatique aura un impact sur la susceptibilité des forêts aux perturbations et affectera la fréquence, l'intensité, la durée et le rythme de ces perturbations. Par exemple, des charges en combustibles supérieures, des saisons des feux plus longues et la fréquence de conditions climatiques plus extrêmes favorisant les feux, résultats de l'évolution du climat, auront pour conséquence d'accroître les feux de forêt (Mortsch, 2006). Une évolution du climat altèrera aussi les dynamiques des perturbations dues aux insectes ravageurs et agents pathogènes autochtones des forêts et de même que cela facilitera l'établissement et la dispersion des espèces étrangères.

Ces changements dans les dynamiques de perturbation, ajoutés aux impacts directs du changement climatique sur les arbres et les écosystèmes forestiers, peuvent avoir des impacts dévastateurs en particulier du fait des relations complexes entre le climat, les agents de perturbation et les forêts. Chacune de ces perturbations peut accroître la susceptibilité des forêts aux autres perturbations. Par exemple, les forêts de pins d'Amérique centrale ont été envahies par les dendroctones des écorces, tout d'abord par *Dendroctonus frontalis* en association avec d'autres espèces de *Dendroctonus* et d'*Ips* suite aux dommages provoqués par l'ouragan Mitch en 1998. L'infestation des dendroctones a ensuite entraîné une forte mortalité des arbres qui a accru les charges en combustible dans les forêts de la région et a donc sévèrement augmenté les risques d'incendie (évoqués en détail dans le Chapitre 5 suivant). Ces interactions rendent plus difficile la prédiction des impacts futurs de l'évolution du climat sur les perturbations des forêts.

Secteur forestier

Tous ces impacts sur les arbres et les forêts auront inévitablement de larges conséquences sur le secteur forestier. Les changements dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes naturels et des forêts plantées (causés par les changements de température et les régimes des pluies) et les événements extrêmes et désastres (ouragans, sécheresses, feux et ravageurs) auront des impacts négatifs sur la fonction productive des écosystèmes forestiers qui à leur tour affecteront les économies locales (FAO, 2005). Les modes de production et de commercialisation des produits forestiers seront altérés étant donné que les espèces pousseront dans des conditions plus compétitives à des latitudes plus au nord et des altitudes plus élevées. Inversement, des risques de saturation des marchés pourront exister en raison de l'augmentation de la mortalité des arbres suite à la multiplication des ravageurs comme nous l'avons vu avec le dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) au Canada. La réduction des services des écosystèmes forestiers, spécialement pour la régulation du cycle hydrique, la protection des sols et la conservation de la diversité biologique causée par le changement climatique pourra conduire à une plus forte vulnérabilité en termes social et environnemental.

Alors que le changement climatique peut accroître la production de bois et réduire les prix du marché en général, les hausses de production ne seront sans doute pas réparties uniformément au niveau mondial; certaines régions pourront bénéficier de meilleures conditions que d'autres (Pérez-García *et al.*, 2002). Par exemple, les forêts à faible productivité limitées par la sécheresse verront encore leur productivité se réduire alors que des zones où la température limite la productivité, pourront peut être bénéficier d'une hausse des températures.

4. IMPACTS SUR LES RAVAGEURS DES FORETS

Des changements dans les dynamiques des perturbations dues aux ravageurs des forêts (insectes, agents pathogènes et autres ravageurs) sont probables en cas de changement du climat provoqué par la hausse des températures, en cas de changement du régime des précipitations, d'augmentation de la fréquence des sécheresses et de plus fortes concentrations de dioxyde de carbone. Ces changements joueront un rôle majeur dans la transformation des forêts et des secteurs forestiers mondiaux.

Des traces fossiles ont montré que les épisodes précédents de réchauffement rapide global ont été accompagnés par des niveaux plus élevés d'insectes phytophages (Currano *et al.*, 2008). Cet élément, de même que les observations faites dans les forêts de bouleau du nord de l'Europe (Kozlov, 2008; Wolf, Kozlov et Callaghan, 2008), confirment les prédictions que les tendances actuelles d'accroissement des phytophages s'amplifieront (DeLucia *et al.*, 2008).

On a remarqué que les insectes et les agents pathogènes répondaient au réchauffement exactement comme on le pensait, aussi bien par des changements de phénologie et de distribution que par une modification des dynamiques et de la composition des communautés (Menéndez, 2007). Si certains impacts du changement climatique peuvent être bénéfiques au niveau de la protection de la santé des forêts (par ex. hausse de la mortalité hivernale de certains insectes ravageurs moins protégés du froid par une couche de neige trop fine; un développement larvaire plus tardif et une mortalité plus élevée durant les sécheresses), de nombreux impacts seront néfastes (par ex. l'accélération du taux de développement des insectes; l'aire d'expansion des ravageurs) (Ayres et Lombardero, 2000).

Le changement climatique peut affecter les ravageurs des forêts et leurs dégâts du fait de son impact direct sur leur développement, survie, reproduction, distribution et expansion, ainsi que sur l'altération de la physiologie et des défenses de leurs hôtes. De même il peut avoir un impact sur les relations entre les ravageurs, leur environnement et les autres espèces comme les ennemis naturels, les compétiteurs et les espèces mutualistes.

4.1. Impacts directs

Le climat, les températures et les précipitations en particulier, ayant une très forte influence sur le développement, la reproduction et la survie des insectes ravageurs et des agents pathogènes, il est très fortement probable que ces organismes soient affectés par les changements du climat. Du fait que se sont des organismes à sang froid, les insectes et les agents pathogènes des forêts peuvent réagir rapidement à leur environnement climatique ce qui a un impact direct sur leur développement, survie, reproduction et expansion. Avec un renouvellement de génération rapide, une forte mobilité et un taux de reproduction élevé, ils réagissent plus rapidement au changement climatique que des organismes qui vivent longtemps comme les grands végétaux et les mammifères (Menéndez, 2007) et peuvent sans doute indiquer les premiers signes du changement climatique.

L'impact du changement climatique sur la fréquence et l'intensité des attaques d'insectes est moins clair en partie du fait que l'on ne possède pas assez de données sur le long terme pour une analyse. L'on possède des preuves que les attaques de tordeuse grise du mélèze (*Zeiraphera diniana*) en Suisse ont pratiquement disparues ces 30 dernières années (Esper *et al.*, 2007) alors qu'inversement, les infestations de tordeuses de bourgeons de l'épicéa (*Choristoneura fumiferana*) dans l'est du Canada semblent s'être accrues en termes de

fréquence et de sévérité ces 200 dernières années même si l'on ne sait pas si le changement climatique a joué un quelconque rôle en cela (Simard, Morin et Lavoie, 2006).

Physiologie

L'influence du climat sur les insectes peut être directe en tant que facteur de mortalité, ou indirecte en influençant le taux de croissance et de développement. Certaines informations sur les impacts des hausses de CO₂, et O₃, sont maintenant disponibles mais seulement pour des environnements spécifiques (par ex. Karnosky *et al.*, 2008) et l'on dispose d'une information très partielle sur l'évolution des niveaux d'UVB et de l'altération des régimes de pluie. Pour ces raisons, ce rapport se concentrera sur les impacts des températures. La température est considérée comme étant le facteur de changement climatique le plus important influençant la physiologie des insectes ravageurs (Bale *et al.*, 2002). Les précipitations, toutefois, peuvent constituer un facteur très important dans l'épidémiologie de nombreux agents pathogènes, tels que *Mycosphaerella pini*, qui dépend de l'humidité pour sa dispersion.

La magnitude des impacts de la température sur les ravageurs forestiers diffèrera selon les espèces et leur environnement, leur cycle biologique et leur capacité à s'adapter. Les espèces polyphages flexibles occupent différents types d'habitats distribués à diverses latitudes et altitudes vu leur plasticité phénotypique et génotypique, et seront moins affectées par le changement climatique que les espèces spécialisées occupant d'étroites niches dans des environnements difficiles (Bale *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004).

De nombreuses espèces de papillons spécialistes sont de moins en moins abondantes au Royaume-Uni, en particulier les espèces des terres boisées alors que les nombreuses espèces qui vivent dans les herbages et les espèces généralistes augmentent (Thomas, 2005). Les trois quarts des 46 espèces de papillons d'Angleterre ont enregistré un déclin en raison de la perte de leur habitat à la limite nord de leur aire de répartition; 89 pour cent des espèces spécialistes sont en déclin alors que 50 pour cent des espèces généralistes mobiles (ravageurs) enregistrent une hausse (Warren *et al.*, 2001). Franco *et al.* (2006) concluent sur l'importance du réchauffement climatique et de la perte d'habitat dans les extinctions locales au nord du Royaume-Uni, des espèces nordiques de papillons, durant ces quelques dernières décennies.

Les hausses de température estivale accélèreront généralement le taux de développement des insectes et augmenteront leur capacité reproductive alors que les températures hivernales peuvent accroître leur survie durant l'hibernation (Ayles et Lombardero, 2000; Logan, Régnière et Powell, 2003). Peut-être que le meilleur exemple de ces impacts est le dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) qui s'est développé au point de constituer de véritables pullulations dans l'ouest du Canada durant plusieurs années. Les années qui ont suivi des hivers doux ont réduit la mortalité au stade d'hibernation permettant la destruction massive des pins de cette région, en particulier les pins lodgepole (*Pinus contorta*). Une réduction de l'épaisseur de la neige associée à des températures hivernales plus élevées peut aussi réduire la survie de nombreux insectes durant l'hiver, lors de leur hibernation dans la litière forestière où ils sont protégés par la couche neigeuse des basses températures létales (Ayles et Lombardero, 2000).

L'impact d'un changement de température dépendra des zones climatiques. Dans les régions tempérées, la hausse des températures devrait réduire les potentialités de survie alors que dans les régions plus au nord, les températures plus élevées rallongeront la période estivale augmentant par cela la croissance et la reproduction (Bale *et al.*, 2002). Vu le contrôle plus sévère de l'environnement sur la biologie des espèces de ces régions, et les augmentations de température plus fortes prévues dans les régions boréales et polaires, les impacts de

température devraient être supérieurs sur ces espèces par rapport aux espèces des zones tempérées ou tropicales (Bale *et al.*, 2002). Menéndez *et al.* (2006) ont observé que la richesse des espèces d'insectes s'est accrue dans les habitats froids de l'hémisphère Nord, même si les progressions sont moins rapides que ce que l'on prévoyait au sein des populations de papillon du Royaume-Uni. Les espèces présentes sur l'ensemble du territoire de la Grande Bretagne décroissent plus rapidement dans le sud, alors que les espèces dont la distribution est plus au sud, augmentent (Conrad *et al.*, 2004).

Pourtant, Deutsch *et al.* (2008) suggèrent que, en l'absence de facteurs améliorants comme la migration et l'adaptation, les risques majeurs d'extinction provoqués par le réchauffement mondial peuvent avoir lieu sous les tropiques. Le réchauffement dans les tropiques, même s'il est de plus faible magnitude, pourrait avoir des impacts plus néfastes du fait que les insectes tropicaux ont des aires de répartition très étroites adaptées au climat comparé aux espèces de latitudes supérieures et qu'elles sont déjà confinées là où elles bénéficient de températures optimales (Deutsch *et al.*, 2008).

Andrew et Hughes (2005) n'ont observé aucun gradient de latitude chez les espèces d'hémiptères très nombreuses sur acacia dans l'est de l'Australie. Mais ils ont noté qu'avec le changement climatique, un déplacement des espèces tropicales vers des latitudes supérieures pouvait conduire à une plus forte diversité dans les zones tempérées. Dans les forêts tropicales du nord de l'Australie, le changement climatique a accru les extinctions causées par la disparition des climats et des habitats, les montagnes des zones tropicales dont la diversité est élevée, étant peuplées par tout un éventail d'espèces endémiques spécialisées dont l'aire de répartition est fortement restreinte (Williams, Bolitho et Fox, 2003). Dans une étude sur la piéride de l'aubépine (*Aporia crataegi*) dans la Sierra de Guadarrama au centre de l'Espagne, Merrill *et al.* (2008) suggèrent que ce sont les limitations de température qui restreignent la distribution des insectes dans sa partie sud au lieu des interactions biotiques, de même qu'ils montrent que ce serait la distribution des plantes hôtes qui limiterait la distribution des espèces tempérées spécialisées vers le froid.

Certains insectes ravageurs importants des forêts ont besoin de champignons symbiotiques pour se développer mais nous disposons de peu d'information sur la manière selon laquelle les changements de température peuvent affecter ces symbiotes et donc, indirectement, affecter les dynamiques des populations hôtes. Dans certains cas, les hôtes des insectes et leurs symbiotes peuvent être affectés de manière similaire par le changement climatique alors que dans d'autres cas, les hôtes et les symbiotes peuvent être affectés de manière asymétrique, empêchant toute symbiose (Six, 2007).

Distribution

Le climat joue un rôle majeur dans la définition des limites de distribution des insectes. Avec les changements du climat, ces limites se déplacent, les espèces s'étendant vers des latitudes plus au nord et des altitudes plus élevées et disparaissant des régions devenues inadaptées de par leur nouveau climat (Parmesan, 2006; Menéndez, 2007). Ces déplacements touchent des espèces dont les distributions sont limitées par la température comme beaucoup d'espèces tempérées et nordiques.

Il est maintenant clair que les progressions vers les pôles et en altitude de nombreuses espèces ont eu lieu au sein de nombreux groupes taxonomiques et dans une grande variété de régions durant le 20^{ème} siècle. Parmesan et Yohe (2003) ont rapporté que plus de 1 700 espèces de l'hémisphère Nord se sont déplacées de manière significative, atteignant en moyenne 6,1 km par décennie vers les pôles (ou 6,1 m par décennie en altitude).

L'expansion des aires de répartition de nombreuses espèces de papillon a été particulièrement bien documentée. Parmesan *et al.* (1999) notent un déplacement de 35 à 240 km vers le nord pour 22 des 35 espèces européennes non migratoires de papillon durant le siècle dernier. Wilson *et al.* (2005) ont noté que la limite altitudinale basse de présence de 16 espèces de papillon dans le centre de l'Espagne est montée en moyenne de environ 212 m en 30 ans, une montée attribuée à une hausse constatée de 1,3 °C des températures annuelles moyennes. Wilson *et al.* (2007) ont montré des montées d'approximativement 293 m des communautés de papillon de la Sierra de Guadarrama au centre de l'Espagne entre 1967-1973 et 2004-2005 suite au réchauffement climatique. Le changement climatique peut aussi réduire l'association entre l'adaptation climatique et l'habitat.

Des attaques de ravageurs forestiers peuvent aussi avoir lieu en dehors de leur distribution géographique constatée historiquement et avec des intensités jamais observées auparavant. Voici plusieurs exemples d'espèces de ravageurs des forêts qui ont réagi ou qui devraient réagir au changement climatique en modifiant leur distribution.

- Une attaque majeure du dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) s'est répandue vers le nord et à des altitudes plus élevées dans l'ouest du Canada (Colombie britannique et plus récemment, en Alberta) durant plusieurs années.
- Des températures plus fortes ont influencé le dendroctone du pin méridional (*D. frontalis*) provoquant des expansions successives de son aire de répartition aux Etats-Unis.
- Jepsen *et al.* (2008) ont largement démontré les différentes expansions des attaques vers le nord de deux géométridés, la phalène brumeuse *Operophtera brumata*, et l'arpeuteuse verte veloutée *Epirrita autumnata*) en Scandinavie.
- L'aire de la chenille processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*) s'est étendue de manière significative en termes de latitude et d'altitude en Europe.
- La distribution de la chenille processionnaire du chêne (*T. processionea*) s'est déplacée vers le nord de l'Europe durant la dernière moitié du 20^{ème} siècle.
- L'aire de l'agent pathogène européen de la rouille de peuplier *Melampsora allii-populina* va probablement gagner vers le nord avec la hausse des températures estivales.
- Les attaques de pourriture des racines dues à *Phytophthora cinnamomi* devraient s'étendre aux régions plus froides d'Europe et avec une sévérité accrue avec les scénarios d'accroissement des températures moyennes dus au changement climatique.

La capacité des espèces à répondre au réchauffement mondial et à étendre leur aire de répartition dépendra des différentes caractéristiques de leur cycle biologique, qui leur permettent de réagir de manière assez différente selon les espèces. Bale *et al.* (2002) ont suggéré que les espèces à cycle rapide, les insectes sans diapause, ou qui ne dépendent pas de températures basses pour déclencher leur diapause, répondront au réchauffement en élargissant leur aire de distribution tandis que les espèces à cycle long qui nécessitent de faibles températures pour permettre la diapause (c'est-à-dire les espèces boréales et de montagne dans l'hémisphère Nord) verront leur aire de répartition se contracter. Les espèces dont l'aire de répartition est limitée, en particulier les espèces polaires et de montagne, montrent des niveaux de contraction plus sévères que les autres groupes et sont considérées comme davantage menacées d'extinction en raison du récent changement climatique (Parmesan, 2006). Les déplacements des aires de répartition peuvent être limités par certains facteurs comme la longueur du jour ou la présence d'espèces compétitrices, prédatrices ou de parasitoïdes (Walther *et al.*, 2002). Par exemple, l'expansion de l'aire de répartition des

insectes qui ont des hôtes bien particuliers (spécialistes) peut être limitée par le taux d'expansion plus lent de leurs hôtes végétaux (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001).

Phénologie

La phénologie est la chronologie des activités saisonnières des plantes et des animaux comme la floraison ou la reproduction. Comme dans de nombreux cas, elle dépend de la température, on peut penser que la phénologie peut être influencée par le changement climatique. C'est un des impacts du changement climatique les plus faciles à suivre (Gordo et Sanz, 2006) et c'est de loin le plus documenté à ce niveau pour une grande partie des organismes allant des plantes aux vertébrés (Root *et al.*, 2003). Les activités communément suivies sont entre autres le début du nourrissage des poussins ou le premier chant des oiseaux, les premières arrivées des oiseaux migrateurs, la première éclosion des papillons, les premiers chants et frais des amphibiens, le début du bourgeonnement et de la floraison des plantes (Walther *et al.*, 2002).

Les signes d'évolutions phénologiques de nombreuses plantes et espèces animales, suite au changement climatique, sont nombreux et croissants (Fitter et Fitter, 2002; Visser et Both, 2005; Menzel *et al.*, 2008). Globalement, les activités printanières ont débuté chaque fois plus tôt depuis les années 60 (Walther *et al.*, 2002). Ce fait a été constaté sur tous les continents à l'exception d'un seul, et dans tous les principaux océans pour tous les groupes d'espèces bien étudiés des écosystèmes marins, d'eau douce et terrestres (Parmesan, 2006).

Lorsque les différents stades du cycle de vie des insectes sont déterminés par la température, on peut s'attendre à ce que certains soient avancés, les hausses de température pouvant faciliter de longues périodes d'activité en début et fin de saison, s'il n'existe pas d'autres contraintes à ce moment-là (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Avec des températures plus élevées, on peut s'attendre à ce que les insectes aient un stade larvaire plus court et deviennent adultes plus tôt. Ainsi, les réponses attendues des insectes peuvent, entre autres, inclure une précocité de l'apparition du stade larvaire et du stade adulte et un accroissement de la durée de la période de vol (Menéndez, 2007). Les membres de l'ordre des lépidoptères fournissent encore de meilleurs exemples de ces changements phénologiques avec les papillons, observés au Royaume-Uni où 26 à 35 espèces sont apparues plus tôt (Roy et Sparks, 2000). Salama, Knowler et Adams (2007) ont noté une hausse du nombre et de la diversité des pyrales pris dans les pièges posés par Rothamstead pour son étude, et l'altération de leur phénologie laisse penser qu'un changement de climat est en partie responsable. La première date d'éclosion des 17 espèces en Espagne a avancé d'1 à 7 semaines en seulement 15 ans (Stefanescu *et al.*, 2003). La date du premier vol de 70 pour cent des 23 espèces de papillon de Californie (Etats-Unis) a été anticipée d'approximativement huit jours par décennie (Forister et Shapiro, 2003).

Les changements phénologiques (apparition plus tôt du stade adulte et de l'arrivée des espèces migratrices) ont aussi été remarqués pour les aphides du Royaume-Uni (Zhou *et al.*, 1995; Harrington *et al.*, 2007). Gordo et Sanz (2005) ont étudié les impacts du climat sur quatre espèces d'insectes méditerranéens (un papillon, une abeille, une mouche et un denticulé) et ont noté que toutes les espèces enregistraient des évolutions en matière d'éclosion depuis les 50 dernières années, ce qui peut être corrélé avec la hausse des températures de printemps.

Parmesan et Yohe (2003) ont estimé que plus de la moitié (59%) des 1 598 espèces étudiées montraient des changements phénologiques et/ou de distribution mesurables sur les 20 à 140 années passées. Ils ont aussi estimé à partir des analyses quantitatives des réponses phénologiques de ces espèces, qu'une anticipation moyenne de l'arrivée du printemps de 2,3 jours par décennie avait eu lieu. Root *et al.* (2003), dans une étude quantitative similaire ont

estimé qu'un avancement de 5,1 jours par décennie avait eu lieu. Parmesan (2007) a étudié l'écart entre ces deux estimations et a noté qu'une fois justifiées les différences de critères de sélection pour intégrer les données entre les deux études, celles-ci se rejoignaient sur une anticipation globale du printemps de 2,3 à 2,8 jours par décennie. Toutefois, dans cette dernière étude, la latitude explique seulement 4 pour cent de la variation globale des changements phénologiques même si elle est fortement associée à l'importance des tendances au réchauffement. Cette dernière observation peut être liée à l'importance relative du changement climatique par rapport à l'amplitude naturelle des variations du climat.

Génétique des populations

De plus en plus d'articles scientifiques abordent le fait que les insectes adaptent leurs caractéristiques génétiques au changement climatique. Hill, Thomas et Blakeley (1999) expliquent comment deux espèces de papillon de Grande Bretagne (l'un au nord, l'autre au sud) qui ont colonisé de nouvelles régions durant l'expansion de leur aire de répartition, ont des ailes plus longues et des thorax plus larges que ceux des populations résidentes établies de longue date. De même, Thomas *et al.* (2001) ont noté des proportions supérieures de variants à longues ailes parmi les papillons observés sur les nouvelles limites nord de distribution.

Le caractère physiologique des populations peut aussi être altéré. Chez les espèces de papillon dont la diapause est facultative (induite par la photopériode), Burke *et al.* (2005) ont noté la conversion d'un gradient thermal (élévation) en un déplacement graduel de la légère prévalence de stratégies univoltines ou bivoltines qui implique des changements dans la synchronisation entre l'évolution de la photopériode et le développement de l'insecte ayant des conséquences sur les taux de reproduction. Il existe des signes de changement dans les fréquences d'allèle liés à la physiologie du développement et à la tolérance au froid de certains lépidoptères, provoqués par le changement climatique (Rank et Dahlhoff, 2002). Cependant, Davies *et al.* (2006) montrent que des modifications du comportement plutôt qu'une évolution génétique peuvent expliquer ces changements par une évolution des préférences d'habitats (par ex. choix thermorégulateurs de sites d'oviposition). Calosi *et al.* (2008), dans une étude de quatre dendroctones d'Europe, ont trouvé que leur niveau de tolérance à la température était lié à la latitude à laquelle vivaient ces espèces.

Cependant, les changements évolutifs ne sont pas généralisés et les recherches doivent encore être considérablement développées. L'expansion actuelle de l'aire de répartition vers le nord des papillons polyphages *Polygonia c-album* en Grande Bretagne n'a pas été accompagnée d'adaptations physiologiques à leurs nouveaux hôtes ou températures (Braschler et Hill, 2007). Ces auteurs n'ont trouvé aucune différence évolutive entre les espèces centrales et les populations périphériques.

4.2. Impacts indirects du changement climatique sur les arbres hôtes

Les changements de température, de précipitation, dans les concentrations de CO₂ et les facteurs climatiques peuvent altérer la physiologie des arbres au point d'affecter leur résistance aux phytophages et aux agents pathogènes (Ayres et Lombardero, 2000).

Sécheresse

La sécheresse est une des conséquences les plus importantes liées au climat à travers laquelle de rapides changements des écosystèmes ont lieu et affectent la survie des populations d'arbres existantes. Une sécheresse qui dure longtemps peut avoir pour résultat de réduire la

croissance des arbres et altérer leur santé et donc d'augmenter leur susceptibilité aux insectes ravageurs et agents pathogènes. Plusieurs insectes ravageurs et agents pathogènes sont associés aux arbres stressés tels que le bupreste *Agrilus* et les espèces les plus communes et répandues d'*Armillaria* qui sont liées au dépérissement des chênes (Evans, 2008). D'autres sont limités par les défenses des arbres en bonne santé comme le scolyte de l'épicéa européen (*Ips typographus*) (Evans, 2008).

La sécheresse peut aussi susciter des évolutions des végétaux et de la physiologie des arbres ce qui influencera les dynamiques de perturbation des ravageurs. Les feuilles peuvent changer de couleur ou s'affiner ou devenir plus cireuses ce qui peut affecter leur goût pour les insectes (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). La concentration de divers composés secondaires chez les plantes tend à s'accroître lors du stress provoqué par la sécheresse, faisant évoluer l'attrait de certains végétaux pour les insectes ravageurs (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Une sécheresse modérée peut cependant vraiment accroître la production de composés de défense des plantes et des arbres, leur fournissant sans doute une meilleure protection contre les ravageurs.

Les concentrations de sucre dans les feuilles peuvent s'accroître lors d'une sécheresse, les rendant plus attractives pour les phytophages ce qui augmente l'importance des attaques (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Les hausses de sucre contenu dans les sapins balsamifères stressés par la sécheresse par exemple, sont connus pour stimuler l'appétit de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) à certains stades de son développement et accélérer sa croissance (Mortsch, 2006). Un autre avantage pour les ravageurs des forêts est la hausse des températures des arbres stressés par la sécheresse qui peuvent augmenter de 2 à 4 °C, et bénéficier à la fécondité et à la survie des insectes par exemple (Mortsch, 2006).

Les impacts de ces changements de physiologie des arbres hôtes et de susceptibilité provoquent différentes réponses de la part des ravageurs. Rouault *et al.* (2006) ont étudié les impacts de la sécheresse et des températures élevées sur les insectes forestiers et ont noté que les xylophages étaient positivement influencés par les températures élevées qui augmentent leur taux de développement et le stress hydrique prolongé qui affaiblit la résistance des arbres hôtes alors que les défoliateurs bénéficient des hausses d'azote dans les tissus des plantes liées au stress hydrique modéré ou intermittent.

Les forêts de pins pignons (*Pinus edulis*) de l'ouest des Etats-Unis constituent un exemple d'interaction complexe entre la sécheresse résultant du changement climatique et les fonctions des écosystèmes forestiers. Les cochenilles du pin pignon affectent le microclimat des sols par l'altération de l'ombre et du ruissellement des eaux pluviales; cette influence microclimatique est aussi importante que les effets du changement climatique *proprement dit*. Les lépidoptères phytophages, d'un autre côté, n'ont pas cet effet en retour dans cet écosystème (Classen *et al.*, 2005). Trotter, Cobb et Whitham (2008) ont trouvé que le pin pignon soumis à un stress hydrique altérait la structure de la communauté d'arthropodes. Sous fort stress, l'abondance des communautés est réduite par 10 fois et le nombre d'espèce divisé par deux, alors que 73 pour cent des 33 espèces phytophages les plus abondantes, sont plus abondantes sur les arbres stressés. Ainsi, le stress hydrique dans cet écosystème provoque une réduction de la biodiversité et de l'abondance, et la dominance de quelques espèces de ravageurs.

La grande variabilité du fonctionnement des forêts en termes spatial et temporel, rend difficile de lier la mortalité des arbres due à la sécheresse à une plus grande incidence des insectes ravageurs ou des dommages créés par les champignons pathogènes. Dans une étude récente sur l'impact à large échelle, des différentes sécheresses annuelles sur la croissance et

la mortalité du tremble (*Populus tremuloides*) au Canada, Hogg, Brandt et Michaelian (2008) n'ont pas pu trouver un lien significatif entre la sévérité de la sécheresse et la défoliation des insectes ou l'intensité des attaques de xylophages. Le ralentissement de la croissance et la mortalité sont toutefois fortement liés à la sévérité des sécheresses mais le retard de mortalité enregistré durant les années qui ont suivi la sécheresse, laisse penser que les agents secondaires peuvent avoir joué un rôle dans ce processus.

Niveaux élevés de dioxyde de carbone dans l'atmosphère

Comme cela a été évoqué au Chapitre 3, des niveaux plus élevés de CO₂ dans l'atmosphère améliorent les taux de croissance et l'efficacité des plantes et des arbres à utiliser l'eau. Cette productivité accrue conduit à des concentrations plus faibles en azote dans les arbres et les plantes et ainsi les ratios de carbone par rapport à l'azote (C: N) augmentent, ce qui réduit la valeur nutritionnelle de la végétation pour les insectes (Kopper et Lindroth, 2003; Mortsch, 2006). En réaction, les insectes peuvent accroître leur activité (et donc accroître les dégâts sur l'arbre) afin de compenser la réduction de la qualité nutritive et trouver l'azote nécessaire (Ayres et Lombardero, 2000). Dans de nombreux cas, l'accroissement des quantités ingérées peut permettre aux insectes de répondre à leurs besoins nutritionnels mais le plus souvent, ce n'est pas le cas, provoquant seulement de faibles performances, des taux de croissance réduits et augmentant la mortalité (Cannon, 1998; Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Cet effet, toutefois, n'a pas été observé de manière régulière (Holton, Lindroth et Nordheim, 2003), et une plus forte croissance due à une augmentation du CO₂ peut en fait plus que compenser la défoliation dans certains cas (Kopper et Lindroth, 2003).

Des niveaux élevés de CO₂ peuvent aussi occasionner un changement dans la structure de la plante avec l'augmentation de la taille des feuilles et de leur épaisseur, un nombre plus important de feuilles, une superficie foliaire totale par plante supérieure, et des diamètres de tiges et de branches plus gros (Garrett *et al.*, 2006). Une augmentation des sécrétions chimiques de défense peut aussi avoir lieu dans ces conditions (van Asch et Visser, 2007). Tous ces changements physiologiques de l'hôte influenceront l'attraction des insectes, même si les impacts sur les ravageurs diffèrent selon les espèces. Par exemple, face aux hausses de niveaux de CO₂, la phalène brumeuse (*Operophtera brumata*) consomme davantage de feuilles de chêne (*Quercus robur*) en réaction à la réduction de la dureté des feuilles, alors que le bombyx disparate (*Lymantria dispar*) révèle un poids de pupation normal mais nécessite une longue période de temps pour se développer en réaction à l'augmentation des concentrations en tanins (van Asch et Visser, 2007).

Déposition d'azote atmosphérique

Les émissions humaines de polluants azotés dans l'air et leur déposition font partie du phénomène plus large de changement global et peuvent aussi avoir des impacts sur la santé des forêts. La hausse des niveaux d'azote dans les feuilles des arbres et des plantes peut entraîner une hausse immédiate du nombre d'agents pathogènes (Burdon, Thrall et Ericson, 2006). Par exemple, une étude suédoise a noté que les infections causées par un agent pathogène commun, *Valdensia heterodoxa*, sur *Vaccinium myrtillus*, une plante dominante du sous-étage des forêts boréales de conifères, sont stimulées par les augmentations d'azote entraînant une chute des feuilles prématurée (Strengbom *et al.*, 2002). Cette défoliation a par la suite provoqué la perte de dominance de *V. myrtillus* au profit d'une nouvelle dominance de plantes herbacées affectant la structure des communautés végétales.

Evènements climatiques extrêmes

Avec les sécheresses, le changement climatique peut affecter la fréquence et l'intensité des évènements climatiques extrêmes qui ont un impact sur la santé des forêts. Les dommages directs causés aux arbres ou les altérations aux écosystèmes peuvent augmenter leur susceptibilité au développement des ravageurs. La chute des arbres causée par le vent et les attaques superficielles peuvent endommager les arbres et permettre aux agents pathogènes et aux insectes ravageurs secondaires de pénétrer dans les arbres et aussi de provoquer des ruptures mécaniques dans les fonctions physiologiques normales. Des mouvements de masses d'air chaud vers de plus hautes latitudes, associés au changement climatique, l'accroissement, la fréquence et l'étendue des phénomènes de dispersion par le vent peuvent s'accroître, comme cela a été observé avec l'invasion récente de la teigne des crucifères sur l'île de Svalbard en Norvège, à 800 km au nord de la population source dans la Fédération de Russie (Coulson *et al.*, 2002).

4.3. Impacts indirects sur l'écologie communautaire

Les changements climatiques peuvent altérer les relations entre les ravageurs, leur environnement et les autres espèces, comme les ennemis naturels, les compétiteurs et les mutualistes, conduisant à des changements dans la structure et la composition des communautés naturelles (Stireman *et al.*, 2005). Les changements observés et prévus concernant l'abondance des espèces, les caractères phénologiques et les distributions des espèces individuelles peuvent altérer les interactions entre les espèces au sein des communautés (Menéndez, 2007). Ces altérations peuvent modifier le comportement des populations (les caractéristiques des infestations) dans leur aire actuelle (Coley, 1998). Les espèces individuelles répondent au changement climatique de différentes manières et sur des échelles de temps différentes aussi est-il fort probable que certaines relations évoluent grandement. Les interactions qui impliquent deux groupes trophiques ou davantage, comme les plantes-phytophages, les plantes-pollinisateurs et les interactions entre parasites et plantes hôtes pourront sans doute souffrir des disfonctionnements majeurs (Harrington, Woiwod et Sparks, 1999).

Gordo et Sanz (2005) et Forkner *et al.* (2008) ont montré la dissociation des phénologies des insectes et des plantes (due à leurs réactions différentes aux changements de température) tendant à altérer la synchronisation entre les insectes et leurs ressources et à menacer les espèces qui ont des hôtes plus spécifiques. Dans une revue des changements phénologiques des espèces qui interagissent entre elles, Visser et Both (2005) ont noté que la phénologie des insectes a adopté un rythme plus rapide (éclosion des œufs et date de retour de la migration avancées) que leurs hôtes (bourgeonnement et floraison). Ils ont aussi avancé leur période de pic d'abondance plus que leurs prédateurs (dates de ponte et d'arrivée des oiseaux migrants). Par exemple, le bouleversement de la synchronie entre la phalène brumeuse (*Operophtera brumata*) et le bourgeonnement de ses arbres hôtes a à son tour entraîné une asynchronie entre le ravageur et un de ses prédateurs, la mésange charbonnière (*Parus major*), qui compte sur les chenilles pour nourrir ses petits (Walther *et al.*, 2002; van Asch *et al.*, 2007). Ces changements phénologiques induits par le climat, proviennent clairement de l'asynchronie entre les espèces interagissant, influençant finalement la structure, la composition et la diversité des communautés.

Les changements de distribution et les déplacements des aires de répartition interfèrent avec les relations entre la communauté lorsque les espèces qui connaissent des expansions commencent à interagir avec d'autres espèces dans de nouveaux environnements dans lesquels les interactions précédentes peuvent avoir été limitées ou ne jamais avoir existées (Menéndez, 2007). L'expansion en altitude de la processionnaire du pin (*Thaumetopoea*

pityocampa) dans les montagnes de la Sierra Nevada au sud-est de l'Espagne a, par exemple, permis à ce ravageur de trouver un nouvel arbre hôte, un pin sylvestre local endémique (*Pinus sylvestris* var. *nevadensis*) (Menéndez, 2007). L'augmentation des attaques de *T. pityocampa* pourrait avoir des effets nuisibles sur cette espèce d'arbre endémique des montagnes.

Les espèces capables de s'adapter au changement climatique en accroissant leur distribution profiteront aussi du manque de compétiteurs et d'ennemis naturels dans leur nouvel environnement. L'expansion des espèces peut ne pas être rapidement suivie de celle de leurs ennemis naturels comme dans le cas de la processionnaire du pin et dans certains cas, la synchronisation entre l'hôte et l'ennemi naturel ou le parasitoïde, peut disparaître dans les nouvelles conditions de température, comme dans le cas de la phalène brumeuse (Battisti, 2004).

Certains agents pathogènes peuvent tirer profit des meilleures conditions de survie et de l'expansion de leurs insectes vecteurs. Par exemple, les vecteurs du champignon de la graphiose de l'orme (*Ophiostoma novo-ulmi*), *Scolytus scolytus* et *S. multistriatus* peuvent être plus actifs durant les périodes de température élevée ce qui, à terme, accroîtra la propagation du champignon.

5. LES ESPECES DE RAVAGEURS DES FORETS INFLUENCEES PAR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE

Certains exemples d'insectes ravageurs des forêts, de maladies et d'autres ravageurs qui ont été touchés ou dont on prévoit qu'ils seront influencés par le changement climatique sont présentés ci-dessous. Des informations sur les ravageurs non forestiers sont aussi fournies pour permettre une meilleure compréhension des impacts potentiels du changement climatique sur la santé des forêts.

5.1. Insectes

Coléoptères

***Agrilus pannonicus* (Piller et Mitterpacher, 1783) (Buprestidae) – Bupreste « faux de poudre-poteau »**

Plusieurs coléoptères de la famille des bostrichidés du genre *Agrilus* sont liés au déclin du chêne. La fréquence de ces espèces s'est accrue au niveau mondial (à la fois dans leur pays d'origine et à travers un déplacement vers d'autres régions du monde) et leurs impacts ont été liés au stress de leurs arbres hôtes potentiellement causé par le changement climatique (Evans, 2008). Par exemple, *Agrilus pannonicus* (= *A. biguttatus* (Fabricius)) a récemment été associé au déclin d'un chêne européen dans son aire de répartition naturelle et est de plus en plus fréquent dans plusieurs pays dont la France, l'Allemagne, la Hongrie, la Pologne, les Pays-Bas et le Royaume-Uni où l'on pense qu'il contribue au déclin du chêne (Gibbs et Grieg 1997; Ciesla, 2003). Les infestations peuvent entraîner une forte mortalité des arbres qui, associés avec d'autres facteurs qui participent au déclin, peuvent altérer terriblement la composition des espèces des chênaies.

***Dendroctonus frontalis* Zimmermann (Curculionidae) – Dendroctone méridional du pin**

Dendroctonus frontalis est considérée comme une des espèces les plus nuisibles d'Amérique centrale et des régions sud de l'Amérique du Nord. Elle constitue un des ravageurs les plus importants des pins et est largement distribuée de la Pennsylvanie au sud des États-Unis, au Mexique et en Amérique centrale. Les populations peuvent se constituer rapidement jusqu'à provoquer des infestations et la mort d'un grand nombre d'arbres. Les attaques initiales ont généralement lieu sur les arbres affaiblis, mais *D. frontalis* est aussi capable de tuer des arbres en bonne santé. Ce dendroctone tue les arbres de deux manières: l'annélation durant la construction des galeries de ponte; et l'introduction d'un champignon du bleuissement du genre *Ophiostoma* (Billings *et al.*, 2004). Du fait de son court temps de développement, de sa capacité de dispersion élevée et de la large distribution des arbres hôtes, le dendroctone méridional du pin a le potentiel de répondre rapidement et de façon significative à tout changement de climat.

En octobre 1998, l'ouragan Mitch a frappé l'Amérique centrale, causant des inondations et des coulées de boue qui ont affecté les communautés, les forêts et les infrastructures locales. Durant les années qui ont suivi, une infestation de toute la région d'une ampleur sans précédent du dendroctone méridional du pin, principalement *D. frontalis* en association avec d'autres *Dendroctonus* et espèces d'*Ips* ont détruit plus de 100 000 ha de pins (Billings *et al.*,

2004). Comme presque tous les arbres morts sont restés sur place, les charges en combustible ont terriblement augmenté, entraînant d'énormes feux. Le changement climatique va accroître la fréquence et la sévérité des catastrophes naturelles comme les ouragans. Le potentiel d'impacts dévastateurs futurs sur les forêts, des perturbations initiales aux effets successifs en cascade (c'est-à-dire d'autres perturbations comme les infestations de ravageurs et le feu) est assez élevé.

Les températures plus fortes attribuées au changement climatique ont aussi influencé le dendroctone méridional du pin permettant son expansion aux États-Unis. Les mesures en laboratoire et les données publiées sur la mortalité dans les populations dans la nature indiquent qu'une température de -16 °C ou moins, provoque dans presque 100 pour cent des cas la mortalité des ravageurs, limitant donc sa distribution aux latitudes nord actuelles (Ungerer, Ayres et Lombardero, 1999; Ayres et Lombardero, 2000). On pense qu'une hausse de température de 3 °C devrait permettre aux infestations d'avoir lieu approximativement 178 km plus au nord que par le passé (Ungerer, Ayres et Lombardero, 1999). Les infestations récentes du dendroctone méridional du pin dans les écosystèmes du nord et de haute altitude où il était auparavant rare ou absent, ont été attribuées à la tendance de réchauffement de 3,3 °C des températures hivernales minimales de l'air dans le sud-est des États-Unis de 1960 à 2004 (Tran *et al.*, 2007). Cette expansion vers le nord a eu lieu comme cela avait été prévu par Ungerer, Ayres et Lombardero (1999).

Le dendroctone méridional du pin s'est aussi sans doute adapté de manière à augmenter ses chances de survie dans des climats plus froids. Tran *et al.* (2007) ont montré à travers leur études sur le terrain et en laboratoire d'une population du nord, qu'au stade pré-pupal, le dendroctone tolérait davantage le froid (de plus de 3 °C) qu'aux stades larve, pupa et adulte, et que son mode de développement durant l'hiver l'a fortement fait évoluer vers cette plus grande tolérance au froid. Cette tendance pourrait être une coïncidence plutôt qu'une véritable adaptation (Tran *et al.*, 2007).

***Dendroctonus ponderosae* (Hopkins) (Curculionidae) – Dendroctone du pin des montagnes**

Le dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) est le ravageur le plus destructeur des pins matures de l'Amérique du Nord, en particulier du pin de lodgepole (*Pinus contorta*). Dans l'ouest des États-Unis, les attaques de dendroctone ont augmenté à la suite de plusieurs années de sécheresse (Tkacz, Moody et Villa Castillo, 2007). Une pullulation majeure de ces ravageurs s'est aussi développée dans l'ouest du Canada (Colombie britannique, et plus récemment en Alberta) durant plusieurs années et même si de nombreux efforts ont été réalisés pour réduire son impact, des millions d'arbres ont été tués. Les reconnaissances aériennes réalisées en Colombie britannique en 2007, ont montré que plus de 10 millions d'hectares de pins étaient infectés, dont 860 973 ha dans les parcs et aires protégées de la province (Westfall et Ebata, 2008). On prévoit que si les dendroctones continuent à se développer à ce taux actuel, la majorité des 80 pour cent des pins matures de la Colombie britannique seront morts en 2013 (CFS, 2007). Le grand nombre d'arbres morts et mourants a aussi accru le risque de feux de forêt. Les infestations du dendroctone du pin des montagnes ont transformé les forêts de l'ouest du Canada, d'un puits de carbone peu important, en une source considérable de carbone pour l'atmosphère (Kurz *et al.*, 2008).

Le problème a été exacerbé par plusieurs années successives d'hiver doux, réduisant la mortalité du dendroctone au stade d'hibernation. Leur cycle de vie est généralement effectué en une année; mais des températures plus élevées peuvent permettre deux générations par an alors que de plus froides limitent ce cycle à une génération tous les deux ans (Amman,

McGregor et Dolph, 1990). Les conditions de sécheresse associées à des températures plus chaudes ont aussi affaibli les arbres et accru leur susceptibilité aux dendroctones. Des températures plus élevées ont donc rendu accessibles aux ravageurs les peuplements de pins matures inaccessibles sous le climat existant auparavant (Carroll *et al.*, 2004). Une analyse récente a conclu que les hivers au centre du Canada resteront suffisamment froids dans le futur prévisible pour fortement réduire le risque d'invasion des dendroctones du pin des montagnes dans les forêts boréales de l'est de l'Amérique du Nord (Nealis et Peter, 2008).

***Dendroctonus rufipennis* (Kirby) (Curculionidae) – Dendroctone rouge du pin**

Dendroctonus rufipennis est un ravageur des épicéas d'Amérique du Nord, en particulier de l'épicéa canadien ou sapinette blanche (*Picea glauca*), de l'épicéa noir d'Amérique (*P. mariana*) dans le nord, de l'épicéa d'Engelmann (*P. engelmannii*), de l'épicéa de Sitka (*P. sitchensis*) à l'ouest et de l'épicéa rouge du Canada (*P. rubens*) à l'est (EPPO/CABI, 1997). Il tend à attaquer les arbres affaiblis ou arrachés par le vent et les infestations sont pour la plupart liées à des facteurs prédisposant leur développement. Par conséquent, on peut s'attendre à ce que les impacts du changement climatique sur les arbres et les forêts augmentent les infestations de dendroctone rouge du pin.

En fait, Hebertson et Jenkins (2008) ont étudié l'impact du climat sur les infestations de dendroctone rouge du pin dans l'Utah et le Colorado (Etats-Unis), entre 1905 et 1996 et ils ont trouvé que les années historiques d'infestation dans les vallées étaient liées à des automnes et hivers chauds et à des épisodes de sécheresse. De même, les infestations du Canada (Territoire du Yukon) et des Etats-Unis (Alaska) semblent être liées à des températures estivales extrêmement élevées qui ont influencé les tailles de population de dendroctone rouge du pin causées par une combinaison de facteurs allant d'un plus fort taux de survie lors de l'hibernation à une réduction de moitié du temps pour arriver à maturité qui est passé de deux ans à un an, et du stress des arbres hôtes matures produit au niveau régional par la sécheresse (Berg *et al.*, 2006).

Hémiptères

Aphides (Aphididae)

Avec des cycles de vie courts et des seuils bas de température de développement, on peut s'attendre à ce que les aphides soient fortement influencés par les changements environnementaux et climatiques. Globalement, on prévoit que les aphides apparaîtront au printemps au moins huit jours plus tôt dans les 50 prochaines années, même si le taux d'anticipation pourra varier selon les sites et les espèces (Harrington *et al.*, 2007). Cela pourrait avoir pour conséquence d'accroître les dommages potentiels aux plantes hôtes en fonction de la phénologie de ces plantes hôtes et des ennemis naturels.

Zhou *et al.* (1995), par exemple, ont étudié les durées de migration de cinq espèces d'aphide (*Brachycaudus helichrysi*, *Elatobium abietinum*, *Metopolophium dirhodum*, *Myzus persicae*, *Sitobion avenae*) de Grande Bretagne sur une période de presque 30 ans et ils ont conclu que les températures, hivernales en particulier, constituent le principal facteur qui affecte la phénologie de toutes les espèces d'aphide. Ils ont trouvé qu'une hausse d'1°C de la moyenne des températures hivernales avançait la phénologie de la migration de 4 à 19 jours selon les espèces.

***Elatobium abietinum* (Walker) (Aphididae) – Aphide de l'épicéa**

On pense aussi probablement que l'aphide de l'épicéa (*Elatobium abietinum*) a bénéficié de sa croissance durant sa survie hivernale, ce qui a entraîné une défoliation plus forte et plus fréquente des arbres hôtes (*Picea* spp.). Cet aphide est originaire d'Europe mais sa présence a aussi été rapportée en Amérique du Nord et du Sud.

Au Royaume-Uni, les attaques de ravageurs ont provoqué de grandes pertes en feuillage et dans les cimes durant les infestations actives mais aussi durant les années qui ont suivi. Westgarth-Smith *et al.* (2007) ont montré qu'un temps clément associé à un indice de l'Oscillation nord-Atlantique (ONA) positif a retardé la migration de printemps d'*E. abietinum*, l'a fait durer plus longtemps et a augmenté le nombre d'aphides. Des valeurs ONA positives correspondent à des conditions atmosphériques plus chaudes pour le Royaume-Uni. Le réchauffement global a sûrement accru la variabilité de l'ONA, déplaçant le système vers des valeurs en hausse ce qui pourrait probablement accroître l'activité aphidienne et les dégâts aux épicéas et aux forêts de cette zone.

Hyménoptères

***Cephalcia arvensis* Panzer, 1805 (Pamphiliidae) – Tenthrède de l'épicéa**

La tenthrède de l'épicéa (*Picea*) est monophage et endémique de l'aire de répartition de l'épicéa en Eurasie, où des infestations ont rarement été enregistrées. De 1985 à 1992 toutefois, il y a eu une infestation soudaine de la tenthrède au sud des Alpes durant laquelle ces populations ont développé un cycle de vie annuel et se sont développées exponentiellement provoquant des défoliations répétitives et la mort de nombreux arbres (Marchisio, Cescatti et Battisti, 1994; Battisti, 2004). Les espèces de *Cephalcia* montrent généralement une faible fécondité et ont une longue diapause de plusieurs années qui est stimulée par les faibles températures durant la phase de pupation (Battisti, 2004).

L'infestation correspond à une période de températures élevées et de faibles précipitations, et de stress hydrique sévère pour les arbres hôtes. Cela permet à l'insecte de s'adapter au nouveau climat, entraînant une plus faible mortalité, un développement plus rapide et des taux de reproduction supérieurs. De plus, l'augmentation soudaine de la densité de population n'est pas suivie rapidement par celle de ses ennemis naturels, ce qui facilite une croissance illimitée de la population (Battisti, 2004).

***Neodiprion sertifer* (Geoffroy) (Diprionidae) – Diprion ou Tenthrède du pin sylvestre**

Le tenthrède du pin sylvestre *Neodiprion sertifer* fait partie des espèces de ravageurs importantes sur les pins en Europe, au nord de l'Asie, au Japon et en Amérique du Nord où il a été introduit. C'est un des plus sérieux défoliateurs des forêts de pins (*Pinus sylvestris*) du nord de l'Europe. Virtanen *et al.* (1996) laissent entendre que les infestations de tenthrède sur les pins sylvestre dans l'est et au nord de la Finlande peuvent être prévenues par des températures hivernales basses qui tuent les œufs et ils prévoient que les attaques seront plus fréquentes avec le réchauffement hivernal. Une grande variation de la stratégie de ponte d'évitement du gel des œufs a aussi été observée et pourrait permettre à *N. sertifer* de s'adapter au changement climatique prévu et de progresser vers le nord (Veteli *et al.*, 2005).

Lépidoptères

Des températures plus élevées ont entraîné des augmentations de populations de lépidoptères dans les forêts. Un facteur limitant, en particulier pour les défoliateurs, est la synchronie avec le bourgeonnement des arbres au printemps alors que les éléments déterminants pour l'apparition des insectes et le bourgeonnement sont les températures à la fin de l'hiver.

Papillons

Si peu d'espèces de papillons sont considérées comme des ravageurs forestiers sérieux, certains des plus beaux et des plus recherchés, illustrent les impacts du changement climatique sur les distributions et la phénologie des insectes. Les aires de répartition géographique de nombreuses espèces ont progressé vers le nord et en altitude suite au réchauffement climatique, conduisant à un accroissement de la richesse des espèces à des latitudes plus grandes et en altitude et dans certains cas, à une extinction locale potentielle à des altitudes plus basses.

L'expansion des aires de répartition des papillons a été bien documentée (voir la section 4.1) et des changements dans la phénologie des papillons ont aussi été observés. Au Royaume-Uni, les espèces ont avancé leur période de vol d'environ 2 à 10 jours pour chaque degré de hausse des températures (Roy et Sparks, 2000; Menéndez, 2007). Des changements phénologiques similaires en réponse au réchauffement ont été notés en Espagne où l'éclosion des papillons a été anticipée d'1 à 7 semaines en 15 ans (Stefanescu *et al.*, 2003) et en Californie (Etats-Unis) où l'on a vu une anticipation d'environ 8 jours par décennie (Forister et Shapiro 2003).

Voici plusieurs exemples d'espèces influencées par le changement climatique.

- Le monarque africain (*Danaus chrysippus*) a progressé vers le nord, établissant une première population dans le sud de l'Espagne en 1980, suite à l'établissement de multiples populations le long de la côte est espagnole (Menéndez, 2007).
- Les hausses de température ont augmenté les chances de survie et facilité l'expansion des aires de répartition en latitude et altitude du papillon (*Atalopedes campestris*) dans l'ouest des Etats-Unis (Crozier, 2003, 2004).
- Le papillon à damiers (*Euphydryas editha*) a progressé vers le nord et aussi en altitude en Amérique du Nord (Parmesan, 1996). Les populations de la limite nord de l'aire de répartition de l'espèce au Canada et des altitudes plus élevées de la même aire de répartition ont vu leurs chances de survie augmenter alors que les populations de la limite sud, au Mexique, ont décliné.
- En Europe, le Tircis (*Parage aegeriae*) a élargi son aire de répartition vers le nord au-delà de sa plante hôte d'origine sur laquelle il se nourrissait de manière prédominante (Logan, Régnière et Powell, 2003).
- La piéride de l'aubépine (*Aporia crataegi*) a étendu son aire de répartition en altitude dans les montagnes de la Sierra de Guadarrama, au centre de l'Espagne, alors que les populations des altitudes moins élevées et plus chaudes ont disparu (Merrill *et al.*, 2008). Si le climat est devenu un facteur moins limitant dans sa distribution à des altitudes plus élevées, le ravageur est toutefois limité par l'absence de plantes hôtes.

***Choristoneura fumiferana* (Clem.) (Tortricidae) – Tordeuse des bourgeons de l'épinette**

La tordeuse des bourgeons de l'épinette, *Choristoneura fumiferana*, constitue le principal défoliateur des forêts de conifères d'Amérique du Nord. Le sapin baumier (*Abies balsamea*)

est son hôte préféré mais elle peut volontier attaquer l'épicéa canadien *Picea glauca*, l'épicéa rouge du Canada *P. rubens* et l'épicéa noir d'Amérique *P. mariana* et peut même se nourrir sur les mélèzes d'Amérique (*Larix* spp.) et les tsugas (*Tsuga* spp.). L'attaque de cette tordeuse des bourgeons peut persister de 5 à 15 ans, entrecoupée par des périodes de 20 à 60 ans (Fleming et Volney, 1995). A l'est du Canada, la période des cycles de population a été en moyenne de 35 ans, ces derniers 270 ans (Volney et Fleming, 2007). Les tordeuses, lors d'attaques incontrôlées, peuvent tuer presque tous les peuplements denses et matures de sapins (Fleming et Volney, 1995).

Les influences climatiques sur les caractéristiques de développement sont considérées comme un facteur majeur de restriction des attaques, les changements du climat devraient donc avoir un impact sur la sévérité, la fréquence et la distribution spatiale des attaques de tordeuse des bourgeons de l'épinette (Logan, Régnière et Powell, 2003). Le succès des insectes à établir des sites de nourrissage durant le printemps dépend du poids initial des œufs et de la synchronie de leur développement avec le bourgeonnement de leur hôte, fortement influencé par les facteurs climatiques (Volney et Fleming, 2000, 2007). Cette synchronisation est difficile au début de l'attaque et détermine donc l'intensité des dommages. Toutefois, la tordeuse est capable de tolérer une certaine asynchronie entre l'apparition du printemps et le développement rapide des bourgeons étant donné que le second stade larvaire s'est adapté au niveau morphologique et comportemental, permettant à la tordeuse de se nourrir des aiguilles (Volney et Fleming, 2007).

Dans certaines parties de son aire de répartition, en particulier aux limites nord, la température peut aussi influencer la durée des attaques du même que leurs interruptions sont souvent associées aux chutes du feuillage souvent provoquées par les gelées tardives de printemps (Volney et Fleming, 2007). La fin normale des attaques au centre même de l'aire de répartition des arbres hôtes est associée à la mortalité causée par les ennemis naturels de la tordeuse à ses derniers stades larvaires (Volney et Fleming, 2000). Les ennemis naturels de la tordeuse, *C. fumiferana*, étant moins efficaces en cas de températures élevées (Hance *et al.*, 2007), les facteurs climatiques peuvent donc permettre des attaques massives de ce ravageur s'il dispose d'arbres hôtes. Le changement climatique devrait accroître l'étendue, la sévérité et la durée des attaques de la tordeuse dans l'est du Canada (Gray, 2008).

***Epirrita autumnata* (Borkhausen, 1794) (Geometridae) – Arpenteuse verte veloutée**

Epirrita autumnata est une espèce holarctique qui a étendu son aire de répartition dans certaines régions. Dans les pays du nord de l'Europe, les cycles d'infestation d'*Epirrita autumnata* sont typiquement plus fréquents dans les forêts les plus au nord et les forêts de bouleau continentales mais durant les 15 à 20 dernières années, ils se sont étendus aux régions plus continentales et plus froides, auparavant protégées par des températures hivernales extrêmes (Jepsen *et al.*, 2008). Ces ravageurs passant l'hiver au stade œuf, le taux de survie des œufs est donc conditionné par les températures hivernales minimales. Virtanen, Neuvonen et Nikula (1998) ont étudié les relations entre la survie des œufs d'*E. autumnata* et les températures hivernales minimales de l'extrême nord de la Finlande. Le réchauffement climatique devrait entraîner une réduction des deux tiers la zone forestière ayant des températures hivernales assez froides pour contenir les populations d'*E. autumnata* à un faible niveau jusqu'au milieu du XXI^{ème} siècle. Une hausse des températures hivernales augmenterait donc la superficie de forêt susceptible d'être attaquée par l'arpenteuse verte veloutée.

***Lymantria dispar* Linnaeus, 1758 (Lymantriidae) – Bombyx disparate ou spongieuse**

Le bombyx disparate ou spongieuse, *Lymantria dispar*, est un défoliateur important qui s'étend sur une large aire de répartition de feuillus mais aussi de conifères. Alors que durant de nombreuses années, les populations sont restées peu nombreuses et n'ont pas causé de dégâts significatifs, de sévères attaques ont eu lieu entraînant de fortes défoliations, des retards de croissance, des dépérissements et parfois la mort de l'arbre. Deux lignées de spongieuse existent – la souche asiatique, dont la femelle est capable de voler; et la souche européenne, dont la femelle est aptère. La souche asiatique est originaire du sud de l'Europe, du nord de l'Afrique et du centre et sud de l'Asie et du Japon et a été introduite en Allemagne et les autres pays européens où elle s'est facilement hybridée avec la souche européenne. La souche asiatique de la spongieuse a aussi été introduite mais ne s'est pas établie au Canada, aux Etats-Unis et au Royaume-Uni (Londres). On trouve la souche européenne dans les forêts tempérées de l'ouest de l'Europe mais elle a aussi été introduite au Canada et aux Etats-Unis. La spongieuse est considérée comme un ravageur important dans son aire de répartition naturelle et dans les zones d'introduction.

On note aussi une augmentation notable des attaques dans des régions auparavant non affectées par ce ravageur comme les Iles de La Manche (Jersey) et de nouvelles zones au Royaume-Uni (Aylesbury, Buckinghamshire). Au Canada, l'expansion de la spongieuse a pour l'instant été prévenue par les barrières climatiques et la disponibilité des plantes hôtes de même que par une éradication agressive des populations naissantes (Logan *et al.*, 2007; Régnière, Nealis et Porter, 2008). Toutefois, il est probable que la spongieuse soit capable d'étendre son aire de répartition en Amérique du Nord suite à un taux de survie plus élevé durant l'hibernation du stade larvaire, du fait des hivers doux et d'une plus forte accumulation des degrés-jours pour le développement larvaire (Evans, 2008; Régnière, Nealis et Porter, 2008). Des prévisions similaires ont été faites pour l'Europe (Vanhanen *et al.*, 2007). Pitt, Régnière et Worner (2007) ont noté une hausse de la probabilité d'établissement de la spongieuse en Nouvelle-Zélande, en particulier dans l'île du Sud.

Les hausses de concentrations de CO₂ dans l'atmosphère peuvent aussi influencer la sévérité des attaques de spongieuse. Les performances larvaires sur les plantes hôtes cultivées sous concentrations élevées de CO₂ varient selon les espèces hôtes, pouvant être réduites sur certains hôtes tels que les peupliers et s'accroître sur d'autres, comme les chênes (Cannon, 1998).

***Lymantria monacha* (Linnaeus, 1758) (Lymantriidae) – Nonne**

Lymantria monacha constitue un des ravageurs majeurs des feuillus et des conifères en Europe et en Asie. La défoliation par la larve de la nonne peut tuer les arbres hôtes, en particulier les conifères et a causé des pertes immenses malgré l'intervention et l'utilisation d'insecticides biologiques et chimiques. Les attaques dans une partie de l'Europe ont sans doute augmenté suite à l'établissement de plantations de pin extensives dans des zones peu fertiles ou suite au changement du climat. On pense que la nonne s'étendra vers le nord de l'Europe en raison du fort degré d'accumulation degrés-jours et d'une plus forte survie à l'hibernation (Evans, 2008). Grâce à des logiciels de modélisation, Vanhanen *et al.* (2007) ont prévu que le réchauffement climatique causerait un déplacement de la frontière nord de l'aire de distribution d'approximativement 500 à 700 km vers le nord et que la limite sud de leur aire de répartition se rétracterait vers le nord de 100 à 900 km.

***Operophtera brumata* Linnaeus, 1758 (Geometridae) – Phalène brumeuse**

Operophtera brumata est distribuée à travers toute l'Europe, l'Afrique du Nord, le Japon et la Sibérie et a aussi été introduite au Canada et aux Etats-Unis. Elle se nourrit d'une large variété d'arbres décidus et d'arbustes comprenant l'abricotier, le cerisier, le pommier, le prunier et l'airelle, le pommier sauvage, le châtaignier d'Amérique, le groseillier rouge et le groseillier noir, les chênes, les érables, le tilleul et l'orme d'Amérique.

Le changement climatique a eu un impact sur l'extension des phalènes. Dans les pays nordiques d'Europe, Jepsen *et al.* (2008) ont noté qu'*O. brumata* a été jusqu'à présent confinée par les conditions climatiques aux régions sud et proches des côtes mais les températures plus chaudes ont accru l'expansion des zones touchées vers le nord. Alors que la hausse des températures semble aider les phalènes à étendre leur distribution, il semble qu'elle n'a pas le même impact sur ses ennemis naturels ce qui permet aux populations de ces ravageurs de croître sans contrôle (Battisti, 2004).

Le changement climatique a affecté la phénologie de nombreuses espèces de différente manière. Aux Pays-Bas, ces 25 dernières années, les températures printanières précoces ont augmenté alors que ce n'est pas le cas pour les températures hivernales. Le changement climatique a eu pour résultat d'induire une asynchronie entre les phalènes et son hôte, le chêne pédonculé, *Quercus robur*, avec une éclosion des œufs précédant le bourgeonnement (van Asch et Visser, 2007). Une telle situation provoque l'absence de nourriture au moment où les larves en ont besoin et induit leur famine et leur mort. Ceci a aussi des implications pour les autres espèces qui dépendent des larves pour se nourrir comme la mésange charbonnière (*Parus major*) qui nourrit ses petits avec les chenilles d'*O. brumata* (Walther *et al.*, 2002; van Asch *et al.*, 2007). Si l'éclosion des œufs et le bourgeonnement se sont faits plus tôt ces 25 dernières années, l'éclosion des œufs a été davantage anticipée conduisant à une réduction de la synchronie d'une période de quelques jours à presque deux semaines (van Asch et Visser, 2007; van Asch *et al.*, 2007). Toutefois, d'autres ont noté qu'alors que des températures supérieures avaient anticipé l'éclosion des œufs, la diapause de la puppe de la phalène brumeuse durant l'automne a été prolongée par des températures plus fortes, contrebalançant donc l'impact et réduisant le cycle de vie global (Buse et Good, 1996; Bale *et al.*, 2002; Battisti, 2004). Les différences entre les observations de synchronicité entre l'éclosion des œufs de la phalène et du bourgeonnement de l'hôte peuvent provenir des différences entre régions et entre les espèces.

***Thaumetopoea pityocampa* (Denis et Schiffermüller, 1775) (Thaumetopoeidae) – Processionnaire du pin**

La chenille processionnaire du pin, *Thaumetopoea pityocampa*, est considérée comme un des ravageurs les plus importants des forêts de pin de la région méditerranéenne (EPPO/CABI, 1997). C'est une chenille oligophage qui construit un nid et se nourrit selon un mode grégaire à partir de diverses espèces de pins et de cèdres. Le cycle de vie de la processionnaire du pin est typiquement annuel mais peut être de deux ans à des altitudes plus élevées ou des latitudes plus au nord (EPPO/CABI, 1997). A ces latitudes et altitudes plus élevées, les adultes apparaissent plus tôt.

Le changement climatique a des impacts évidents sur la distribution de cet important ravageur des forêts. Battisti *et al.* (2005) ont noté une expansion en latitude dans la partie nord-centre de la France de 87 km en direction du nord de 1972 à 2004 et une progression en altitude de 110 à 230 m dans les Alpes du nord de l'Italie de 1975 à 2004 et ont attribué les expansions à une moindre fréquence des gelées tardives ce qui a augmenté la survie des

larves lors de l'hibernation, influencées par la tendance au réchauffement de ces trois dernières décennies. Durant ces 10 dernières années, la processionnaire du pin s'est étendue de presque 56 km vers le nord en France (Battisti *et al.*, 2005).

Durant l'été 2003, l'été le plus chaud de ces dernières 500 années en Europe, *T. pityocampa* a montré une expansion en altitude sans précédent sur les peuplements de pin des Alpes italiennes, augmentant la limite de son aire de répartition en altitude d'un tiers de l'expansion en altitude réalisée sur les trois décennies passées (Battisti *et al.*, 2006). Cette extension inhabituelle et rapide a été attribuée à une dispersion nocturne accrue des femelles lors de températures nocturnes exceptionnellement élevées. Ce réchauffement graduel de la région a permis au ravageur de maintenir sa présence à cette altitude en raison d'une meilleure survie de la larve.

Dans les montagnes de la Sierra Nevada au sud-est de l'Espagne, l'aire de répartition de *T. pityocampa* s'est étendue en altitude ces 20 dernières années suite aux hausses de température (Menéndez, 2007). Les populations relictuelles de pins sylvestre (*Pinus sylvestris* var. *nevadensis*) se développant dans cette nouvelle aire de répartition plus étendue des chenilles, sont de plus en plus touchées, en particulier durant les années les plus chaudes (Hódar et Zamora, 2004). Cette expansion de l'aire de répartition de la processionnaire causée par le changement climatique a des conséquences potentiellement dévastatrices sur cette espèce endémique des montagnes qui peut aussi souffrir des effets directs du changement climatique.

Il faut s'attendre à ce que les chances de survie et d'expansion de *T. pityocampa* dans des environnements auparavant hostiles à ce ravageur continueront à s'améliorer vu que sa distribution actuelle n'est pas limitée par la distribution de ses hôtes, que les hivers plus chauds augmenteront l'activité reproductrice des larves et que la probabilité de basses températures léthales ira diminuant (Battisti, 2004; Battisti *et al.*, 2005).

***Thaumetopoea processionea* (Linnaeus, 1758) (Thaumetopoeidae) – Processionnaire du chêne**

Originnaire de l'Europe centrale et du sud de l'Europe, *Thaumetopoea processionea* fait partie des principaux ravageurs défoliateurs du chêne. Depuis la fin du 20^{ème} siècle, la processionnaire du chêne a connu une expansion vers le nord et s'est maintenant résolument établie en Belgique, au Danemark, dans le nord de la France et aux Pays-Bas et a été notée dans le sud de la Suède et du Royaume-Uni. Nous pensons que la progression de la processionnaire du chêne vers le nord est due à une meilleure synchronie de la ponte des œufs et à la réduction des gelées tardives suite au réchauffement des températures (Evans, 2008).

***Zeiraphera diniana* Guenée (Tortricidae) – Tenthrède du mélèze**

La tenthrède du mélèze, *Zeiraphera diniana*, est un ravageur européen qui s'attaque à de larges superficies de forêts de mélèzes dans les Alpes, environ tous les 8 à 10 ans par siècle (Battisti, 2004). Elle a un cycle de vie annuel, hiverne, et dépose ses œufs sur les branches de mélèzes où elle se nourrit des aiguilles dès que les bourgeons éclosent. Cette synchronie entre l'éclosion des œufs et le bourgeonnement est critique. Des températures en hausse associées au changement climatique ont affecté cette relation conduisant à une asynchronie et ont réduit les incidences des tenthrèdes en Suisse (Evans, 2008). Il a été noté que des températures anormalement élevées ont provoqué une forte mortalité inhabituelle des œufs (Battisti, 2004).

5.2. Agents pathogènes

Ascomycètes

***Mycosphaerella pini* Rostrup (1957) (Capnodiales: Mycosphaerellaceae) – Brûlures en bandes rouges/Flétrissement des aiguilles**

Mycosphaerella pini est un champignon qui infecte et tue les aiguilles de *Pinus* spp. provoquant une défoliation significative, une croissance chétive et éventuellement la mort des arbres hôtes même si la susceptibilité des espèces de pin peuvent varier. Originaire des forêts tempérées de l'hémisphère Nord, c'est le principal ravageur des plantations de pin de l'hémisphère Sud, où à la fois la plante hôte et l'agent pathogène ont été introduits. Largement planté, le pin, *P. radiata*, est particulièrement sensible et de nombreuses plantations de l'hémisphère Sud, en particulier en Afrique de l'Est, Nouvelle Zélande et Chili, ont été dévastées par ce flétrissement des aiguilles. Cet agent pathogène a forcé les gestionnaires de certaines régions à abandonner les plantations de *P. radiata* et à se reporter vers d'autres espèces d'arbres.

Dans son aire de répartition naturelle, *M. Pini* cause normalement peu de dégâts, cependant, depuis la fin des années 90, il a causé d'importantes défoliations et des mortalités dans les jeunes plantations de pin lodgepole (*Pinus contorta* var. *latifolia*) dans le nord-ouest de la Colombie britannique et du Canada (Woods, Coates et Hamann, 2005). La mortalité des pins matures de lodgepole a été observée dans les peuplements mélangés où figurent quelques pins qui représentent seulement une petite proportion de la composition de ces peuplements; ce développement de *M. Pini* n'avait jamais été vu auparavant au niveau mondial (Woods, Coates et Hamann, 2005). La pullulation actuelle coïncide avec une période prolongée de pluies plus fréquentes et plus fortes depuis la fin des années 90 qui permet l'expansion rapide et des taux d'infection accrus. A la différence de nombreux autres ravageurs, les changements des régimes de pluie peuvent être plus importants que les changements de température dans la prédiction de l'expansion et des impacts de *M. pini*.

Basidiomycètes

Les armillaires : *Armillaria* (Agaricales: Marasmiaceae)

Les espèces d'*Armillaria* sont des agents pathogènes communs des arbres, des formations arbustives et des plantes herbacées répandus dans le monde entier qui peuvent causer la pourriture de l'arbre, réduire sa croissance et même provoquer sa mort, en particulier chez les arbres stressés par d'autres facteurs ou chez les jeunes arbres ou arbres plantés sur des sites où des hôtes infestés ont été retirés. Les espèces d'*Armillaria* peuvent devenir plus agressives et destructrices lorsque des températures élevées causent un stress hydrique dû à la sécheresse et réduisent les défenses des arbres (Evans, 2008). La condition physiologique de l'arbre en général peut constituer un facteur important pour le contrôle des impacts des espèces d'*Armillaria*, de même que le changement climatique peut affecter leur épidémiologie (Menéndez, 2007).

Oomycètes

***Phytophthora cinnamomi* (Rands 1922) (Pythiales: Pythiaceae)**

Phytophthora cinnamomi est considéré comme un des agents pathogènes les plus largement répandus et destructeurs. Il possède tout un éventail de plantes hôtes infestant plus de 1 000 espèces et provoquant pourridiés et chancre. Son aire de répartition originelle n'est pas

connue mais l'on pense qu'il provient du sud-est asiatique et du sud de l'Afrique (EPPO/CABI, 1997). Actuellement, l'agent pathogène se trouve dans la majorité des zones tempérées et subtropicales du monde: Afrique, Asie et Pacifique, Europe, Amérique latine et Caraïbes, Proche-Orient et Amérique du Nord. Dans la majorité des pays, il est seulement connu dans les pépinières alors qu'en Europe (France, Italie, Espagne, Portugal) il a été observé dans des environnements naturels (EPPO/CABI, 1997).

La température, l'humidité et le pH influencent la croissance et la reproduction des champignons. Dans une étude sur les impacts du réchauffement climatique sur *P. cinnamomi*, Bergot *et al.* (2004) ont prédit une expansion potentielle de son aire de répartition en Europe vers l'est à partir des côtes atlantiques, d'une à plusieurs centaines de kilomètres en un siècle.

***Phytophthora ramorum* Werres, de Cock and Man in't Veld (Pythiales: Pythiaceae) – Mort soudaine du chêne**

Phytophthora ramorum cause une maladie très grave appelée mort soudaine des chênes qui entraîne une forte mortalité des « chênes à tanin américains » et des chênes. Il est aussi associé aux maladies des plantes ornementales d'autres feuillus et de conifères. Cet agent pathogène constitue un sérieux problème pour l'Amérique du Nord comme pour les forêts européennes et les pépinières. L'origine géographique de *P. ramorum* n'est pas connue; On pense qu'il a été introduit indépendamment en Europe et en Amérique du Nord à partir d'un pays tiers non identifié.

L'agent pathogène se disperse de façons variées. Les sporanges peuvent se disperser localement par les éclaboussures de pluie ou les pluies horizontales liées au vent, l'irrigation ou les eaux du sol, le sol et la litière (Kliejunas, 2005; DEFRA, 2005). Les dendroctones des écorces et les scolythes du bois sont communément trouvés sur les arbres infectés mais leur rôle potentiel comme vecteur n'a pas encore été étudié (EPPO, 2008). Les changements de climat, de précipitation et de température en particulier, peuvent donc encore plus favoriser les conditions optimales de développement des agents pathogènes augmentant ainsi la présence de cette maladie.

5.3. Autres ravageurs

Nématodes

Il existe en général une étroite corrélation entre les températures du sol et les distributions de certaines espèces de nématodes parasites des plantes. Par exemple, *Meloidogyne incognita*, auparavant confiné à la zone méditerranéenne, a récemment été trouvé aux Pays-Bas (Cannon, 2008). On pense aussi qu'une hausse des températures de 1 °C permettrait à *Longidorus caespiticola* de s'établir plus au nord en Grande Bretagne (Cannon, 2008). On considère que l'établissement du nématode du pin (*Bursaphelenchus xylophilus*) et son vecteur, un hôte complexe qui pose des problèmes sérieux au niveau international, mentionné plus en détail ci-dessous, peut aussi être influencé par le climat.

***Bursaphelenchus xylophilus* (Steiner et Buhner) Nickle (Tylenchida: Aphelenchoididae) – Nématode du pin**

Le nématode du pin, *Bursaphelenchus xylophilus*, est l'agent qui cause la maladie du flétrissement du pin et son vecteur est le capricorne *Monochamus*. Originnaire de l'Amérique du Nord où il n'est pas considéré comme un ravageur grave, le nématode constitue une

menace majeure dans les forêts d'Asie et de l'Europe et a entraîné une forte mortalité des arbres dans les pays où il a été introduit.

Les changements de température et de précipitation auront un impact sur l'extension du nématode et la sévérité des dommages causés par la maladie. Les dégâts dus au nématode du pin sont davantage répandus dans les climats chauds étant donné que le nématode réalise son cycle complet de vie en 12, 6 et 3 jours à 15, 20 et 30 °C, respectivement (Diekmann *et al.*, 2002). Des températures élevées et de faibles précipitations estivales causent des dommages accélérés du fait de leurs impacts sur l'activité du vecteur, la propagation du nématode et le stress hydrique pour les arbres (Kiritani et Moromoto, 2004). Au Japon, alors que les pertes annuelles en arbres par les maladies ont progressivement diminué, les infestations se sont répandues dans les zones du nord et dans les forêts de plus forte altitude suite aux hausses de température (Kiritani et Moromoto, 2004). Les introductions récentes au Portugal, où le nématode et son vecteur *M. galloprovincialis* co-existent maintenant, ont entraîné des pertes sévères de *Pinus pinaster* et d'autres pins pourraient être maintenant touchés dans les zones où la température dépasse 20 °C. Le secteur forestier et le commerce du bois sont menacés en Europe si ce nématode s'étend au reste du continent.

6. RESUME ET CONCLUSION

Les chiffres et conclusions de cette étude montrent que le changement climatique a des impacts considérables et étendus sur la santé des forêts au niveau mondial et par conséquent, sur le secteur forestier. Manifestement, si ces changements climatiques et écologiques ont été détectés maintenant, lorsque la planète s'est réchauffée en moyenne de seulement 0,74 °C, on peut s'attendre à ce que les changements de température aux niveaux prédits par le GIEC, aient beaucoup plus d'impacts sur les espèces et les écosystèmes. Inversement, certaines informations laissent entendre que les effets, liés entre eux, du climat sur les arbres hôtes et l'influence directe sur les ennemis naturels, peuvent rendre difficile de prévoir les effets globaux; certains considèrent aussi que tous les scénarios de changement climatique ne seront pas forcément néfastes.

Le défi qui se pose pour comprendre les impacts du changement climatique n'est pas juste d'obtenir des informations sur les impacts de la température, des précipitations et des autres facteurs climatiques sur les forêts et les ravageurs mais aussi d'acquérir des connaissances sur l'interaction entre les différents facteurs de changement climatique, et comment le changement climatique interfère sur ces perturbations et vice versa.

Alors que l'on dispose déjà d'un bon nombre d'informations sur les impacts du changement climatique sur les espèces et les écosystèmes mondiaux, concernant les forêts, les connaissances doivent être améliorées en matière d'impacts sur les forêts, de ravageurs forestiers et des relations complexes liées au changement climatique. La plupart de l'information existante provient de l'Europe et de l'Amérique du Nord aussi existe-t-il un fort besoin d'accroître la recherche dans les autres régions. Les insectes les plus étudiés appartiennent à l'ordre des lépidoptères et des hémiptères alors que nous disposons de peu d'information sur les coléoptères. Il existe aussi peu d'information disponible sur les effets du changement climatique sur les symbiontes et les dynamiques des hôtes. D'autres études détaillées des ravageurs importants des forêts permettraient de développer des stratégies de gestion des ravageurs pour le futur et d'assister les gestionnaires des forêts et les décideurs politiques à mieux préparer les actions pour faire face au changement climatique et à fournir des aperçus des adaptations futures des ravageurs au changement climatique.

Avec l'augmentation du commerce mondial, de nouveaux défis ont émergé dus aux risques accrus et à la fréquence des expansions des ravageurs liées au commerce international (Evans, 2008). Lorsque les ravageurs s'étendent sur de nouveaux territoires, sans le contrôle et l'équilibre garanti par les ennemis naturels, ou lorsqu'ils rencontrent de nouvelles espèces hôtes, de même que de fortes expansions de leurs espèces hôtes naturelles, cela peut provoquer de véritables opportunités pour eux dont le résultat est une réduction de la croissance des forêts et une mortalité des arbres. Des déplacements graduels dans des régions du monde au climat auparavant inadapté, devenu meilleur, fournissent de nouvelles opportunités aux ravageurs forestiers de s'établir sur de nouveaux sites. Le véritable défi est de prévoir et gérer ces nouvelles incursions, en particulier pour prédire quel ravageur a le potentiel d'endommager de nouveaux sites. Les connaissances en matière de capacité des ravageurs à s'adapter aux changements du climat sur leur site d'origine, peuvent constituer un outil de gestion utile. Mais on considère que la multiplication des opportunités pour les ravageurs de trouver de nouvelles zones adaptées au niveau éco-climatique où ils pourront se développer, entraînera de nombreuses et nouvelles infestations et posera de nombreux défis pour la gestion des ravageurs forestiers.

Le secteur forestier doit entreprendre des activités de suivi et de détection efficaces permettant de mettre en œuvre des actions rapides face aux changements ou à l'augmentation des ravageurs dont, entre autres, des évaluations continues des risques causés par les

ravageurs. Des pratiques alternatives sont aussi nécessaires pour réduire la vulnérabilité des forêts suite à ces attaques comme planter des arbres qui tolèrent ces ravageurs que l'on identifierait grâce à des programmes sur leur reproduction. Il faut cependant noter qu'il n'est pas certain que ces programmes puissent prévenir les nouveaux risques de ravageurs à temps, vu l'adaptation et la progression des espèces à de nouveaux environnements. Des évaluations globales des risques de même que des systèmes de gestion des connaissances utilisant tout un éventail de technologies de l'information comme les modèles de simulation, les systèmes d'information géographiques (SIG) et la télédétection, pourraient aussi jouer un rôle dans la protection de la santé des forêts face aux impacts du changement climatique et des ravageurs des forêts.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Amman, G.D., McGregor, M.D. et Dolph, Jr., R.E.** 1990. *Mountain pine beetle*. Forest Insect and Disease Leaflet 2, United States Department of Agriculture (USDA) Forest Service.
- Andrew, N.R. et Hughes, L.** 2005. Diversity and assemblage structure of phytophagous Hemiptera along a latitudinal gradient: predicting the potential impacts of climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 249–262.
- Ayres, M.P. et Lombardero, M.J.** 2000. Assessing the consequences of climate change for forest herbivores and pathogens. *Science of the Total Environment*, 262: 263–286.
- Bale, J.S.B., Masters, G.J., Hodkinson, I.D., Awmack, C., Bezemer, T.M., Brown, V.K., Butterfield, J., Buse, A., Coulson, J.C., Farrar, J., Good, J.E.G., Harrington, R., Hartley, S., Jones, T.H., Lindroth, R.L., Press, M.C., Symrnioudis, I., Watt, A.D. et Whittaker, J.B.** 2002. Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, 8: 1–16.
- Battisti, A.** 2004. Forests and climate change – lessons from insects. *Forest@*, 1(1): 17–24.
- Battisti, A., Stastny, M., Netherer, S., Robinet, C., Schopf, A., Roques, A. et Larsson, S.** 2005. Expansion of geographic range in the pine processionary moth caused by increased winter temperatures. *Ecological Applications*, 15(6): 2084–2096.
- Battisti, A., Stastny, M., Buffo, E. et Larsson, S.** 2006. A rapid altitudinal range expansion in the pine processionary moth produced by the 2003 climatic anomaly. *Global Change Biology*, 12: 662–671.
- Bauer, I.E., Apps, M.J., Bhatti, J.S. et Lal, R.** 2006. Climate change and terrestrial ecosystem management: knowledge gaps and research needs. In Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. et Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 411–426. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, EU.
- Berg, E.E., Henry, J.D., Fastie, C.L., De Volder, A.D. et Matsuoka, S.M.** 2006. Spruce beetle outbreaks on the Kenai Peninsula, Alaska, and Kluane National Park and Reserve, Yukon Territory: Relationship to summer temperatures and regional differences in disturbance regimes. *Forest Ecology and Management*, 227(3): 219–232.
- Bergot, M., Cloppet, E., Pérarnaud, V., Déqué, M., Marçais, B. et Desprez-Loustau, M.L.** 2004. Simulation of potential range expansion of oak disease caused by *Phytophthora cinnamomi* under climate change. *Global Change Biology*, 10: 1–14.
- Billings, R.F., Clarke, S.R., Espino Mendoza, V., Cordon Cabrera, P., Meléndez Figueroa, B., Ramón Campos, J. et Baeza, G.** 2004. Bark beetle outbreaks and fire: a devastating combination for Central America's pine forests. *Unasylva*, 217: 15–21.
- Braschler, B. et Hill, J.K.** 2007. Role of larval host plants in the climate-driven range expansion of the butterfly *Polugonia c-album*. *Journal of Animal Ecology*, 76: 415–423.
- Burdon, J.J., Thrall, P.H. et Ericson, L.** 2006. The current and future dynamics of disease in plant communities. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 19–39.
- Burke, S., Pulin, A.S., Wilson, R.J. et Thomas, C.D.** 2005. Selection of discontinuous life-history traits along a continuous thermal gradient in the butterfly *Aricia agestis*. *Ecological Entomology*, 30: 613–619.

- Buse, A. et Good, J.E.G.** 1996. Synchronization of larval emergence in winter moth (*Operophtera brumata* L.) and budburst in pedunculate oak (*Quercus robur* L.) under simulated climate change. *Ecological Entomology*, 21: 335–343.
- Calosi, P., Bilton, D.T., Spicer, J.I. et Atfield, A.** 2008. Thermal tolerance and geographical range size in the *Agabus brunneus* group of European diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). *Journal of Biogeography*, 35: 295–305.
- Cannon, R.J.C.** 1998. The implications of predicted climate change for insect pests in the UK, with emphasis on non-indigenous species. *Global Change Biology*, 4: 785–796.
- Cannon, J.C.** 2008. Annex 1. In FAO, *Climate-related transboundary pests and diseases*, pp. 15–23. High Level Conference on World Food Security Background Paper HLC/08/BAK/4, Rome, FAO.
- Carroll, A.L., Taylor, S.W., Régnière, J. et Safranyik, L.** 2004. Effects of climate change on range expansion by the mountain pine beetle in British Columbia. In Shore, T.L., Brooks, J.E. et Stone, J.E., eds., *Mountain Pine Beetle Symposium: Challenges and Solutions*. October 30–31, 2003, Kelowna, BC. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Information Report BC-X-399, Victoria, BC.
- Ciesla, W.M.** 2003. *Agrilus biguttatus*. NAFC-ExFor Pest Report. Disponible sur: <http://spfnic.fs.fed.us/exfor/data/pestreports.cfm?pestidval=154> and langdisplay=english
- Classen, A.T., Hart, S.C., Whitman, T.G., Cobb, N.S. et Koch, G.W.** 2005. Insect infestations linked to shifts in microclimate: important climate change implications. *Soil Science Society of America Journal*, 69: 2049–2057.
- Coley, P.D.** 1998. Possible effects of climate change on plant/herbivore interactions in moist tropical forests. *Climatic Change*, 39: 455–472.
- Conrad, K.F., Woiwod, I.P., Parsons, M., Fox, R. et Warren, M.S.** 2004. Long-term population trends in widespread British moths. *Journal of Insect Conservation*, 8: 119–136.
- Coulson, S.J., Hodkinson, I.D., Webb, N.R., Mikkola, K., Harrison, J.A. et Pedgley, D.E.** 2002. Aerial colonization of high Arctic islands by invertebrates: the diamondback moth *Plutella xylostella* (Lepidoptera: Yponomeutidae) as a potential indicator species. *Diversity and Distributions*, 8: 327–334.
- Crozier, L.** 2003. Winter warming facilitates range expansion: cold tolerance of the butterfly *Atalopedes campestris*. *Oecologia*, 135: 648–656.
- Crozier, L.** 2004. Warmer winters drive butterfly range expansion by increasing survivorship. *Ecology*, 85: 231–241.
- Currano, E.D., Wilf, P., Wing, S.L., Labandeira, C.C., Lovelock, E.C. et Royer, D.L.** 2008. Sharply increased insect herbivory during the paleocene-eocene thermal maximum. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 1960–1964.
- Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J., Simberloff, D., Swanson, F.J., Stocks, B.J. et Wotton, B.M.** 2001. Climate change and forest disturbances. *Bioscience*, 51(9): 723–734.
- Das, H.P.** 2004. Adaptation strategies required to reduce vulnerability in agriculture and forestry to climate change, climate variability and climate extremes. In Organisation météorologique mondiale (OMM). *Management Strategies in Agriculture and Forestry for Mitigation of Greenhouse Gas Emissions and Adaptation to Climate Variability and Climate*

Change, pp. 41–92. Report of CAgM Working Group. Technical Note No. 202, WMO No. 969, Genève, OMC.

Davies, Z.G., Wilson, R.J., Coles, S. et Thomas, C.D. 2006. Changing habitat associations of a thermally constrained species, the silver-spotted skipper butterfly, in response to climate warming. *Journal of Animal Ecology*, 75: 247–256.

DeLucia, E.H., Casteel, C.L., Nability, P.D. et O'Neill, B.F. 2008. Insects take a bigger bite out of plants in a warmer, higher carbon dioxide world. *PNAS*, 105: 1781–2.

Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). 2005. *Phytophthora ramorum*. A threat to our trees, woodlands and heathlands. Information sheet, Plant Health Division, DEFRA, RU. (aussi disponible sur: www.defra.gov.uk/plant/pestnote/newram.pdf)

Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Huey, R.B., Sheldon, K.S., Ghalambor, C.K., Haak, D.C. et Martin, P.R. 2008. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *PNAS*, 105(18): 6668–6672.

Diekmann, M., Sutherland, J.R., Nowell, D.C., Morales, F.J. et G. Allard (eds). 2002. *FAO/IPGRI technical guidelines for the safe movement of germplasm, No. 21. Pinus spp.* FAO/IPGRI, Rome, Italie.

Esper, J., Büntgen, U., Frank, D.C., Nievergelt, D. et Liebhold, A. 2007. 1200 years of regular outbreaks in alpine insects. *Proceedings of the Royal Society Series B*, 274: 671–9.

Evans, H. 2008. Increasing global trade and climate change: co-factors increasing the international movement and establishment of forest pests. In FAO, *Climate-related transboundary pests and diseases*, pp. 24–26. High Level Conference on World Food Security Background Paper HLC/08/BAK/4, Rome, FAO.

Fitter, A.H. et Fitter, R.S.R. 2002. Rapid changes in flowering time in British plants. *Science*, 296: 1689–1791.

Fleming, R.A. et Volney, W.J.A. 1995. Effects of climate change on insect defoliator population processes in Canada's boreal forest: some plausible scenarios. *Water, Air and Soil Pollution*, 82: 445–454.

Forister, M.L. et Shapiro, A.M. 2003. Climatic trends and advancing spring flight of butterflies in lowland California. *Global Change Biology*, 9(7): 1130–1135.

Forkner, R.E., Marquis, R.J., Lill, J.T. et Le Corff, J. 2008. Timing is everything? Phenological synchrony and population variability in leaf-chewing herbivores of *Quercus*. *Ecological Entomology*, 33: 276–285.

Franco, A.M.A., Hill, J.K., Kitschke, C., Collingham, Y.C., Roy, D.B., Fox, R., Huntley, B. et Thomas, C.D. 2006. Impacts of climate warming and habitat loss on extinctions at species' low-latitude range boundaries. *Global Change Biology*, 12(8): 1545–1553.

Garrett, K.A., Dendy, S.P., Frank, E.E., Rouse, M.N. et Travers, S.E. 2006. Climate change effects on plant disease: genomes to ecosystems. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 489–509.

Gibbs, J.N. et Grieg, B.J.W. 1997. Biotic and abiotic factors affecting the dying back of penunculate oak, *Quercus robur* L. *Forestry*, 70(4): 399–406.

Gordo, O. et Sanz, J.J. 2005. Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia*, 146: 484–495.

- Gray, D.R.** 2008. The relationship between climate and outbreak characteristics of the spruce budworm in eastern Canada. *Climatic Change*, 87(3–4): 361–383.
- Groupe d’experts intergouvernemental sur l’évolution du climat (GIEC).** 2007. Summary for Policymakers. In Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. et Hanson, C.E., eds. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 7–22. Cambridge University Press, Cambridge, RU.
- Hance, T., van Baaren, J., Vernon, P. et Boivin, G.** 2007. Impact of extreme temperatures on parasitoids in a climate change perspective. *Annual Review of Entomology*, 52: 107–126.
- Harrington, R., Clark, S.J., Weltham, S.J., Virrier, P.J., Denhol, C.H., Hullé, M., Maurice, D., Rounsevell, M.D. et Cocu, N.** 2007. Environmental change and the phenology of European aphids. *Global Change Biology*, 13: 1556–1565.
- Harrington, R., Fleming, R.A. et Woiwod, I.P.** 2001. Climate change impacts on insect management and conservation in temperate regions: can they be predicted? *Agricultural and Forest Entomology*, 3: 233–240.
- Harrington, R., Woiwod, I. et Sparks, T.** 1999. Climate change and trophic interactions. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 146–150.
- Hebertson, E.G. et Jenkins, M.J.** 2008. Climate factors associated with historic spruce beetle (Coleoptera: Curculionidae) outbreaks in Utah and Colorado. *Environmental Entomology*, 37(2): 281–292.
- Hennon, P. et Shaw, C.G. III.** 1997. The enigma of yellow-cedar decline: what is killing these long-lived, defensive trees? *Journal of Forestry*, 95(12): 4–10.
- Hennon, P.E., D’Amore, D.V., Wittwer, D.T. et Caouette, J.P.** 2008. Yellow-cedar decline: conserving a climate-sensitive tree species as Alaska warms. In Deal, R.L., tech. ed., *Integrated restoration of forested ecosystems to achieve multi-resource benefits: Proceedings of the 2007 national silviculture workshop*, pp 233–245. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-733, Portland, OR, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Hill, J.K., Thomas, C.D. et Blakeley, D.S.** 1999. Evolution of flight morphology in a butterfly that has recently expanded its geographic range. *Oecologia*, 121: 165–170.
- Hódar, J.A. et Zamora, R.** 2004. Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation*, 13: 493–500.
- Hogg, E.H. et Bernier, P.Y.** 2005. Climate change impacts on drought-prone forests in western Canada. *For. Chron.*, 81: 675–682.
- Hogg, E.H., Brandt, J.P. et Michaelian, M.** 2008. Impacts of a regional drought on the productivity, dieback and biomass of western Canadian aspen forests. *Can. J. For. Res.*, 38(6): 1373–1384.
- Holton, M.K., Lindroth, R.L. et Nordheim, E.V.** 2003. Foliar quality influences tree-herbivore-parasitoid interactions: effects of elevated CO₂, O₃, and genotype. *Oecologia*, 137: 233–244.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A. et Yoccoz, N.G.** 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in subarctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. *Journal of Animal Ecology*, 77(2): 257–264.

- Jones, R.W., O'Brien, C.W., Ruiz-Montoya, L. et Gómez-Gómez, B.** 2008. Insect diversity on tropical montane forests: diversity and spatial distribution of weevils (Coleoptera: Curculionidae) inhabiting leaf litter in southern Mexico. *Annals of the Entomological Society of America*, 101: 128–139.
- Jorgenson, M.T., Racine, C.H., Walters, J.C. et Osterkamp, T.E.** 2001: Permafrost degradation and ecological changes associated with a warming climate in central Alaska. *Climatic Change*, 48(4): 551–571.
- Jump, A.S., Hunt, J.M. et Peñuelas, J.** 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range-edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology*, 12: 2163–2174.
- Karnosky, D.F., Percy, K.E., Xiang, B., Callan, B., Noormets, A., Mankovska, B., Hopkin, A., Sober, J., Jones, W., Dickson R.E. et Isebrands, J.G.** 2002. Interacting elevated CO₂ and tropospheric O₃ predisposes aspen (*Populus tremuloides* Michx.) to infection by rust (*Melampsora medusae* f.sp. *tremuloidae*). *Global Change Biology*, 8: 329–338.
- Karnosky, D.F., Pregitzer, K.S., Zak, D.R., Kubiske, M.E., Hendrey, G.R., Weinstein, D., Nosal, M. et Percy, K.E.** 2005. Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell and Environment*, 28: 965–981.
- Karnosky, D.F., H. Werner, T. Holopainen, K. Percy, T. Oksanen, E. Oksanen, C. Heerdt, P. Fabian, J. Nagy, W. Heilman, R. Cox, N. Nelson et R. Matyssek.** 2008. Free-air exposure systems to scale up ozone research to mature trees. *Plant Biology*, 9: 198–190.
- Kiritani, K. et Morimoto, N.** 2004. Invasive insect and nematode pests from North America. *Global Environmental Research*, 8(1): 75–88.
- Kliejunas, J.** 2005. *Phytophthora ramorum*. NAFC-ExFor Pest Report. Created 2001, modified 2005. Disponible sur: <http://spfnic.fs.fed.us/exfor/data/pestreports.cfm?pestidval=62 and langdisplay=english>
- Kopper, B.J. et Lindroth, R.L.** 2003. Effects of elevated carbon dioxide and ozone on the phytochemistry of aspen and performance of an herbivore. *Oecologia*, 134: 95–103.
- Kozlov, M.V.** 2008. Losses of birch foliage due to herbivory along geographical gradients in Europe: a climate-driven pattern? *Climatic Change*, 87: 107–117.
- Kurz, W.A., Dymond, C.C., Rampley, G.J., Neilson, E.T., Carroll, A.L., Ebata, T. et Safranyik, L.** 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452: 987–990.
- Lenoir, J., Gégout, J.C., Marquet, P.A., de Ruffray, P. et Brisse, H.** 2008. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, 320: 1768–1771.
- Lewis, S.L.** 2006. Tropical forests and the changing earth system. *Philosophical transactions of the Royal Society B*, 361: 195–210.
- Logan, J.A., Régnière, J. et Powell, J.A.** 2003. Assessing the impact of global warming on forest pest dynamics. *Front. Ecol. Environ.*, 1(3): 130–137.
- Logan, J.A., Régnière, J., Gray, D.R. et Munson, A.S.** 2007. Risk assessment in the face of a changing environment: Gypsy moth and climate change in Utah. *Ecological Applications*, 17(1): 101–117.
- Marchisio, C., Cescatti, A. et Battisti, A.** 1994. Climate, soils and *Cephalcia arvensis* outbreaks on *Picea abies* in the Italian Alps. *Forest Ecology and Management*, 68: 375–384.

- Menéndez, R.** 2007. How are insects responding to global warming? *Tijdschrift voor Entomologie*, 150: 355–365.
- Menéndez, R., Megias, A.G., Hill, B.B., Willis, S.G., Collingham, Y., Fox, R., Roy, D.B. et Thomas, C.D.** 2006. Species richness changes lag behind climate change. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*, 273: 1465–1470.
- Menzel, A., Estrella, N., Heitland, W., Susnik, A., Schleip, C. et Dose, V.** 2008. Bayesian analysis of the species-specific lengthening of the growing season in two European countries and the influence of an insect pest. *International Journal of Biometeorology*, 52: 209–218.
- Merrill, R.M., Gutiérrez, D., Lewis, O.T., Gutiérrez, J., Díez, S.B. et Wilson, R.J.** 2008. Combined effects of climate and biotic interactions on the elevational range of a phytophagous insect. *Journal of Animal Ecology*, 77: 145–155.
- Monserud, R.A., Yang, Y., Huang, S. et Tchebakova N.** 2008. Potential change in lodgepole pine site index and distribution under climate change in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 343–352.
- Morgan, M.G., Pitelka, L.F. et Shevliakova, E.** 2001. Elicitation of expert judgments of climate change impacts on forest ecosystems. *Climatic Change*, 49: 279–307.
- Mortsch, L.D.** 2006. Impact of climate change on agriculture, forestry and wetlands. In Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. et Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 45–67. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, EU.
- Nealis, V. et Peter, B.** 2008. Risk assessment of the threat of mountain pine beetle to Canada's boreal and eastern pine forests. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC, Canada. Information Report BC-X-417.
- Norby, R.J., De Lucia, E.H., Gielen, B., Calfapietra, C., Giardina, C.P., King, J.S., Ledford, J., McCarthy, H.R., Moore, D.J.P., Ceulemans, R., De Angelis, P., Finzi, A.C., Karnosky, D.F., Kubiske, M.E., Lukac, M., Pregitzer, K.S., Scarascia-Mugnozza, G.E., Schlesinger, W.H. et Oren, R.** 2005. Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. *PNAS*, 102: 18052–6.
- Norby, R.J., Rustad, L.E., Dukes, J.S., Ojima, D.S., Parton, W.J., Del Grosso, S.J., McMurtrie, R.E. et Pepper, D.A.** 2007. Ecosystem responses to warming and interacting global change factors. In Canadell, J.G., Pataki, D. et Pitelka, L., eds. *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, pp. 23–36. The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Organisation européenne et méditerranéenne pour la protection des plantes (OEPP)/CAB International (CABI).** 1997. *Quarantine pests for Europe*, 2nd edition, Smith, I.M., McNamara, D.G., Scott, P.R. and Holderness, M., eds., Wallingford, RU, CABI International, 1425 pp.
- Organisation européenne et méditerranéenne pour la protection des plantes (OEPP).** 2008. EPPO alert list. Disponible sur: www.eppo.org/QUARANTINE/Alert_List/alert_list.htm
- Organisation pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).** 2005. *Adaptation of forest ecosystems and the forest sector to climate change*. Forests and Climate Change Working Paper No. 2, Rome, FAO/Swiss Agency for Development and Cooperation.
- Organisation pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).** 2008. *Climate change adaptation and mitigation in the food and agriculture sector*. Technical background document from the Expert Consultation, 5–7 March 2008. Document HLC/08/BAK/4, Rome, FAO.

- Parmesan, C.** 1996. Climate and species' range. *Nature*, 382: 765–6.
- Parmesan, C.** 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37: 637–69.
- Parmesan, C.** 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, 13: 1860–72.
- Parmesan, C. et Yohe, G.** 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421: 37–42.
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J.K., Thomas, C.D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W.J., Thomas J.A. et Warren, M.** 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399: 579–583.
- Pérez-García, J., Joyce, L., McGuire, D. et Xiao, X.** 2002. Impacts of climate change on the global forest sector. *Climatic change*, 54: 439–461.
- Pitt, J.P.W. et Régnière, J. et Worner, S.** 2007. Risk assessment of the gypsy moth, *Lymantria dispar* (L), in New Zealand based on phenology modeling. *Int J Biometeorol*, 51: 295–305.
- Rank, N.E. et Dahlhoff, E.P.** 2002. Allele frequency shifts in response to climate change and physiological consequences of allozyme variation in a montane insect. *Evolution*, 56: 2278–89.
- Régnière, J., Nealis, V. et Porter, K.** 2008. Climate suitability and management of the gypsy moth invasion into Canada. *Biological Invasions* DOI: 10.1007/s10530-008-9325-z.
- Resco de Dios, V., Fischer, C. et Colinas, C.** 2007. Climate change effects on Mediterranean forests and preventive measures. *New Forests*, 33: 29–40.
- Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig C. et Pounds, J.A.** 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421: 57–60.
- Rouault, G., Candau, J.-N., Lieutier, F., Nageleisen, L.-M., Martin, J.-C. et Warzée, N.** 2006. Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science*, 63(6): 613–624.
- Roy, D.B. et Sparks, T.H.** 2000. Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology*, 6(4): 407–416.
- Salama, N.K.G., Knowler, J.T. et Adams, C.E.** 2007. Increasing abundance and diversity in the moth assemblage of east Lach Lomondside, Scotland over a 35 year period. *Journal of Insect Conservation*, 11: 151–156.
- Service canadien des forêts (CFS).** 2007. *The Mountain Pine Beetle Program*. CFS, NRC, Headquarters, Ottawa, 10 pp. (aussi disponible sur: <http://warehouse.pfc.forestry.ca/HQ/27367.pdf>)
- Shugart, H., Sedjo, R. et Sohngen, B.** 2003. *Forests and global climate change: Potential impacts on U.S. forest resources*. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, VA, Etats-Unis.
- Simard, I., Morin, H. et Lavoie, C.** 2006. A millennial-scale reconstruction of spruce budworm abundance in Saguenay, Québec, Canada. *The Holocene*, 16: 31–37.
- Simberloff, D.** 2000. Global climate change and introduced species in United States forests. *Science of the Total Environment*, 262: 253–261.

- Six, D.** 2007. Climate change and the threat of forest insect and their associated fungi. *In Book of Abstracts, International Sirex Symposium*, Pretoria, Afrique de Sud, 9–16 mai 2007.
- Stefanescu, C., Peñuelas, J. et Filella, I.** 2003. Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. *Global Change Biology*, 9(10): 1494–1506.
- Stireman, J.O., III, Dyer, L.A., Janzen, D.H., Singer, M.S., Lill, J.T., Marquis, J.R., Ricklefs, R.E., Gentry, G.L., Hallwachs, W., Coley, P.D., Barone, J.A., Greemey, H.F., Connahs, H., Barbosa, P., Morais, H.C. et Diniz, I.R.** 2005. Climatic unpredictability and parasitism of caterpillars: implications of global warming. *PNAS*, 102: 17384–6.
- Stone, J.M.R., Bhatti, J.S. et Lal, R.** 2006. Impacts of climate change on agriculture, forest and wetland ecosystems: synthesis and summary. *In* Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. et Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 399–409. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, Etats-Unis.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. et Ericson, L.** 2002. Parasitic fungus mediates vegetational change in nitrogen exposed boreal forest. *Journal of Ecology*, 90(1): 61–67.
- Thomas, C.D., Bodsworth, E.J., Wilson, R.J., Simmons, A.D., Davies, Z.G., Musche, M. et Conradt, L.** 2001. Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature*, 411: 577–581.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L. et Williams, S.E.** 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427: 145–148.
- Thomas, J.A.** 2005. Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360: 339–357.
- Tkacz, B., Moody, B. et Villa Castillo, J.** 2007. Forest health status in North America. *The Scientific World Journal*, 7(S1): 28–36.
- Tran, J.K., Ylioja, T., Billings, R.F., Régnière, J. et Ayres, M.P.** 2007. Impact of minimum winter temperatures on the population dynamics of *Dendroctonus frontalis*. *Ecological Applications*, 17(3): 882–899.
- Trotter, R.T. III, Cobb, N.S. et Whitham, T.G.** 2008. Arthropod community diversity and trophic structure: a comparison between extremes of plants stress. *Ecological Entomology*, 33: 1–11.
- Ungerer, M.J., Ayres, M.P. et Lombardero, M.J.** 1999. Climate and the northern distribution limits of *Dendroctonus frontalis* Zimmerman (Coleoptera: Scolytidae). *Journal of Biogeography*, 26: 1133–1145.
- van Asch, M. et Visser, M.E.** 2007. Phenology of forest caterpillars and their host trees: the importance of synchrony. *Annual Review of Entomology*, 52: 37–55.
- van Asch, M., van Tienderen, P.H., Holleman, L.J.M. et Visser, M.** 2007. Predicting adaptation of phenology in response to climate change, an insect herbivore example. *Global Change Biology*, 13: 1596–1604.

- Vanhanen, H., Veteli, T.O., Päivinen, S., Kellomäki, S. et Niemelä, P.** 2007. Climate change and range shifts in two insect defoliators: gypsy moth and nun moth – a model study. *Silva Fennica*, 41(4): 621–638.
- Veteli, T.O., Lahtinen, A., Repo, T., Niemelä, P. et Varama, M.** 2005. Geographic variation in winter freezing susceptibility in the eggs of the European pine sawfly (*Neodiprion sertifer*). *Agricultural and Forest Entomology*, 7(2): 115–120.
- Virtanen, T., Neuvonen, S. et Nikula, A.** 1998. Modelling topoclimatic patterns of egg mortality of *Epirrita autumnata* (Lepidoptera: Geometridae) with a Geographical Information System: predictions for current climate and warmer climate scenarios. *Journal of Applied Ecology*, 35(2): 311–322.
- Virtanen, T., Neuvonen, S., Nikula, A., Varama, M. et Niemelä, P.** 1996. Climate change and the risks of *Neodiprion sertifer* outbreaks on Scots pine. *Silva Fennica*, 30(2–3): 169–177.
- Visser, M.E. et Both, C.** 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proc Biol Sci.*, 272(1581): 2561–9.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. et Melillo, J.M.** 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494–9.
- Vitt, D.H., Halsey, L.A. et Zoltai, S.C.** 2000. The changing landscape of Canada's western boreal forest: the current dynamics of permafrost. *Can. J. For. Res.*, 30: 283–287.
- Volney, W.J.A. et Fleming, R.A.** 2000. Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 82(1–3): 283–294.
- Volney, W.J.A. et Fleming, R.A.** 2007. Spruce budworm (*Choristoneura* spp.) biotype reactions to forest and climate characteristics. *Global Change Biology*, 13: 1630–1643.
- Walther, G-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J-M., Hoegh-Guldberg, O. et Bairlein, F.** 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389–395.
- Warren, M.S., Hill, J.K., Thomas, J.A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D.B., Telfer, M.G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S.G., Greatorex-Davies, J.N., Moss, D. et Thomas, C.D.** 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, 414: 65–69.
- Westfall, J. et Ebata, T.** 2008. *2007 summary of forest health conditions in British Columbia*. Pest Management Report Number 15, British Columbia Ministry of Forests and Range, Forest Practices Branch, Victoria, BC, Canada.
- Westgarth-Smith, A.R., Leroya, S.A.G., Collins, P.E.F. et Harrington, R.** 2007. Temporal variations in English populations of a forest insect pest, the green spruce aphid (*Elatobium abietinum*), associated with the North Atlantic Oscillation and global warming. *Quaternary International*, 173/174: 153–160.
- Williams, S.E., Bolitho, E.E. et Fox, S.** 2003. Climate change in Australian tropical rainforests: an impending environmental catastrophe. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 270: 1887–1892.
- Williams, J.W., Jackson, S.T. et Kutzbach, J.E.** 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *PNAS*, 104(14): 5738–5742.
- Wilson, R.J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J. et Monserrat, V.J.** 2007. An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. *Global Change Biology*, 13: 1873–1887.

- Wilson, R.J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J., Martínez, D., Agudo, R. et Monserrat, V.J.** 2005. Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, 8: 1138–1146.
- Wolf, A., Kozlov, M.V. et Callaghan, T.V.** 2008. Impact of non-outbreak insect damage on vegetation in northern Europe will be greater than expected during a changing climate. *Climatic Change*, 87: 91–106.
- Woods, A., Coates, K.D. et Hamann, A.** 2005. Is an unprecedented *Dothistroma* needle blight epidemic related to climate change? *BioScience*, 55(9): 761–9.
- Zhou, X., Harrington, R., Woiwod, I.P., Perry, J.N., Bale, J.S. et Clark, S.J.** 1995. Effects of temperature on aphid phenology. *Global Change Biology*, 1: 303–313.

Clause de sauvegarde

Cette étude fait partie d'une série de documents FAO sur les questions liées à la santé des forêts et à la sécurité biologique. L'objectif de cette étude est de fournir des informations récentes sur les activités et les programmes en cours et de stimuler les discussions.

Les appellations employées dans cette publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

Tous commentaires et suggestions sont les bienvenus.

Pour de plus amples informations, veuillez contacter:

Gillian Allard
Forestier (Protection et santé des forêts)
Division de la gestion des forêts
Département des forêts
FAO
Viale delle Terme di Caracalla
00153 Rome, Italie
Tel: + 39 06 570 53373
E-mail: gillian.allard@fao.org

Remerciements

Les auteurs souhaitent remercier Pierre Bernier et Jacques Régnière du Service canadien des forêts, des ressources naturelles du Canada, pour la révision de ce document et pour nous avoir fourni des informations additionnelles importantes. Nous voulons aussi remercier Roberto Cenciarelli pour la conception de la couverture et la mise en page du document.

Photographies de couverture:

Chenille processionnaire du pin, *Thaumetopoea pityocampa* (Bugwood.org/J.H. Ghent/1241017)

Chancres et écoulement de sève sur un chêne de Californie (*Quercus agrifolia*) provoqués par une infection de *Phytophthora ramorum* (Bugwood.org/J. O'Brien/1427057)

La couleur rouge du feuillage révèle les attaques du dendroctone du pin des montagnes, *Dendroctonus ponderosae* (Bugwood.org/R.F. Billings/2108082)

**Département des forêts
Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture**

Document de travail sur la santé des forêts et la sécurité biologique

Les impacts du changement climatique sur la santé des forêts

Beverly Moore et Gillian Allard

Novembre 2008

**Service du développement des ressources
forestières
Division de la gestion des forêts
Département des forêts**

**Document de travail FBS/34F
FAO, Rome, Italie**

SOMMAIRE

1. Introduction.....	1
2. Connaissances actuelles et prévisions futures.....	3
3. Impacts sur les forêts et le secteur forestier	5
4. Impacts sur les ravageurs des forêts.....	9
4.1. Impacts directs	9
4.2. Impacts indirects du changement climatique sur les arbres hôtes	14
4.3. Impacts indirects sur l'écologie communautaire	17
5. Les espèces de ravageurs des forêts influencées par le changement climatique	19
5.1. Insectes.....	19
5.2. Agents pathogènes	28
5.3. Autres ravageurs	29
6. Résumé et conclusion	31
Références bibliographiques	33

Les impacts du changement climatique sur la santé des forêts

1. INTRODUCTION

Le climat mondial connaît actuellement des changements. Les hausses de température et de niveaux de dioxyde de carbone ainsi que les modifications des précipitations et des fréquences et de la sévérité des catastrophes naturelles figurent parmi les différents changements qui ont lieu. Ces évolutions ont des effets notables sur les forêts du monde entier comme sur le secteur forestier avec des périodes de croissance plus longues et des déplacements des aires de répartition des espèces d'insectes et une évolution des fréquences des feux de forêt.

Une meilleure compréhension des relations complexes entre le changement climatique, les forêts et les ravageurs forestiers est primordiale pour permettre à ceux qui œuvrent pour la protection de la santé et la gestion des forêts de se préparer à ces évolutions et aux impacts des ravageurs locaux et exotiques.

Ce document passe en revue l'état actuel des connaissances sur les effets du changement climatique sur les ravageurs des forêts et leurs implications pour la protection de la santé et la gestion des forêts. Du fait que peu d'activités de recherche se soient intéressées aux ravageurs forestiers, des informations sur les ravageurs forestiers et non forestiers sont présentées pour permettre une meilleure compréhension des impacts potentiels du changement climatique sur la santé des forêts.

2. CONNAISSANCES ACTUELLES ET PREVISIONS FUTURES

Le climat mondial est entrain de changer. S'il existe des variations naturelles du climat, nous sommes davantage préoccupés par les changements climatiques et ses modifications et les effets de serre provoqués par les activités humaines. Le Groupe intergouvernemental sur le changement climatique (GIEC), dans son quatrième rapport d'évaluation a conclu avec plus d'assurance que le changement climatique global est incontestable et qu'une des premières causes provient avant tout des effets des émissions de dioxyde de carbone (CO₂) et autres gaz à effets de serre (GES) comme le méthane (CH₄) et l'oxyde d'azote (N₂O), causées par les activités humaines.

Cette conclusion se base sur plusieurs observations du climat de la Terre comprenant les éléments suivants (GIEC, 2007).

- Selon les estimations, la température de surface mondiale a augmenté de 0,74 degrés Celsius (°C) durant le siècle dernier. Durant une période de 50 ans allant de 1956 à 2005, la tendance au réchauffement a doublé par rapport aux 100 années qui se sont écoulées entre 1906 et 2005. Onze des 12 années allant de 1995 à 2006 se situent parmi les 12 années les plus chaudes enregistrées (depuis 1850, date à partir de laquelle il existe des mesures des températures mondiales suffisantes). Les hausses ont pris un caractère mondial et sont plus importantes aux latitudes nord. Sur les 50 dernières années, les jours et les nuits froides ainsi que les gelées sont devenues moins fréquentes dans la majeure partie des régions alors que les jours et les nuits chaudes et les vagues de chaleur sont devenues plus fréquentes.
- En relation avec ce réchauffement, les surfaces enneigées et étendues de glace ont diminué, de même que les glaciers et la couverture neigeuse ont aussi en moyenne diminué dans le monde entier. La superficie maximale qui gèle saisonnièrement dans l'hémisphère Nord a diminué d'environ 7 pour cent depuis 1900, avec des réductions lors des printemps de plus de 15 pour cent. Les données satellite enregistrées depuis 1978 montrent que durant l'été, la surface de la mer de glace en Arctique a rétréci de plus de 20 pour cent.
- Depuis 1961, les océans ont absorbé plus de 80 pour cent de la chaleur produite en plus par le climat entraînant une expansion des eaux des océans et donc une élévation de leurs niveaux. Cette expansion est la principale cause d'élévation du niveau de la mer entre 1993 et 2003. La fonte des glaciers et la détérioration des couches de glace du Groenland et de l'Antarctique ont aussi contribué à l'élévation du niveau des mers. Depuis 1975, les conséquences négatives des niveaux élevés des mers se sont accrues dans différentes parties du monde.
- De 1900 à 2005, des hausses significatives des précipitations ont été observées à l'est de l'Amérique du Nord et du Sud, au nord de l'Europe et au nord et au centre de l'Asie. La fréquence des fortes précipitations a aussi augmenté dans la majorité des régions. Par opposition, les précipitations ont décliné dans le Sahel, en Méditerranée, en Afrique du Sud et plusieurs régions de l'Asie du Sud. Depuis les années 70, les sécheresses durent plus longtemps et sont plus intenses dans le monde entier, affectant des régions plus étendues, en particulier sous les tropiques et les zones subtropicales.
- Des signes d'une augmentation de l'intensité de l'activité cyclonique tropicale dans l'Atlantique nord ont été observés depuis 1970 et d'autres éléments suggèrent que des hausses similaires ont eu lieu dans certaines autres régions.

Prédictions pour le changement climatique futur

Le GIEC a fait un certain nombre de prédictions concernant le changement climatique futur (GIEC, 2007). Un réchauffement d'environ 0,2 °C par décennie est prévu pour les deux prochaines décennies; les projections de température durant cette période dépendent des scénarios spécifiques d'émission. Même si les concentrations de tous les GES et des aérosols restaient constantes au niveau de celles de 2000, on pourrait s'attendre à connaître un réchauffement d'environ 0,1 °C par décennie. L'ensemble des hausses de température prévu, basées sur les six scénarios d'émission va de 1,1 à 6,4 °C à la fin du siècle. Les meilleures estimations des hausses de température prévues, qui s'étendent des valeurs moyennes du scénario privilégiant les émissions les plus faibles, aux valeurs du scénario des émissions les plus élevées, s'étalent de 1,8 à 4,0 °C pour la fin du siècle. Il est probable que les émissions continues de GES égales ou supérieures aux taux actuels provoqueront un autre réchauffement et induiront de nombreux changements dans le système climatique mondial global durant le 21^{ème} siècle, lesquels seront plus importants que ceux observés durant le 20^{ème} siècle.

D'un point de vue géographique, les tendances de réchauffement prévues pour le 21^{ème} siècle devraient être identiques à celles qui ont été observées ces dernières décennies avec des hausses de température qui devraient être supérieures au niveau des terres et dans la majorité des latitudes les plus au nord, et moindres dans les océans du sud (près de l'Antarctique) et au nord de l'Atlantique Nord. Il est aussi très probable que les chaleurs extrêmes, les vagues de chaleur et les fortes précipitations deviendront plus fréquentes. Les hausses de précipitation aux latitudes élevées sont très probables, alors que l'on enregistrera sans doute des baisses de précipitation dans la majorité des régions subtropicales comme l'Égypte. Il est aussi fort probable que les futurs cyclones tropicaux (typhons et ouragans) augmenteront d'intensité, avec des pics de vitesse du vent plus forts et des précipitations plus fortes associées à des mers tropicales plus chaudes. On prévoit que la zone couverte par la neige se contracte, que l'épaisseur des glaces fonde sur de larges étendues dans la plupart des régions du permafrost et que les mers de glace de l'Arctique comme de l'Antarctique rétrécissent. Dans certaines projections, la mer de glace de l'Arctique de fin d'été aura presque disparu entièrement durant la dernière partie du 21^{ème} siècle. Des changements de cette magnitude conduiront à la disparition des climats actuels de la terre (en Amérique du Sud, Afrique et en Sibérie spécialement) et à l'apparition de nouveaux climats (en particulier au niveau des tropiques), chacun couvrant de 10 à 40 pour cent de la masse totale de la terre (Williams, Jackson et Kutzbach, 2007).

Le changement climatique a un impact sur les écosystèmes mondiaux et on prévoit que la magnitude de ces impacts augmentera avec les températures au cours de ce siècle. De nombreuses espèces et écosystèmes ne pourront pas s'adapter étant donné que les effets du réchauffement global et les perturbations qui vont avec comme les inondations, les feux de forêts, les infestations d'insectes, sont associés à d'autres stress comme les changements d'utilisation des terres, la surexploitation des ressources, la pollution et la fragmentation des systèmes naturels. Si les hausses de températures globales moyennes augmentent de plus de 1,5 à 2,5 °C, on pense que probablement approximativement 20 à 30 pour cent des plantes et des animaux recensés actuellement risqueront de disparaître (GIEC, 2007). Des changements majeurs dans la structure et la fonction des écosystèmes, des interactions écologiques entre les espèces et les aires de répartition géographiques, avec, avant tout, des conséquences négatives pour la biodiversité et les biens et services fournis par les écosystèmes sont aussi prévus (Lewis, 2006; GIEC, 2007).

3. IMPACTS SUR LES FORETS ET LE SECTEUR FORESTIER

Le changement climatique, en particulier les hausses de températures et de niveaux de dioxyde de carbone dans l'atmosphère ainsi que les changements de précipitation et de la fréquence et la sévérité des événements climatiques extrêmes ont un impact notable sur les forêts mondiales et le secteur forestier. Une étude des points de vue d'un groupe d'experts scientifiques renommés au niveau international sur les écosystèmes forestiers indique que si de nombreux impacts attendus du changement climatique sont incontestables, les experts sont aussi partagés sur de nombreux autres points (Morgan, Pitelka et Shevliakova, 2001).

Productivité et santé

La productivité forestière et la diversité des espèces augmentent avec la hausse des températures, des précipitations et de la disponibilité des nutriments, bien que les espèces puissent ne pas avoir les mêmes réactions en matière de tolérance (Das, 2004). En tant que facteurs clés régulant de nombreux processus biogéochimiques terrestres comme la respiration des sols, la décomposition de la litière, la minéralisation et la nitrification de l'azote, la dénitrification, l'émission de méthane, la dynamique des radicelles, la productivité végétale et l'absorption des nutriments, les changements de température peuvent fortement altérer les dynamiques des forêts et des écosystèmes de nombreuses manières (Norby *et al.*, 2007). Les impacts de températures élevées sur les arbres et les plantes peuvent varier tout au long de l'année, le réchauffement pouvant soulager le stress des plantes durant les périodes plus froides mais l'augmenter durant les périodes plus chaudes (Garrett *et al.*, 2006).

Au centre de l'Alaska, la dégradation du permafrost est répandue et va rapidement conduire à un profond changement d'un écosystème de forêt de bouleaux vers des formations à tourbières (Jorgenson *et al.*, 2001). La dégradation du permafrost provoquée par le réchauffement a aussi été constatée à l'ouest du Canada où des tourbières arborées se sont transformées en tourbières nues appauvries suite à l'élévation du niveau de l'eau (Vitt, Halsey et Zoltai, 2000). Le cèdre jaune d'Alaska (*Chamaecyparis nootkatensis*), une espèce qui est normalement extrêmement résistante et résiliente, est morte sur environ 200 000 ha en Alaska et au Canada, les fontes précoces de printemps ayant exposé ses racines de surface aux blessures du gel de printemps, provoquant sa mort (Hennon et Shaw, 1997; Hennon *et al.*, 2008).

Les disponibilités en eau des forêts seront fortement influencées par les changements de température et de précipitation. Des températures plus chaudes conduisent à des pertes en eau plus importantes dues à l'évaporation et à l'évapotranspiration et peuvent aussi avoir pour conséquence de réduire l'efficacité des plantes à utiliser l'eau (Mortsch, 2006). Des saisons de croissance plus longues et plus chaudes peuvent intensifier ces effets causant un stress sévère en termes d'humidité et de sécheresse. Ces conditions peuvent conduire à des réductions de la croissance et de la santé des arbres même si la sévérité des impacts dépend des caractéristiques des forêts, des structures d'âge et de classe et de la profondeur et du type des sols (Mortsch, 2006). Les jeunes plants tels que les semis et les jeunes tiges sont particulièrement sensibles tandis que les gros arbres dont le système racinaire est plus développé et qui ont absorbé davantage de nutriments et de carbohydrates, tendent à être moins sensibles à la sécheresse même s'ils sont affectés par des conditions plus sévères. Les arbres et les végétaux dont les racines sont peu profondes comme les espèces qui poussent dans des sols peu profonds, sont plus sensibles aux déficits hydriques. Les arbres aux racines profondes peuvent absorber l'eau à des profondeurs plus importantes et ne sont donc pas sujet au stress hydrique. Le stress hydrique et la sécheresse peuvent aussi avoir un impact sur la

santé des forêts en augmentant la susceptibilité aux perturbations que constituent les insectes ravageurs et les agents pathogènes de même que les feux de forêt.

Le peuplier tremble (*Populus tremuloides*) de l'ouest du Canada a montré un déclin abrupt de productivité et un dieback, suite à la sécheresse particulièrement sévère de 2001-2003, dont les effets se sont ressentis sur plusieurs années (Hogg, Brandt et Michaelian, 2008). Les impacts sur la croissance et le dépérissement ont été accentués par les attaques d'insectes défoliateurs et xylophages et d'agents pathogènes (Hogg et Bernier, 2005; Hogg, Brandt et Michaelian, 2008). De fortes réductions de croissance et un remplacement des peuplements de hêtres (*Fagus sylvatica*) aux limites les plus basses de son aire de répartition ont été observés en Espagne et dans d'autres pays du sud de l'Europe suite à la sécheresse (Jump, Hunt et Peñuelas, 2006). En Italie, en Espagne et au Portugal, des chênes locaux ont décliné en raison du réchauffement, de la sécheresse ou suite aux attaques de *Phytophthora sp.*, alors qu'en Espagne *Pinus uncinata*, *P. pinaster*, et *P. pinea* ont enregistré déclin et dieback (Resco de Dios, Fischer et Colinas, 2007).

Des niveaux plus élevés de CO₂ dans l'atmosphère augmentent les taux de croissance et de l'efficacité de l'utilisation de l'eau par les plantes et les arbres tant que d'autres facteurs comme l'eau et les nutriments (par exemple l'azote, le phosphore, le soufre et quelques micronutriments) ne sont pas limités. Pourtant, il a été suggéré que ces effets positifs pourraient se réduire avec de plus fortes concentrations de CO₂ (Stone, Bhatti et Lal, 2006). Toutefois, les dispositifs de contrôle de l'enrichissement de l'air en CO₂ ont mesuré des hausses croissantes de 23 pour cent sur plusieurs années avec un accroissement de 175 ppm en plus des 375 ppm de CO₂ déjà présents dans l'atmosphère (Norby *et al.*, 2005). Des niveaux élevés de dioxyde de carbone peuvent aussi entraîner une évolution de la structure des végétaux et accroître la superficie des feuilles et de leur épaisseur, le nombre de feuilles, la masse de feuilles totale par plante, et les diamètres des troncs et des branches (Garrett *et al.*, 2006). Il est important de noter que les réponses des plantes à l'enrichissement en CO₂ peuvent différer entre les espèces et les conditions environnementales locales ce qui peut entraîner des changements substantiels dans la composition des espèces et les dynamiques des écosystèmes terrestres (Vitousek *et al.*, 1997; Bauer *et al.*, 2006). Des hausses concurrentes de concentrations d'ozone au niveau du sol (O₃) peuvent affaiblir la productivité des arbres (Karnosky *et al.*, 2005) et augmenter la susceptibilité aux agents pathogènes (Karnosky *et al.*, 2002), alors que le N₂O peut accélérer la croissance dans les écosystèmes carencés en azote comme les forêts boréales (Stone, Bhatti et Lal, 2006).

Distribution

Les réponses logiques des espèces et communautés au changement climatique ou « traces » sont habituellement associées aux changements de leur distribution, en particulier à des latitudes ou altitudes extrêmes. On prévoit donc que les plantes forestières et les arbres croissent plus au nord ou à des altitudes plus élevées en réaction au réchauffement climatique (Parmesan, 2006; Menéndez, 2007).

Dans une étude récente, Lenoir *et al.* (2008) ont comparé la distribution en altitude de 171 espèces de plantes forestières entre les deux périodes 1905-1985 et 1986-2005 dans l'ouest de l'Europe et ont conclu que le réchauffement climatique a entraîné un déplacement en altitude significatif du niveau maximal où l'on peut trouver ces espèces (altitude de probabilité maximale de présence) atteignant en moyenne 29 m par décennie. Cette étude montre que le changement climatique n'affecte pas seulement les aires de répartition au niveau de leurs limites de distribution mais aussi le centre de l'aire de répartition des espèces végétales (Lenoir *et al.*, 2008). Les espèces qui sont les plus rapidement aptes à se déplacer sont celles

qui ont une durée de vie plus courte et un cycle de reproduction plus rapide telles que les herbes, les fougères et les mousses; les arbres qui vivent plus longtemps et les formations arbustives n'ont pas montré une progression aussi forte et sont ceux qui sont davantage menacés par les impacts du changement climatique du fait qu'ils ne peuvent pas s'adapter aux conditions locales suffisamment rapidement et trouver d'autres sites. Ces changements de distribution vont aboutir sans doute à des écosystèmes forestiers très différents de ceux que nous connaissons aujourd'hui. Une étude similaire entreprise sur 26 montagnes de la Suisse rapporte que la flore alpine s'est étendue vers les sommets depuis les années 40 (Parmesan, 2006). Les mouvements en altitude de la limite des arbres ont aussi été observés en Sibérie, dans les montagnes Rocheuses du Canada et en Nouvelle-Zélande et des déplacements plus au nord ont été notés en Suède et à l'est du Canada (Parmesan, 2006). Les forêts de brouillard d'altitude montrent aussi des signes de déplacement vers des altitudes plus élevées, même si toutes les composantes de ces écosystèmes ne peuvent pas suivre cette progression (Jones *et al.*, 2008).

Toutefois, le rythme de ces déplacements ne sera pas seulement déterminé par la température mais dépendra aussi de plusieurs facteurs comme le taux auquel les semences peuvent se disperser dans de nouvelles régions plus adaptées en terme climatique (c'est-à-dire disposant de conditions d'humidité adaptées, des caractéristiques en matière de sol et la présence de nutriments), les interventions humaines possibles pour promouvoir le déplacement des espèces, et les changements de régimes de perturbation (Shugart, Sedjo et Sohngen, 2003; Monserud *et al.*, 2008).

Perturbation

Les forêts sont sujettes à toute une variété de perturbations qui sont elles-mêmes fortement influencées par le climat. Les perturbations telles que le feu, la sécheresse, les glissements de terrain, les invasions d'espèces, les infestations d'insectes et de maladies, et les tempêtes comme les ouragans, les tornades de vent et tempêtes de glace influencent la composition, la structure et la fonction des forêts (Dale *et al.*, 2001). Le changement climatique aura un impact sur la susceptibilité des forêts aux perturbations et affectera la fréquence, l'intensité, la durée et le rythme de ces perturbations. Par exemple, des charges en combustibles supérieures, des saisons des feux plus longues et la fréquence de conditions climatiques plus extrêmes favorisant les feux, résultats de l'évolution du climat, auront pour conséquence d'accroître les feux de forêt (Mortsch, 2006). Une évolution du climat altèrera aussi les dynamiques des perturbations dues aux insectes ravageurs et agents pathogènes autochtones des forêts et de même que cela facilitera l'établissement et la dispersion des espèces étrangères.

Ces changements dans les dynamiques de perturbation, ajoutés aux impacts directs du changement climatique sur les arbres et les écosystèmes forestiers, peuvent avoir des impacts dévastateurs en particulier du fait des relations complexes entre le climat, les agents de perturbation et les forêts. Chacune de ces perturbations peut accroître la susceptibilité des forêts aux autres perturbations. Par exemple, les forêts de pins d'Amérique centrale ont été envahies par les dendroctones des écorces, tout d'abord par *Dendroctonus frontalis* en association avec d'autres espèces de *Dendroctonus* et d'*Ips* suite aux dommages provoqués par l'ouragan Mitch en 1998. L'infestation des dendroctones a ensuite entraîné une forte mortalité des arbres qui a accru les charges en combustible dans les forêts de la région et a donc sévèrement augmenté les risques d'incendie (évoqués en détail dans le Chapitre 5 suivant). Ces interactions rendent plus difficile la prédiction des impacts futurs de l'évolution du climat sur les perturbations des forêts.

Secteur forestier

Tous ces impacts sur les arbres et les forêts auront inévitablement de larges conséquences sur le secteur forestier. Les changements dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes naturels et des forêts plantées (causés par les changements de température et les régimes des pluies) et les événements extrêmes et désastres (ouragans, sécheresses, feux et ravageurs) auront des impacts négatifs sur la fonction productive des écosystèmes forestiers qui à leur tour affecteront les économies locales (FAO, 2005). Les modes de production et de commercialisation des produits forestiers seront altérés étant donné que les espèces pousseront dans des conditions plus compétitives à des latitudes plus au nord et des altitudes plus élevées. Inversement, des risques de saturation des marchés pourront exister en raison de l'augmentation de la mortalité des arbres suite à la multiplication des ravageurs comme nous l'avons vu avec le dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) au Canada. La réduction des services des écosystèmes forestiers, spécialement pour la régulation du cycle hydrique, la protection des sols et la conservation de la diversité biologique causée par le changement climatique pourra conduire à une plus forte vulnérabilité en termes social et environnemental.

Alors que le changement climatique peut accroître la production de bois et réduire les prix du marché en général, les hausses de production ne seront sans doute pas réparties uniformément au niveau mondial; certaines régions pourront bénéficier de meilleures conditions que d'autres (Pérez-García *et al.*, 2002). Par exemple, les forêts à faible productivité limitées par la sécheresse verront encore leur productivité se réduire alors que des zones où la température limite la productivité, pourront peut être bénéficier d'une hausse des températures.

4. IMPACTS SUR LES RAVAGEURS DES FORETS

Des changements dans les dynamiques des perturbations dues aux ravageurs des forêts (insectes, agents pathogènes et autres ravageurs) sont probables en cas de changement du climat provoqué par la hausse des températures, en cas de changement du régime des précipitations, d'augmentation de la fréquence des sécheresses et de plus fortes concentrations de dioxyde de carbone. Ces changements joueront un rôle majeur dans la transformation des forêts et des secteurs forestiers mondiaux.

Des traces fossiles ont montré que les épisodes précédents de réchauffement rapide global ont été accompagnés par des niveaux plus élevés d'insectes phytophages (Currano *et al.*, 2008). Cet élément, de même que les observations faites dans les forêts de bouleau du nord de l'Europe (Kozlov, 2008; Wolf, Kozlov et Callaghan, 2008), confirment les prédictions que les tendances actuelles d'accroissement des phytophages s'amplifieront (DeLucia *et al.*, 2008).

On a remarqué que les insectes et les agents pathogènes répondaient au réchauffement exactement comme on le pensait, aussi bien par des changements de phénologie et de distribution que par une modification des dynamiques et de la composition des communautés (Menéndez, 2007). Si certains impacts du changement climatique peuvent être bénéfiques au niveau de la protection de la santé des forêts (par ex. hausse de la mortalité hivernale de certains insectes ravageurs moins protégés du froid par une couche de neige trop fine; un développement larvaire plus tardif et une mortalité plus élevée durant les sécheresses), de nombreux impacts seront néfastes (par ex. l'accélération du taux de développement des insectes; l'aire d'expansion des ravageurs) (Ayres et Lombardero, 2000).

Le changement climatique peut affecter les ravageurs des forêts et leurs dégâts du fait de son impact direct sur leur développement, survie, reproduction, distribution et expansion, ainsi que sur l'altération de la physiologie et des défenses de leurs hôtes. De même il peut avoir un impact sur les relations entre les ravageurs, leur environnement et les autres espèces comme les ennemis naturels, les compétiteurs et les espèces mutualistes.

4.1. Impacts directs

Le climat, les températures et les précipitations en particulier, ayant une très forte influence sur le développement, la reproduction et la survie des insectes ravageurs et des agents pathogènes, il est très fortement probable que ces organismes soient affectés par les changements du climat. Du fait que se sont des organismes à sang froid, les insectes et les agents pathogènes des forêts peuvent réagir rapidement à leur environnement climatique ce qui a un impact direct sur leur développement, survie, reproduction et expansion. Avec un renouvellement de génération rapide, une forte mobilité et un taux de reproduction élevé, ils réagissent plus rapidement au changement climatique que des organismes qui vivent longtemps comme les grands végétaux et les mammifères (Menéndez, 2007) et peuvent sans doute indiquer les premiers signes du changement climatique.

L'impact du changement climatique sur la fréquence et l'intensité des attaques d'insectes est moins clair en partie du fait que l'on ne possède pas assez de données sur le long terme pour une analyse. L'on possède des preuves que les attaques de tordeuse grise du mélèze (*Zeiraphera diniana*) en Suisse ont pratiquement disparues ces 30 dernières années (Esper *et al.*, 2007) alors qu'inversement, les infestations de tordeuses de bourgeons de l'épicéa (*Choristoneura fumiferana*) dans l'est du Canada semblent s'être accrues en termes de

fréquence et de sévérité ces 200 dernières années même si l'on ne sait pas si le changement climatique a joué un quelconque rôle en cela (Simard, Morin et Lavoie, 2006).

Physiologie

L'influence du climat sur les insectes peut être directe en tant que facteur de mortalité, ou indirecte en influençant le taux de croissance et de développement. Certaines informations sur les impacts des hausses de CO₂, et O₃, sont maintenant disponibles mais seulement pour des environnements spécifiques (par ex. Karnosky *et al.*, 2008) et l'on dispose d'une information très partielle sur l'évolution des niveaux d'UVB et de l'altération des régimes de pluie. Pour ces raisons, ce rapport se concentrera sur les impacts des températures. La température est considérée comme étant le facteur de changement climatique le plus important influençant la physiologie des insectes ravageurs (Bale *et al.*, 2002). Les précipitations, toutefois, peuvent constituer un facteur très important dans l'épidémiologie de nombreux agents pathogènes, tels que *Mycosphaerella pini*, qui dépend de l'humidité pour sa dispersion.

La magnitude des impacts de la température sur les ravageurs forestiers diffèrera selon les espèces et leur environnement, leur cycle biologique et leur capacité à s'adapter. Les espèces polyphages flexibles occupent différents types d'habitats distribués à diverses latitudes et altitudes vu leur plasticité phénotypique et génotypique, et seront moins affectées par le changement climatique que les espèces spécialisées occupant d'étroites niches dans des environnements difficiles (Bale *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004).

De nombreuses espèces de papillons spécialistes sont de moins en moins abondantes au Royaume-Uni, en particulier les espèces des terres boisées alors que les nombreuses espèces qui vivent dans les herbages et les espèces généralistes augmentent (Thomas, 2005). Les trois quarts des 46 espèces de papillons d'Angleterre ont enregistré un déclin en raison de la perte de leur habitat à la limite nord de leur aire de répartition; 89 pour cent des espèces spécialistes sont en déclin alors que 50 pour cent des espèces généralistes mobiles (ravageurs) enregistrent une hausse (Warren *et al.*, 2001). Franco *et al.* (2006) concluent sur l'importance du réchauffement climatique et de la perte d'habitat dans les extinctions locales au nord du Royaume-Uni, des espèces nordiques de papillons, durant ces quelques dernières décennies.

Les hausses de température estivale accélèreront généralement le taux de développement des insectes et augmenteront leur capacité reproductive alors que les températures hivernales peuvent accroître leur survie durant l'hibernation (Ayres et Lombardero, 2000; Logan, Régnière et Powell, 2003). Peut-être que le meilleur exemple de ces impacts est le dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) qui s'est développé au point de constituer de véritables pullulations dans l'ouest du Canada durant plusieurs années. Les années qui ont suivi des hivers doux ont réduit la mortalité au stade d'hibernation permettant la destruction massive des pins de cette région, en particulier les pins lodgepole (*Pinus contorta*). Une réduction de l'épaisseur de la neige associée à des températures hivernales plus élevées peut aussi réduire la survie de nombreux insectes durant l'hiver, lors de leur hibernation dans la litière forestière où ils sont protégés par la couche neigeuse des basses températures létales (Ayres et Lombardero, 2000).

L'impact d'un changement de température dépendra des zones climatiques. Dans les régions tempérées, la hausse des températures devrait réduire les potentialités de survie alors que dans les régions plus au nord, les températures plus élevées rallongeront la période estivale augmentant par cela la croissance et la reproduction (Bale *et al.*, 2002). Vu le contrôle plus sévère de l'environnement sur la biologie des espèces de ces régions, et les augmentations de température plus fortes prévues dans les régions boréales et polaires, les impacts de

température devraient être supérieurs sur ces espèces par rapport aux espèces des zones tempérées ou tropicales (Bale *et al.*, 2002). Menéndez *et al.* (2006) ont observé que la richesse des espèces d'insectes s'est accrue dans les habitats froids de l'hémisphère Nord, même si les progressions sont moins rapides que ce que l'on prévoyait au sein des populations de papillon du Royaume-Uni. Les espèces présentes sur l'ensemble du territoire de la Grande Bretagne décroissent plus rapidement dans le sud, alors que les espèces dont la distribution est plus au sud, augmentent (Conrad *et al.*, 2004).

Pourtant, Deutsch *et al.* (2008) suggèrent que, en l'absence de facteurs améliorants comme la migration et l'adaptation, les risques majeurs d'extinction provoqués par le réchauffement mondial peuvent avoir lieu sous les tropiques. Le réchauffement dans les tropiques, même s'il est de plus faible magnitude, pourrait avoir des impacts plus néfastes du fait que les insectes tropicaux ont des aires de répartition très étroites adaptées au climat comparé aux espèces de latitudes supérieures et qu'elles sont déjà confinées là où elles bénéficient de températures optimales (Deutsch *et al.*, 2008).

Andrew et Hughes (2005) n'ont observé aucun gradient de latitude chez les espèces d'hémiptères très nombreuses sur acacia dans l'est de l'Australie. Mais ils ont noté qu'avec le changement climatique, un déplacement des espèces tropicales vers des latitudes supérieures pouvait conduire à une plus forte diversité dans les zones tempérées. Dans les forêts tropicales du nord de l'Australie, le changement climatique a accru les extinctions causées par la disparition des climats et des habitats, les montagnes des zones tropicales dont la diversité est élevée, étant peuplées par tout un éventail d'espèces endémiques spécialisées dont l'aire de répartition est fortement restreinte (Williams, Bolitho et Fox, 2003). Dans une étude sur la piéride de l'aubépine (*Aporia crataegi*) dans la Sierra de Guadarrama au centre de l'Espagne, Merrill *et al.* (2008) suggèrent que ce sont les limitations de température qui restreignent la distribution des insectes dans sa partie sud au lieu des interactions biotiques, de même qu'ils montrent que ce serait la distribution des plantes hôtes qui limiterait la distribution des espèces tempérées spécialisées vers le froid.

Certains insectes ravageurs importants des forêts ont besoin de champignons symbiotiques pour se développer mais nous disposons de peu d'information sur la manière selon laquelle les changements de température peuvent affecter ces symbiotes et donc, indirectement, affecter les dynamiques des populations hôtes. Dans certains cas, les hôtes des insectes et leurs symbiotes peuvent être affectés de manière similaire par le changement climatique alors que dans d'autres cas, les hôtes et les symbiotes peuvent être affectés de manière asymétrique, empêchant toute symbiose (Six, 2007).

Distribution

Le climat joue un rôle majeur dans la définition des limites de distribution des insectes. Avec les changements du climat, ces limites se déplacent, les espèces s'étendant vers des latitudes plus au nord et des altitudes plus élevées et disparaissant des régions devenues inadaptées de par leur nouveau climat (Parmesan, 2006; Menéndez, 2007). Ces déplacements touchent des espèces dont les distributions sont limitées par la température comme beaucoup d'espèces tempérées et nordiques.

Il est maintenant clair que les progressions vers les pôles et en altitude de nombreuses espèces ont eu lieu au sein de nombreux groupes taxonomiques et dans une grande variété de régions durant le 20^{ème} siècle. Parmesan et Yohe (2003) ont rapporté que plus de 1 700 espèces de l'hémisphère Nord se sont déplacées de manière significative, atteignant en moyenne 6,1 km par décennie vers les pôles (ou 6,1 m par décennie en altitude).

L'expansion des aires de répartition de nombreuses espèces de papillon a été particulièrement bien documentée. Parmesan *et al.* (1999) notent un déplacement de 35 à 240 km vers le nord pour 22 des 35 espèces européennes non migratoires de papillon durant le siècle dernier. Wilson *et al.* (2005) ont noté que la limite altitudinale basse de présence de 16 espèces de papillon dans le centre de l'Espagne est montée en moyenne de environ 212 m en 30 ans, une montée attribuée à une hausse constatée de 1,3 °C des températures annuelles moyennes. Wilson *et al.* (2007) ont montré des montées d'approximativement 293 m des communautés de papillon de la Sierra de Guadarrama au centre de l'Espagne entre 1967-1973 et 2004-2005 suite au réchauffement climatique. Le changement climatique peut aussi réduire l'association entre l'adaptation climatique et l'habitat.

Des attaques de ravageurs forestiers peuvent aussi avoir lieu en dehors de leur distribution géographique constatée historiquement et avec des intensités jamais observées auparavant. Voici plusieurs exemples d'espèces de ravageurs des forêts qui ont réagi ou qui devraient réagir au changement climatique en modifiant leur distribution.

- Une attaque majeure du dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) s'est répandue vers le nord et à des altitudes plus élevées dans l'ouest du Canada (Colombie britannique et plus récemment, en Alberta) durant plusieurs années.
- Des températures plus fortes ont influencé le dendroctone du pin méridional (*D. frontalis*) provoquant des expansions successives de son aire de répartition aux Etats-Unis.
- Jepsen *et al.* (2008) ont largement démontré les différentes expansions des attaques vers le nord de deux géométridés, la phalène brumeuse *Operophtera brumata*, et l'arpeuteuse verte veloutée *Epirrita autumnata*) en Scandinavie.
- L'aire de la chenille processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*) s'est étendue de manière significative en termes de latitude et d'altitude en Europe.
- La distribution de la chenille processionnaire du chêne (*T. processionea*) s'est déplacée vers le nord de l'Europe durant la dernière moitié du 20^{ème} siècle.
- L'aire de l'agent pathogène européen de la rouille de peuplier *Melampsora allii-populina* va probablement gagner vers le nord avec la hausse des températures estivales.
- Les attaques de pourriture des racines dues à *Phytophthora cinnamomi* devraient s'étendre aux régions plus froides d'Europe et avec une sévérité accrue avec les scénarios d'accroissement des températures moyennes dus au changement climatique.

La capacité des espèces à répondre au réchauffement mondial et à étendre leur aire de répartition dépendra des différentes caractéristiques de leur cycle biologique, qui leur permettent de réagir de manière assez différente selon les espèces. Bale *et al.* (2002) ont suggéré que les espèces à cycle rapide, les insectes sans diapause, ou qui ne dépendent pas de températures basses pour déclencher leur diapause, répondront au réchauffement en élargissant leur aire de distribution tandis que les espèces à cycle long qui nécessitent de faibles températures pour permettre la diapause (c'est-à-dire les espèces boréales et de montagne dans l'hémisphère Nord) verront leur aire de répartition se contracter. Les espèces dont l'aire de répartition est limitée, en particulier les espèces polaires et de montagne, montrent des niveaux de contraction plus sévères que les autres groupes et sont considérées comme davantage menacées d'extinction en raison du récent changement climatique (Parmesan, 2006). Les déplacements des aires de répartition peuvent être limités par certains facteurs comme la longueur du jour ou la présence d'espèces compétitrices, prédatrices ou de parasitoïdes (Walther *et al.*, 2002). Par exemple, l'expansion de l'aire de répartition des

insectes qui ont des hôtes bien particuliers (spécialistes) peut être limitée par le taux d'expansion plus lent de leurs hôtes végétaux (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001).

Phénologie

La phénologie est la chronologie des activités saisonnières des plantes et des animaux comme la floraison ou la reproduction. Comme dans de nombreux cas, elle dépend de la température, on peut penser que la phénologie peut être influencée par le changement climatique. C'est un des impacts du changement climatique les plus faciles à suivre (Gordo et Sanz, 2006) et c'est de loin le plus documenté à ce niveau pour une grande partie des organismes allant des plantes aux vertébrés (Root *et al.*, 2003). Les activités communément suivies sont entre autres le début du nourrissage des poussins ou le premier chant des oiseaux, les premières arrivées des oiseaux migrateurs, la première éclosion des papillons, les premiers chants et frais des amphibiens, le début du bourgeonnement et de la floraison des plantes (Walther *et al.*, 2002).

Les signes d'évolutions phénologiques de nombreuses plantes et espèces animales, suite au changement climatique, sont nombreux et croissants (Fitter et Fitter, 2002; Visser et Both, 2005; Menzel *et al.*, 2008). Globalement, les activités printanières ont débuté chaque fois plus tôt depuis les années 60 (Walther *et al.*, 2002). Ce fait a été constaté sur tous les continents à l'exception d'un seul, et dans tous les principaux océans pour tous les groupes d'espèces bien étudiés des écosystèmes marins, d'eau douce et terrestres (Parmesan, 2006).

Lorsque les différents stades du cycle de vie des insectes sont déterminés par la température, on peut s'attendre à ce que certains soient avancés, les hausses de température pouvant faciliter de longues périodes d'activité en début et fin de saison, s'il n'existe pas d'autres contraintes à ce moment-là (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Avec des températures plus élevées, on peut s'attendre à ce que les insectes aient un stade larvaire plus court et deviennent adultes plus tôt. Ainsi, les réponses attendues des insectes peuvent, entre autres, inclure une précocité de l'apparition du stade larvaire et du stade adulte et un accroissement de la durée de la période de vol (Menéndez, 2007). Les membres de l'ordre des lépidoptères fournissent encore de meilleurs exemples de ces changements phénologiques avec les papillons, observés au Royaume-Uni où 26 à 35 espèces sont apparues plus tôt (Roy et Sparks, 2000). Salama, Knowler et Adams (2007) ont noté une hausse du nombre et de la diversité des pyrales pris dans les pièges posés par Rothamstead pour son étude, et l'altération de leur phénologie laisse penser qu'un changement de climat est en partie responsable. La première date d'éclosion des 17 espèces en Espagne a avancé d'1 à 7 semaines en seulement 15 ans (Stefanescu *et al.*, 2003). La date du premier vol de 70 pour cent des 23 espèces de papillon de Californie (Etats-Unis) a été anticipée d'approximativement huit jours par décennie (Forister et Shapiro, 2003).

Les changements phénologiques (apparition plus tôt du stade adulte et de l'arrivée des espèces migratrices) ont aussi été remarqués pour les aphides du Royaume-Uni (Zhou *et al.*, 1995; Harrington *et al.*, 2007). Gordo et Sanz (2005) ont étudié les impacts du climat sur quatre espèces d'insectes méditerranéens (un papillon, une abeille, une mouche et un denticulé) et ont noté que toutes les espèces enregistraient des évolutions en matière d'éclosion depuis les 50 dernières années, ce qui peut être corrélé avec la hausse des températures de printemps.

Parmesan et Yohe (2003) ont estimé que plus de la moitié (59%) des 1 598 espèces étudiées montraient des changements phénologiques et/ou de distribution mesurables sur les 20 à 140 années passées. Ils ont aussi estimé à partir des analyses quantitatives des réponses phénologiques de ces espèces, qu'une anticipation moyenne de l'arrivée du printemps de 2,3 jours par décennie avait eu lieu. Root *et al.* (2003), dans une étude quantitative similaire ont

estimé qu'un avancement de 5,1 jours par décennie avait eu lieu. Parmesan (2007) a étudié l'écart entre ces deux estimations et a noté qu'une fois justifiées les différences de critères de sélection pour intégrer les données entre les deux études, celles-ci se rejoignaient sur une anticipation globale du printemps de 2,3 à 2,8 jours par décennie. Toutefois, dans cette dernière étude, la latitude explique seulement 4 pour cent de la variation globale des changements phénologiques même si elle est fortement associée à l'importance des tendances au réchauffement. Cette dernière observation peut être liée à l'importance relative du changement climatique par rapport à l'amplitude naturelle des variations du climat.

Génétique des populations

De plus en plus d'articles scientifiques abordent le fait que les insectes adaptent leurs caractéristiques génétiques au changement climatique. Hill, Thomas et Blakeley (1999) expliquent comment deux espèces de papillon de Grande Bretagne (l'un au nord, l'autre au sud) qui ont colonisé de nouvelles régions durant l'expansion de leur aire de répartition, ont des ailes plus longues et des thorax plus larges que ceux des populations résidentes établies de longue date. De même, Thomas *et al.* (2001) ont noté des proportions supérieures de variants à longues ailes parmi les papillons observés sur les nouvelles limites nord de distribution.

Le caractère physiologique des populations peut aussi être altéré. Chez les espèces de papillon dont la diapause est facultative (induite par la photopériode), Burke *et al.* (2005) ont noté la conversion d'un gradient thermal (élévation) en un déplacement graduel de la légère prévalence de stratégies univoltines ou bivoltines qui implique des changements dans la synchronisation entre l'évolution de la photopériode et le développement de l'insecte ayant des conséquences sur les taux de reproduction. Il existe des signes de changement dans les fréquences d'allèle liés à la physiologie du développement et à la tolérance au froid de certains lépidoptères, provoqués par le changement climatique (Rank et Dahlhoff, 2002). Cependant, Davies *et al.* (2006) montrent que des modifications du comportement plutôt qu'une évolution génétique peuvent expliquer ces changements par une évolution des préférences d'habitats (par ex. choix thermorégulateurs de sites d'oviposition). Calosi *et al.* (2008), dans une étude de quatre dendroctones d'Europe, ont trouvé que leur niveau de tolérance à la température était lié à la latitude à laquelle vivaient ces espèces.

Cependant, les changements évolutifs ne sont pas généralisés et les recherches doivent encore être considérablement développées. L'expansion actuelle de l'aire de répartition vers le nord des papillons polyphages *Polygonia c-album* en Grande Bretagne n'a pas été accompagnée d'adaptations physiologiques à leurs nouveaux hôtes ou températures (Braschler et Hill, 2007). Ces auteurs n'ont trouvé aucune différence évolutive entre les espèces centrales et les populations périphériques.

4.2. Impacts indirects du changement climatique sur les arbres hôtes

Les changements de température, de précipitation, dans les concentrations de CO₂ et les facteurs climatiques peuvent altérer la physiologie des arbres au point d'affecter leur résistance aux phytophages et aux agents pathogènes (Ayres et Lombardero, 2000).

Sécheresse

La sécheresse est une des conséquences les plus importantes liées au climat à travers laquelle de rapides changements des écosystèmes ont lieu et affectent la survie des populations d'arbres existantes. Une sécheresse qui dure longtemps peut avoir pour résultat de réduire la

croissance des arbres et altérer leur santé et donc d'augmenter leur susceptibilité aux insectes ravageurs et agents pathogènes. Plusieurs insectes ravageurs et agents pathogènes sont associés aux arbres stressés tels que le bupreste *Agrilus* et les espèces les plus communes et répandues d'*Armillaria* qui sont liées au dépérissement des chênes (Evans, 2008). D'autres sont limités par les défenses des arbres en bonne santé comme le scolyte de l'épicéa européen (*Ips typographus*) (Evans, 2008).

La sécheresse peut aussi susciter des évolutions des végétaux et de la physiologie des arbres ce qui influencera les dynamiques de perturbation des ravageurs. Les feuilles peuvent changer de couleur ou s'affiner ou devenir plus cireuses ce qui peut affecter leur goût pour les insectes (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). La concentration de divers composés secondaires chez les plantes tend à s'accroître lors du stress provoqué par la sécheresse, faisant évoluer l'attrait de certains végétaux pour les insectes ravageurs (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Une sécheresse modérée peut cependant vraiment accroître la production de composés de défense des plantes et des arbres, leur fournissant sans doute une meilleure protection contre les ravageurs.

Les concentrations de sucre dans les feuilles peuvent s'accroître lors d'une sécheresse, les rendant plus attractives pour les phytophages ce qui augmente l'importance des attaques (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Les hausses de sucre contenu dans les sapins balsamifères stressés par la sécheresse par exemple, sont connus pour stimuler l'appétit de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) à certains stades de son développement et accélérer sa croissance (Mortsch, 2006). Un autre avantage pour les ravageurs des forêts est la hausse des températures des arbres stressés par la sécheresse qui peuvent augmenter de 2 à 4 °C, et bénéficier à la fécondité et à la survie des insectes par exemple (Mortsch, 2006).

Les impacts de ces changements de physiologie des arbres hôtes et de susceptibilité provoquent différentes réponses de la part des ravageurs. Rouault *et al.* (2006) ont étudié les impacts de la sécheresse et des températures élevées sur les insectes forestiers et ont noté que les xylophages étaient positivement influencés par les températures élevées qui augmentent leur taux de développement et le stress hydrique prolongé qui affaiblit la résistance des arbres hôtes alors que les défoliateurs bénéficient des hausses d'azote dans les tissus des plantes liées au stress hydrique modéré ou intermittent.

Les forêts de pins pignons (*Pinus edulis*) de l'ouest des Etats-Unis constituent un exemple d'interaction complexe entre la sécheresse résultant du changement climatique et les fonctions des écosystèmes forestiers. Les cochenilles du pin pignon affectent le microclimat des sols par l'altération de l'ombre et du ruissellement des eaux pluviales; cette influence microclimatique est aussi importante que les effets du changement climatique *proprement dit*. Les lépidoptères phytophages, d'un autre côté, n'ont pas cet effet en retour dans cet écosystème (Classen *et al.*, 2005). Trotter, Cobb et Whitham (2008) ont trouvé que le pin pignon soumis à un stress hydrique altérait la structure de la communauté d'arthropodes. Sous fort stress, l'abondance des communautés est réduite par 10 fois et le nombre d'espèce divisé par deux, alors que 73 pour cent des 33 espèces phytophages les plus abondantes, sont plus abondantes sur les arbres stressés. Ainsi, le stress hydrique dans cet écosystème provoque une réduction de la biodiversité et de l'abondance, et la dominance de quelques espèces de ravageurs.

La grande variabilité du fonctionnement des forêts en termes spatial et temporel, rend difficile de lier la mortalité des arbres due à la sécheresse à une plus grande incidence des insectes ravageurs ou des dommages créés par les champignons pathogènes. Dans une étude récente sur l'impact à large échelle, des différentes sécheresses annuelles sur la croissance et

la mortalité du tremble (*Populus tremuloides*) au Canada, Hogg, Brandt et Michaelian (2008) n'ont pas pu trouver un lien significatif entre la sévérité de la sécheresse et la défoliation des insectes ou l'intensité des attaques de xylophages. Le ralentissement de la croissance et la mortalité sont toutefois fortement liés à la sévérité des sécheresses mais le retard de mortalité enregistré durant les années qui ont suivi la sécheresse, laisse penser que les agents secondaires peuvent avoir joué un rôle dans ce processus.

Niveaux élevés de dioxyde de carbone dans l'atmosphère

Comme cela a été évoqué au Chapitre 3, des niveaux plus élevés de CO₂ dans l'atmosphère améliorent les taux de croissance et l'efficacité des plantes et des arbres à utiliser l'eau. Cette productivité accrue conduit à des concentrations plus faibles en azote dans les arbres et les plantes et ainsi les ratios de carbone par rapport à l'azote (C: N) augmentent, ce qui réduit la valeur nutritionnelle de la végétation pour les insectes (Kopper et Lindroth, 2003; Mortsch, 2006). En réaction, les insectes peuvent accroître leur activité (et donc accroître les dégâts sur l'arbre) afin de compenser la réduction de la qualité nutritive et trouver l'azote nécessaire (Ayres et Lombardero, 2000). Dans de nombreux cas, l'accroissement des quantités ingérées peut permettre aux insectes de répondre à leurs besoins nutritionnels mais le plus souvent, ce n'est pas le cas, provoquant seulement de faibles performances, des taux de croissance réduits et augmentant la mortalité (Cannon, 1998; Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Cet effet, toutefois, n'a pas été observé de manière régulière (Holton, Lindroth et Nordheim, 2003), et une plus forte croissance due à une augmentation du CO₂ peut en fait plus que compenser la défoliation dans certains cas (Kopper et Lindroth, 2003).

Des niveaux élevés de CO₂ peuvent aussi occasionner un changement dans la structure de la plante avec l'augmentation de la taille des feuilles et de leur épaisseur, un nombre plus important de feuilles, une superficie foliaire totale par plante supérieure, et des diamètres de tiges et de branches plus gros (Garrett *et al.*, 2006). Une augmentation des sécrétions chimiques de défense peut aussi avoir lieu dans ces conditions (van Asch et Visser, 2007). Tous ces changements physiologiques de l'hôte influenceront l'attraction des insectes, même si les impacts sur les ravageurs diffèrent selon les espèces. Par exemple, face aux hausses de niveaux de CO₂, la phalène brumeuse (*Operophtera brumata*) consomme davantage de feuilles de chêne (*Quercus robur*) en réaction à la réduction de la dureté des feuilles, alors que le bombyx disparate (*Lymantria dispar*) révèle un poids de pupation normal mais nécessite une longue période de temps pour se développer en réaction à l'augmentation des concentrations en tanins (van Asch et Visser, 2007).

Déposition d'azote atmosphérique

Les émissions humaines de polluants azotés dans l'air et leur déposition font partie du phénomène plus large de changement global et peuvent aussi avoir des impacts sur la santé des forêts. La hausse des niveaux d'azote dans les feuilles des arbres et des plantes peut entraîner une hausse immédiate du nombre d'agents pathogènes (Burdon, Thrall et Ericson, 2006). Par exemple, une étude suédoise a noté que les infections causées par un agent pathogène commun, *Valdensia heterodoxa*, sur *Vaccinium myrtillus*, une plante dominante du sous-étage des forêts boréales de conifères, sont stimulées par les augmentations d'azote entraînant une chute des feuilles prématurée (Strengbom *et al.*, 2002). Cette défoliation a par la suite provoqué la perte de dominance de *V. myrtillus* au profit d'une nouvelle dominance de plantes herbacées affectant la structure des communautés végétales.

Evènements climatiques extrêmes

Avec les sécheresses, le changement climatique peut affecter la fréquence et l'intensité des évènements climatiques extrêmes qui ont un impact sur la santé des forêts. Les dommages directs causés aux arbres ou les altérations aux écosystèmes peuvent augmenter leur susceptibilité au développement des ravageurs. La chute des arbres causée par le vent et les attaques superficielles peuvent endommager les arbres et permettre aux agents pathogènes et aux insectes ravageurs secondaires de pénétrer dans les arbres et aussi de provoquer des ruptures mécaniques dans les fonctions physiologiques normales. Des mouvements de masses d'air chaud vers de plus hautes latitudes, associés au changement climatique, l'accroissement, la fréquence et l'étendue des phénomènes de dispersion par le vent peuvent s'accroître, comme cela a été observé avec l'invasion récente de la teigne des crucifères sur l'île de Svalbard en Norvège, à 800 km au nord de la population source dans la Fédération de Russie (Coulson *et al.*, 2002).

4.3. Impacts indirects sur l'écologie communautaire

Les changements climatiques peuvent altérer les relations entre les ravageurs, leur environnement et les autres espèces, comme les ennemis naturels, les compétiteurs et les mutualistes, conduisant à des changements dans la structure et la composition des communautés naturelles (Stireman *et al.*, 2005). Les changements observés et prévus concernant l'abondance des espèces, les caractères phénologiques et les distributions des espèces individuelles peuvent altérer les interactions entre les espèces au sein des communautés (Menéndez, 2007). Ces altérations peuvent modifier le comportement des populations (les caractéristiques des infestations) dans leur aire actuelle (Coley, 1998). Les espèces individuelles répondent au changement climatique de différentes manières et sur des échelles de temps différentes aussi est-il fort probable que certaines relations évoluent grandement. Les interactions qui impliquent deux groupes trophiques ou davantage, comme les plantes-phytophages, les plantes-pollinisateurs et les interactions entre parasites et plantes hôtes pourront sans doute souffrir des disfonctionnements majeurs (Harrington, Woiwod et Sparks, 1999).

Gordo et Sanz (2005) et Forkner *et al.* (2008) ont montré la dissociation des phénologies des insectes et des plantes (due à leurs réactions différentes aux changements de température) tendant à altérer la synchronisation entre les insectes et leurs ressources et à menacer les espèces qui ont des hôtes plus spécifiques. Dans une revue des changements phénologiques des espèces qui interagissent entre elles, Visser et Both (2005) ont noté que la phénologie des insectes a adopté un rythme plus rapide (éclosion des œufs et date de retour de la migration avancées) que leurs hôtes (bourgeonnement et floraison). Ils ont aussi avancé leur période de pic d'abondance plus que leurs prédateurs (dates de ponte et d'arrivée des oiseaux migrants). Par exemple, le bouleversement de la synchronie entre la phalène brumeuse (*Operophtera brumata*) et le bourgeonnement de ses arbres hôtes a à son tour entraîné une asynchronie entre le ravageur et un de ses prédateurs, la mésange charbonnière (*Parus major*), qui compte sur les chenilles pour nourrir ses petits (Walther *et al.*, 2002; van Asch *et al.*, 2007). Ces changements phénologiques induits par le climat, proviennent clairement de l'asynchronie entre les espèces interagissant, influençant finalement la structure, la composition et la diversité des communautés.

Les changements de distribution et les déplacements des aires de répartition interfèrent avec les relations entre la communauté lorsque les espèces qui connaissent des expansions commencent à interagir avec d'autres espèces dans de nouveaux environnements dans lesquels les interactions précédentes peuvent avoir été limitées ou ne jamais avoir existées (Menéndez, 2007). L'expansion en altitude de la processionnaire du pin (*Thaumetopoea*

pityocampa) dans les montagnes de la Sierra Nevada au sud-est de l'Espagne a, par exemple, permis à ce ravageur de trouver un nouvel arbre hôte, un pin sylvestre local endémique (*Pinus sylvestris* var. *nevadensis*) (Menéndez, 2007). L'augmentation des attaques de *T. pityocampa* pourrait avoir des effets nuisibles sur cette espèce d'arbre endémique des montagnes.

Les espèces capables de s'adapter au changement climatique en accroissant leur distribution profiteront aussi du manque de compétiteurs et d'ennemis naturels dans leur nouvel environnement. L'expansion des espèces peut ne pas être rapidement suivie de celle de leurs ennemis naturels comme dans le cas de la processionnaire du pin et dans certains cas, la synchronisation entre l'hôte et l'ennemi naturel ou le parasitoïde, peut disparaître dans les nouvelles conditions de température, comme dans le cas de la phalène brumeuse (Battisti, 2004).

Certains agents pathogènes peuvent tirer profit des meilleures conditions de survie et de l'expansion de leurs insectes vecteurs. Par exemple, les vecteurs du champignon de la graphiose de l'orme (*Ophiostoma novo-ulmi*), *Scolytus scolytus* et *S. multistriatus* peuvent être plus actifs durant les périodes de température élevée ce qui, à terme, accroîtra la propagation du champignon.

5. LES ESPECES DE RAVAGEURS DES FORETS INFLUENCEES PAR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE

Certains exemples d'insectes ravageurs des forêts, de maladies et d'autres ravageurs qui ont été touchés ou dont on prévoit qu'ils seront influencés par le changement climatique sont présentés ci-dessous. Des informations sur les ravageurs non forestiers sont aussi fournies pour permettre une meilleure compréhension des impacts potentiels du changement climatique sur la santé des forêts.

5.1. Insectes

Coléoptères

***Agrilus pannonicus* (Piller et Mitterpacher, 1783) (Buprestidae) – Bupreste « faux de poudre-poteau »**

Plusieurs coléoptères de la famille des bostrichidés du genre *Agrilus* sont liés au déclin du chêne. La fréquence de ces espèces s'est accrue au niveau mondial (à la fois dans leur pays d'origine et à travers un déplacement vers d'autres régions du monde) et leurs impacts ont été liés au stress de leurs arbres hôtes potentiellement causé par le changement climatique (Evans, 2008). Par exemple, *Agrilus pannonicus* (= *A. biguttatus* (Fabricius)) a récemment été associé au déclin d'un chêne européen dans son aire de répartition naturelle et est de plus en plus fréquent dans plusieurs pays dont la France, l'Allemagne, la Hongrie, la Pologne, les Pays-Bas et le Royaume-Uni où l'on pense qu'il contribue au déclin du chêne (Gibbs et Grieg 1997; Ciesla, 2003). Les infestations peuvent entraîner une forte mortalité des arbres qui, associés avec d'autres facteurs qui participent au déclin, peuvent altérer terriblement la composition des espèces des chênaies.

***Dendroctonus frontalis* Zimmermann (Curculionidae) – Dendroctone méridional du pin**

Dendroctonus frontalis est considérée comme une des espèces les plus nuisibles d'Amérique centrale et des régions sud de l'Amérique du Nord. Elle constitue un des ravageurs les plus importants des pins et est largement distribuée de la Pennsylvanie au sud des États-Unis, au Mexique et en Amérique centrale. Les populations peuvent se constituer rapidement jusqu'à provoquer des infestations et la mort d'un grand nombre d'arbres. Les attaques initiales ont généralement lieu sur les arbres affaiblis, mais *D. frontalis* est aussi capable de tuer des arbres en bonne santé. Ce dendroctone tue les arbres de deux manières: l'annélation durant la construction des galeries de ponte; et l'introduction d'un champignon du bleuissement du genre *Ophiostoma* (Billings *et al.*, 2004). Du fait de son court temps de développement, de sa capacité de dispersion élevée et de la large distribution des arbres hôtes, le dendroctone méridional du pin a le potentiel de répondre rapidement et de façon significative à tout changement de climat.

En octobre 1998, l'ouragan Mitch a frappé l'Amérique centrale, causant des inondations et des coulées de boue qui ont affecté les communautés, les forêts et les infrastructures locales. Durant les années qui ont suivi, une infestation de toute la région d'une ampleur sans précédent du dendroctone méridional du pin, principalement *D. frontalis* en association avec d'autres *Dendroctonus* et espèces d'*Ips* ont détruit plus de 100 000 ha de pins (Billings *et al.*,

2004). Comme presque tous les arbres morts sont restés sur place, les charges en combustible ont terriblement augmenté, entraînant d'énormes feux. Le changement climatique va accroître la fréquence et la sévérité des catastrophes naturelles comme les ouragans. Le potentiel d'impacts dévastateurs futurs sur les forêts, des perturbations initiales aux effets successifs en cascade (c'est-à-dire d'autres perturbations comme les infestations de ravageurs et le feu) est assez élevé.

Les températures plus fortes attribuées au changement climatique ont aussi influencé le dendroctone méridional du pin permettant son expansion aux États-Unis. Les mesures en laboratoire et les données publiées sur la mortalité dans les populations dans la nature indiquent qu'une température de -16 °C ou moins, provoque dans presque 100 pour cent des cas la mortalité des ravageurs, limitant donc sa distribution aux latitudes nord actuelles (Ungerer, Ayres et Lombardero, 1999; Ayres et Lombardero, 2000). On pense qu'une hausse de température de 3 °C devrait permettre aux infestations d'avoir lieu approximativement 178 km plus au nord que par le passé (Ungerer, Ayres et Lombardero, 1999). Les infestations récentes du dendroctone méridional du pin dans les écosystèmes du nord et de haute altitude où il était auparavant rare ou absent, ont été attribuées à la tendance de réchauffement de 3,3 °C des températures hivernales minimales de l'air dans le sud-est des États-Unis de 1960 à 2004 (Tran *et al.*, 2007). Cette expansion vers le nord a eu lieu comme cela avait été prévu par Ungerer, Ayres et Lombardero (1999).

Le dendroctone méridional du pin s'est aussi sans doute adapté de manière à augmenter ses chances de survie dans des climats plus froids. Tran *et al.* (2007) ont montré à travers leur études sur le terrain et en laboratoire d'une population du nord, qu'au stade pré-pupal, le dendroctone tolérait davantage le froid (de plus de 3 °C) qu'aux stades larve, pupes et adulte, et que son mode de développement durant l'hiver l'a fortement fait évoluer vers cette plus grande tolérance au froid. Cette tendance pourrait être une coïncidence plutôt qu'une véritable adaptation (Tran *et al.*, 2007).

***Dendroctonus ponderosae* (Hopkins) (Curculionidae) – Dendroctone du pin des montagnes**

Le dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) est le ravageur le plus destructeur des pins matures de l'Amérique du Nord, en particulier du pin de lodgepole (*Pinus contorta*). Dans l'ouest des États-Unis, les attaques de dendroctone ont augmenté à la suite de plusieurs années de sécheresse (Tkacz, Moody et Villa Castillo, 2007). Une pullulation majeure de ces ravageurs s'est aussi développée dans l'ouest du Canada (Colombie britannique, et plus récemment en Alberta) durant plusieurs années et même si de nombreux efforts ont été réalisés pour réduire son impact, des millions d'arbres ont été tués. Les reconnaissances aériennes réalisées en Colombie britannique en 2007, ont montré que plus de 10 millions d'hectares de pins étaient infectés, dont 860 973 ha dans les parcs et aires protégées de la province (Westfall et Ebata, 2008). On prévoit que si les dendroctones continuent à se développer à ce taux actuel, la majorité des 80 pour cent des pins matures de la Colombie britannique seront morts en 2013 (CFS, 2007). Le grand nombre d'arbres morts et mourants a aussi accru le risque de feux de forêt. Les infestations du dendroctone du pin des montagnes ont transformé les forêts de l'ouest du Canada, d'un puits de carbone peu important, en une source considérable de carbone pour l'atmosphère (Kurz *et al.*, 2008).

Le problème a été exacerbé par plusieurs années successives d'hiver doux, réduisant la mortalité du dendroctone au stade d'hibernation. Leur cycle de vie est généralement effectué en une année; mais des températures plus élevées peuvent permettre deux générations par an alors que de plus froides limitent ce cycle à une génération tous les deux ans (Amman,

McGregor et Dolph, 1990). Les conditions de sécheresse associées à des températures plus chaudes ont aussi affaibli les arbres et accru leur susceptibilité aux dendroctones. Des températures plus élevées ont donc rendu accessibles aux ravageurs les peuplements de pins matures inaccessibles sous le climat existant auparavant (Carroll *et al.*, 2004). Une analyse récente a conclu que les hivers au centre du Canada resteront suffisamment froids dans le futur prévisible pour fortement réduire le risque d'invasion des dendroctones du pin des montagnes dans les forêts boréales de l'est de l'Amérique du Nord (Nealis et Peter, 2008).

***Dendroctonus rufipennis* (Kirby) (Curculionidae) – Dendroctone rouge du pin**

Dendroctonus rufipennis est un ravageur des épicéas d'Amérique du Nord, en particulier de l'épicéa canadien ou sapinette blanche (*Picea glauca*), de l'épicéa noir d'Amérique (*P. mariana*) dans le nord, de l'épicéa d'Engelmann (*P. engelmannii*), de l'épicéa de Sitka (*P. sitchensis*) à l'ouest et de l'épicéa rouge du Canada (*P. rubens*) à l'est (EPPO/CABI, 1997). Il tend à attaquer les arbres affaiblis ou arrachés par le vent et les infestations sont pour la plupart liées à des facteurs prédisposant leur développement. Par conséquent, on peut s'attendre à ce que les impacts du changement climatique sur les arbres et les forêts augmentent les infestations de dendroctone rouge du pin.

En fait, Hebertson et Jenkins (2008) ont étudié l'impact du climat sur les infestations de dendroctone rouge du pin dans l'Utah et le Colorado (Etats-Unis), entre 1905 et 1996 et ils ont trouvé que les années historiques d'infestation dans les vallées étaient liées à des automnes et hivers chauds et à des épisodes de sécheresse. De même, les infestations du Canada (Territoire du Yukon) et des Etats-Unis (Alaska) semblent être liées à des températures estivales extrêmement élevées qui ont influencé les tailles de population de dendroctone rouge du pin causées par une combinaison de facteurs allant d'un plus fort taux de survie lors de l'hibernation à une réduction de moitié du temps pour arriver à maturité qui est passé de deux ans à un an, et du stress des arbres hôtes matures produit au niveau régional par la sécheresse (Berg *et al.*, 2006).

Hémiptères

Aphides (Aphididae)

Avec des cycles de vie courts et des seuils bas de température de développement, on peut s'attendre à ce que les aphides soient fortement influencés par les changements environnementaux et climatiques. Globalement, on prévoit que les aphides apparaîtront au printemps au moins huit jours plus tôt dans les 50 prochaines années, même si le taux d'anticipation pourra varier selon les sites et les espèces (Harrington *et al.*, 2007). Cela pourrait avoir pour conséquence d'accroître les dommages potentiels aux plantes hôtes en fonction de la phénologie de ces plantes hôtes et des ennemis naturels.

Zhou *et al.* (1995), par exemple, ont étudié les durées de migration de cinq espèces d'aphide (*Brachycaudus helichrysi*, *Elatobium abietinum*, *Metopolophium dirhodum*, *Myzus persicae*, *Sitobion avenae*) de Grande Bretagne sur une période de presque 30 ans et ils ont conclu que les températures, hivernales en particulier, constituent le principal facteur qui affecte la phénologie de toutes les espèces d'aphide. Ils ont trouvé qu'une hausse d'1°C de la moyenne des températures hivernales avançait la phénologie de la migration de 4 à 19 jours selon les espèces.

***Elatobium abietinum* (Walker) (Aphididae) – Aphide de l'épicéa**

On pense aussi probablement que l'aphide de l'épicéa (*Elatobium abietinum*) a bénéficié de sa croissance durant sa survie hivernale, ce qui a entraîné une défoliation plus forte et plus fréquente des arbres hôtes (*Picea* spp.). Cet aphide est originaire d'Europe mais sa présence a aussi été rapportée en Amérique du Nord et du Sud.

Au Royaume-Uni, les attaques de ravageurs ont provoqué de grandes pertes en feuillage et dans les cimes durant les infestations actives mais aussi durant les années qui ont suivi. Westgarth-Smith *et al.* (2007) ont montré qu'un temps clément associé à un indice de l'Oscillation nord-Atlantique (ONA) positif a retardé la migration de printemps d'*E. abietinum*, l'a fait durer plus longtemps et a augmenté le nombre d'aphides. Des valeurs ONA positives correspondent à des conditions atmosphériques plus chaudes pour le Royaume-Uni. Le réchauffement global a sûrement accru la variabilité de l'ONA, déplaçant le système vers des valeurs en hausse ce qui pourrait probablement accroître l'activité aphidienne et les dégâts aux épicéas et aux forêts de cette zone.

Hyménoptères

***Cephalcia arvensis* Panzer, 1805 (Pamphiliidae) – Tenthrede de l'épicéa**

La tenthrede de l'épicéa (*Picea*) est monophage et endémique de l'aire de répartition de l'épicéa en Eurasie, où des infestations ont rarement été enregistrées. De 1985 à 1992 toutefois, il y a eu une infestation soudaine de la tenthrede au sud des Alpes durant laquelle ces populations ont développé un cycle de vie annuel et se sont développées exponentiellement provoquant des défoliations répétitives et la mort de nombreux arbres (Marchisio, Cescatti et Battisti, 1994; Battisti, 2004). Les espèces de *Cephalcia* montrent généralement une faible fécondité et ont une longue diapause de plusieurs années qui est stimulée par les faibles températures durant la phase de pupation (Battisti, 2004). L'infestation correspond à une période de températures élevées et de faibles précipitations, et de stress hydrique sévère pour les arbres hôtes. Cela permet à l'insecte de s'adapter au nouveau climat, entraînant une plus faible mortalité, un développement plus rapide et des taux de reproduction supérieurs. De plus, l'augmentation soudaine de la densité de population n'est pas suivie rapidement par celle de ses ennemis naturels, ce qui facilite une croissance illimitée de la population (Battisti, 2004).

***Neodiprion sertifer* (Geoffroy) (Diprionidae) – Diprion ou Tenthrede du pin sylvestre**

Le tenthrede du pin sylvestre *Neodiprion sertifer* fait partie des espèces de ravageurs importantes sur les pins en Europe, au nord de l'Asie, au Japon et en Amérique du Nord où il a été introduit. C'est un des plus sérieux défoliateurs des forêts de pins (*Pinus sylvestris*) du nord de l'Europe. Virtanen *et al.* (1996) laissent entendre que les infestations de tenthrede sur les pins sylvestre dans l'est et au nord de la Finlande peuvent être prévenues par des températures hivernales basses qui tuent les œufs et ils prévoient que les attaques seront plus fréquentes avec le réchauffement hivernal. Une grande variation de la stratégie de ponte d'évitement du gel des œufs a aussi été observée et pourrait permettre à *N. sertifer* de s'adapter au changement climatique prévu et de progresser vers le nord (Veteli *et al.*, 2005).

Lépidoptères

Des températures plus élevées ont entraîné des augmentations de populations de lépidoptères dans les forêts. Un facteur limitant, en particulier pour les défoliateurs, est la synchronie avec le bourgeonnement des arbres au printemps alors que les éléments déterminants pour l'apparition des insectes et le bourgeonnement sont les températures à la fin de l'hiver.

Papillons

Si peu d'espèces de papillons sont considérées comme des ravageurs forestiers sérieux, certains des plus beaux et des plus recherchés, illustrent les impacts du changement climatique sur les distributions et la phénologie des insectes. Les aires de répartition géographique de nombreuses espèces ont progressé vers le nord et en altitude suite au réchauffement climatique, conduisant à un accroissement de la richesse des espèces à des latitudes plus grandes et en altitude et dans certains cas, à une extinction locale potentielle à des altitudes plus basses.

L'expansion des aires de répartition des papillons a été bien documentée (voir la section 4.1) et des changements dans la phénologie des papillons ont aussi été observés. Au Royaume-Uni, les espèces ont avancé leur période de vol d'environ 2 à 10 jours pour chaque degré de hausse des températures (Roy et Sparks, 2000; Menéndez, 2007). Des changements phénologiques similaires en réponse au réchauffement ont été notés en Espagne où l'éclosion des papillons a été anticipée d'1 à 7 semaines en 15 ans (Stefanescu *et al.*, 2003) et en Californie (Etats-Unis) où l'on a vu une anticipation d'environ 8 jours par décennie (Forister et Shapiro 2003).

Voici plusieurs exemples d'espèces influencées par le changement climatique.

- Le monarque africain (*Danaus chrysippus*) a progressé vers le nord, établissant une première population dans le sud de l'Espagne en 1980, suite à l'établissement de multiples populations le long de la côte est espagnole (Menéndez, 2007).
- Les hausses de température ont augmenté les chances de survie et facilité l'expansion des aires de répartition en latitude et altitude du papillon (*Atalopedes campestris*) dans l'ouest des Etats-Unis (Crozier, 2003, 2004).
- Le papillon à damiers (*Euphydryas editha*) a progressé vers le nord et aussi en altitude en Amérique du Nord (Parmesan, 1996). Les populations de la limite nord de l'aire de répartition de l'espèce au Canada et des altitudes plus élevées de la même aire de répartition ont vu leurs chances de survie augmenter alors que les populations de la limite sud, au Mexique, ont décliné.
- En Europe, le Tircis (*Parage aegeriae*) a élargi son aire de répartition vers le nord au-delà de sa plante hôte d'origine sur laquelle il se nourrissait de manière prédominante (Logan, Régnière et Powell, 2003).
- La piéride de l'aubépine (*Aporia crataegi*) a étendu son aire de répartition en altitude dans les montagnes de la Sierra de Guadarrama, au centre de l'Espagne, alors que les populations des altitudes moins élevées et plus chaudes ont disparu (Merrill *et al.*, 2008). Si le climat est devenu un facteur moins limitant dans sa distribution à des altitudes plus élevées, le ravageur est toutefois limité par l'absence de plantes hôtes.

***Choristoneura fumiferana* (Clem.) (Tortricidae) – Tordeuse des bourgeons de l'épinette**

La tordeuse des bourgeons de l'épinette, *Choristoneura fumiferana*, constitue le principal défoliateur des forêts de conifères d'Amérique du Nord. Le sapin baumier (*Abies balsamea*)

est son hôte préféré mais elle peut volontier attaquer l'épicéa canadien *Picea glauca*, l'épicéa rouge du Canada *P. rubens* et l'épicéa noir d'Amérique *P. mariana* et peut même se nourrir sur les mélèzes d'Amérique (*Larix* spp.) et les tsugas (*Tsuga* spp.). L'attaque de cette tordeuse des bourgeons peut persister de 5 à 15 ans, entrecoupée par des périodes de 20 à 60 ans (Fleming et Volney, 1995). A l'est du Canada, la période des cycles de population a été en moyenne de 35 ans, ces derniers 270 ans (Volney et Fleming, 2007). Les tordeuses, lors d'attaques incontrôlées, peuvent tuer presque tous les peuplements denses et matures de sapins (Fleming et Volney, 1995).

Les influences climatiques sur les caractéristiques de développement sont considérées comme un facteur majeur de restriction des attaques, les changements du climat devraient donc avoir un impact sur la sévérité, la fréquence et la distribution spatiale des attaques de tordeuse des bourgeons de l'épinette (Logan, Régnière et Powell, 2003). Le succès des insectes à établir des sites de nourrissage durant le printemps dépend du poids initial des œufs et de la synchronie de leur développement avec le bourgeonnement de leur hôte, fortement influencé par les facteurs climatiques (Volney et Fleming, 2000, 2007). Cette synchronisation est difficile au début de l'attaque et détermine donc l'intensité des dommages. Toutefois, la tordeuse est capable de tolérer une certaine asynchronie entre l'apparition du printemps et le développement rapide des bourgeons étant donné que le second stade larvaire s'est adapté au niveau morphologique et comportemental, permettant à la tordeuse de se nourrir des aiguilles (Volney et Fleming, 2007).

Dans certaines parties de son aire de répartition, en particulier aux limites nord, la température peut aussi influencer la durée des attaques du même que leurs interruptions sont souvent associées aux chutes du feuillage souvent provoquées par les gelées tardives de printemps (Volney et Fleming, 2007). La fin normale des attaques au centre même de l'aire de répartition des arbres hôtes est associée à la mortalité causée par les ennemis naturels de la tordeuse à ses derniers stades larvaires (Volney et Fleming, 2000). Les ennemis naturels de la tordeuse, *C. fumiferana*, étant moins efficaces en cas de températures élevées (Hance *et al.*, 2007), les facteurs climatiques peuvent donc permettre des attaques massives de ce ravageur s'il dispose d'arbres hôtes. Le changement climatique devrait accroître l'étendue, la sévérité et la durée des attaques de la tordeuse dans l'est du Canada (Gray, 2008).

***Epirrita autumnata* (Borkhausen, 1794) (Geometridae) – Arpenteuse verte veloutée**

Epirrita autumnata est une espèce holarctique qui a étendu son aire de répartition dans certaines régions. Dans les pays du nord de l'Europe, les cycles d'infestation d'*Epirrita autumnata* sont typiquement plus fréquents dans les forêts les plus au nord et les forêts de bouleau continentales mais durant les 15 à 20 dernières années, ils se sont étendus aux régions plus continentales et plus froides, auparavant protégées par des températures hivernales extrêmes (Jepsen *et al.*, 2008). Ces ravageurs passant l'hiver au stade œuf, le taux de survie des œufs est donc conditionné par les températures hivernales minimales. Virtanen, Neuvonen et Nikula (1998) ont étudié les relations entre la survie des œufs d'*E. autumnata* et les températures hivernales minimales de l'extrême nord de la Finlande. Le réchauffement climatique devrait entraîner une réduction des deux tiers la zone forestière ayant des températures hivernales assez froides pour contenir les populations d'*E. autumnata* à un faible niveau jusqu'au milieu du XXI^{ème} siècle. Une hausse des températures hivernales augmenterait donc la superficie de forêt susceptible d'être attaquée par l'arpenteuse verte veloutée.

***Lymantria dispar* Linnaeus, 1758 (Lymantriidae) – Bombyx disparate ou spongieuse**

Le bombyx disparate ou spongieuse, *Lymantria dispar*, est un défoliateur important qui s'étend sur une large aire de répartition de feuillus mais aussi de conifères. Alors que durant de nombreuses années, les populations sont restées peu nombreuses et n'ont pas causé de dégâts significatifs, de sévères attaques ont eu lieu entraînant de fortes défoliations, des retards de croissance, des dépérissements et parfois la mort de l'arbre. Deux lignées de spongieuse existent – la souche asiatique, dont la femelle est capable de voler; et la souche européenne, dont la femelle est aptère. La souche asiatique est originaire du sud de l'Europe, du nord de l'Afrique et du centre et sud de l'Asie et du Japon et a été introduite en Allemagne et les autres pays européens où elle s'est facilement hybridée avec la souche européenne. La souche asiatique de la spongieuse a aussi été introduite mais ne s'est pas établie au Canada, aux Etats-Unis et au Royaume-Uni (Londres). On trouve la souche européenne dans les forêts tempérées de l'ouest de l'Europe mais elle a aussi été introduite au Canada et aux Etats-Unis. La spongieuse est considérée comme un ravageur important dans son aire de répartition naturelle et dans les zones d'introduction.

On note aussi une augmentation notable des attaques dans des régions auparavant non affectées par ce ravageur comme les Iles de La Manche (Jersey) et de nouvelles zones au Royaume-Uni (Aylesbury, Buckinghamshire). Au Canada, l'expansion de la spongieuse a pour l'instant été prévenue par les barrières climatiques et la disponibilité des plantes hôtes de même que par une éradication agressive des populations naissantes (Logan *et al.*, 2007; Régnière, Nealis et Porter, 2008). Toutefois, il est probable que la spongieuse soit capable d'étendre son aire de répartition en Amérique du Nord suite à un taux de survie plus élevé durant l'hibernation du stade larvaire, du fait des hivers doux et d'une plus forte accumulation des degrés-jours pour le développement larvaire (Evans, 2008; Régnière, Nealis et Porter, 2008). Des prévisions similaires ont été faites pour l'Europe (Vanhanen *et al.*, 2007). Pitt, Régnière et Worner (2007) ont noté une hausse de la probabilité d'établissement de la spongieuse en Nouvelle-Zélande, en particulier dans l'île du Sud.

Les hausses de concentrations de CO₂ dans l'atmosphère peuvent aussi influencer la sévérité des attaques de spongieuse. Les performances larvaires sur les plantes hôtes cultivées sous concentrations élevées de CO₂ varient selon les espèces hôtes, pouvant être réduites sur certains hôtes tels que les peupliers et s'accroître sur d'autres, comme les chênes (Cannon, 1998).

***Lymantria monacha* (Linnaeus, 1758) (Lymantriidae) – Nonne**

Lymantria monacha constitue un des ravageurs majeurs des feuillus et des conifères en Europe et en Asie. La défoliation par la larve de la nonne peut tuer les arbres hôtes, en particulier les conifères et a causé des pertes immenses malgré l'intervention et l'utilisation d'insecticides biologiques et chimiques. Les attaques dans une partie de l'Europe ont sans doute augmenté suite à l'établissement de plantations de pin extensives dans des zones peu fertiles ou suite au changement du climat. On pense que la nonne s'étendra vers le nord de l'Europe en raison du fort degré d'accumulation degrés-jours et d'une plus forte survie à l'hibernation (Evans, 2008). Grâce à des logiciels de modélisation, Vanhanen *et al.* (2007) ont prévu que le réchauffement climatique causerait un déplacement de la frontière nord de l'aire de distribution d'approximativement 500 à 700 km vers le nord et que la limite sud de leur aire de répartition se rétracterait vers le nord de 100 à 900 km.

***Operophtera brumata* Linnaeus, 1758 (Geometridae) – Phalène brumeuse**

Operophtera brumata est distribuée à travers toute l'Europe, l'Afrique du Nord, le Japon et la Sibérie et a aussi été introduite au Canada et aux Etats-Unis. Elle se nourrit d'une large variété d'arbres décidus et d'arbustes comprenant l'abricotier, le cerisier, le pommier, le prunier et l'airelle, le pommier sauvage, le châtaignier d'Amérique, le groseillier rouge et le groseillier noir, les chênes, les érables, le tilleul et l'orme d'Amérique.

Le changement climatique a eu un impact sur l'extension des phalènes. Dans les pays nordiques d'Europe, Jepsen *et al.* (2008) ont noté qu'*O. brumata* a été jusqu'à présent confinée par les conditions climatiques aux régions sud et proches des côtes mais les températures plus chaudes ont accru l'expansion des zones touchées vers le nord. Alors que la hausse des températures semble aider les phalènes à étendre leur distribution, il semble qu'elle n'a pas le même impact sur ses ennemis naturels ce qui permet aux populations de ces ravageurs de croître sans contrôle (Battisti, 2004).

Le changement climatique a affecté la phénologie de nombreuses espèces de différente manière. Aux Pays-Bas, ces 25 dernières années, les températures printanières précoces ont augmenté alors que ce n'est pas le cas pour les températures hivernales. Le changement climatique a eu pour résultat d'induire une asynchronie entre les phalènes et son hôte, le chêne pédonculé, *Quercus robur*, avec une éclosion des œufs précédant le bourgeonnement (van Asch et Visser, 2007). Une telle situation provoque l'absence de nourriture au moment où les larves en ont besoin et induit leur famine et leur mort. Ceci a aussi des implications pour les autres espèces qui dépendent des larves pour se nourrir comme la mésange charbonnière (*Parus major*) qui nourrit ses petits avec les chenilles d'*O. brumata* (Walther *et al.*, 2002; van Asch *et al.*, 2007). Si l'éclosion des œufs et le bourgeonnement se sont faits plus tôt ces 25 dernières années, l'éclosion des œufs a été davantage anticipée conduisant à une réduction de la synchronie d'une période de quelques jours à presque deux semaines (van Asch et Visser, 2007; van Asch *et al.*, 2007). Toutefois, d'autres ont noté qu'alors que des températures supérieures avaient anticipé l'éclosion des œufs, la diapause de la puppe de la phalène brumeuse durant l'automne a été prolongée par des températures plus fortes, contrebalançant donc l'impact et réduisant le cycle de vie global (Buse et Good, 1996; Bale *et al.*, 2002; Battisti, 2004). Les différences entre les observations de synchronicité entre l'éclosion des œufs de la phalène et du bourgeonnement de l'hôte peuvent provenir des différences entre régions et entre les espèces.

***Thaumetopoea pityocampa* (Denis et Schiffermüller, 1775) (Thaumetopoeidae) – Processionnaire du pin**

La chenille processionnaire du pin, *Thaumetopoea pityocampa*, est considérée comme un des ravageurs les plus importants des forêts de pin de la région méditerranéenne (EPPO/CABI, 1997). C'est une chenille oligophage qui construit un nid et se nourrit selon un mode grégaire à partir de diverses espèces de pins et de cèdres. Le cycle de vie de la processionnaire du pin est typiquement annuel mais peut être de deux ans à des altitudes plus élevées ou des latitudes plus au nord (EPPO/CABI, 1997). A ces latitudes et altitudes plus élevées, les adultes apparaissent plus tôt.

Le changement climatique a des impacts évidents sur la distribution de cet important ravageur des forêts. Battisti *et al.* (2005) ont noté une expansion en latitude dans la partie nord-centre de la France de 87 km en direction du nord de 1972 à 2004 et une progression en altitude de 110 à 230 m dans les Alpes du nord de l'Italie de 1975 à 2004 et ont attribué les expansions à une moindre fréquence des gelées tardives ce qui a augmenté la survie des

larves lors de l'hibernation, influencées par la tendance au réchauffement de ces trois dernières décennies. Durant ces 10 dernières années, la processionnaire du pin s'est étendue de presque 56 km vers le nord en France (Battisti *et al.*, 2005).

Durant l'été 2003, l'été le plus chaud de ces dernières 500 années en Europe, *T. pityocampa* a montré une expansion en altitude sans précédent sur les peuplements de pin des Alpes italiennes, augmentant la limite de son aire de répartition en altitude d'un tiers de l'expansion en altitude réalisée sur les trois décennies passées (Battisti *et al.*, 2006). Cette extension inhabituelle et rapide a été attribuée à une dispersion nocturne accrue des femelles lors de températures nocturnes exceptionnellement élevées. Ce réchauffement graduel de la région a permis au ravageur de maintenir sa présence à cette altitude en raison d'une meilleure survie de la larve.

Dans les montagnes de la Sierra Nevada au sud-est de l'Espagne, l'aire de répartition de *T. pityocampa* s'est étendue en altitude ces 20 dernières années suite aux hausses de température (Menéndez, 2007). Les populations relictuelles de pins sylvestre (*Pinus sylvestris* var. *nevadensis*) se développant dans cette nouvelle aire de répartition plus étendue des chenilles, sont de plus en plus touchées, en particulier durant les années les plus chaudes (Hódar et Zamora, 2004). Cette expansion de l'aire de répartition de la processionnaire causée par le changement climatique a des conséquences potentiellement dévastatrices sur cette espèce endémique des montagnes qui peut aussi souffrir des effets directs du changement climatique.

Il faut s'attendre à ce que les chances de survie et d'expansion de *T. pityocampa* dans des environnements auparavant hostiles à ce ravageur continueront à s'améliorer vu que sa distribution actuelle n'est pas limitée par la distribution de ses hôtes, que les hivers plus chauds augmenteront l'activité reproductrice des larves et que la probabilité de basses températures léthales ira diminuant (Battisti, 2004; Battisti *et al.*, 2005).

***Thaumetopoea processionea* (Linnaeus, 1758) (Thaumetopoeidae) – Processionnaire du chêne**

Originnaire de l'Europe centrale et du sud de l'Europe, *Thaumetopoea processionea* fait partie des principaux ravageurs défoliateurs du chêne. Depuis la fin du 20^{ème} siècle, la processionnaire du chêne a connu une expansion vers le nord et s'est maintenant résolument établie en Belgique, au Danemark, dans le nord de la France et aux Pays-Bas et a été notée dans le sud de la Suède et du Royaume-Uni. Nous pensons que la progression de la processionnaire du chêne vers le nord est due à une meilleure synchronie de la ponte des œufs et à la réduction des gelées tardives suite au réchauffement des températures (Evans, 2008).

***Zeiraphera diniana* Guenée (Tortricidae) – Tenthrède du mélèze**

La tenthrède du mélèze, *Zeiraphera diniana*, est un ravageur européen qui s'attaque à de larges superficies de forêts de mélèzes dans les Alpes, environ tous les 8 à 10 ans par siècle (Battisti, 2004). Elle a un cycle de vie annuel, hiverne, et dépose ses œufs sur les branches de mélèzes où elle se nourrit des aiguilles dès que les bourgeons éclosent. Cette synchronie entre l'éclosion des œufs et le bourgeonnement est critique. Des températures en hausse associées au changement climatique ont affecté cette relation conduisant à une asynchronie et ont réduit les incidences des tenthrèdes en Suisse (Evans, 2008). Il a été noté que des températures anormalement élevées ont provoqué une forte mortalité inhabituelle des œufs (Battisti, 2004).

5.2. Agents pathogènes

Ascomycètes

***Mycosphaerella pini* Rostrup (1957) (Capnodiales: Mycosphaerellaceae) – Brûlures en bandes rouges/Flétrissement des aiguilles**

Mycosphaerella pini est un champignon qui infecte et tue les aiguilles de *Pinus* spp. provoquant une défoliation significative, une croissance chétive et éventuellement la mort des arbres hôtes même si la susceptibilité des espèces de pin peuvent varier. Originaire des forêts tempérées de l'hémisphère Nord, c'est le principal ravageur des plantations de pin de l'hémisphère Sud, où à la fois la plante hôte et l'agent pathogène ont été introduits. Largement planté, le pin, *P. radiata*, est particulièrement sensible et de nombreuses plantations de l'hémisphère Sud, en particulier en Afrique de l'Est, Nouvelle Zélande et Chili, ont été dévastées par ce flétrissement des aiguilles. Cet agent pathogène a forcé les gestionnaires de certaines régions à abandonner les plantations de *P. radiata* et à se reporter vers d'autres espèces d'arbres.

Dans son aire de répartition naturelle, *M. Pini* cause normalement peu de dégâts, cependant, depuis la fin des années 90, il a causé d'importantes défoliations et des mortalités dans les jeunes plantations de pin lodgepole (*Pinus contorta* var. *latifolia*) dans le nord-ouest de la Colombie britannique et du Canada (Woods, Coates et Hamann, 2005). La mortalité des pins matures de lodgepole a été observée dans les peuplements mélangés où figurent quelques pins qui représentent seulement une petite proportion de la composition de ces peuplements; ce développement de *M. Pini* n'avait jamais été vu auparavant au niveau mondial (Woods, Coates et Hamann, 2005). La pullulation actuelle coïncide avec une période prolongée de pluies plus fréquentes et plus fortes depuis la fin des années 90 qui permet l'expansion rapide et des taux d'infection accrus. A la différence de nombreux autres ravageurs, les changements des régimes de pluie peuvent être plus importants que les changements de température dans la prédiction de l'expansion et des impacts de *M. pini*.

Basidiomycètes

Les armillaires : *Armillaria* (Agaricales: Marasmiaceae)

Les espèces d'*Armillaria* sont des agents pathogènes communs des arbres, des formations arbustives et des plantes herbacées répandus dans le monde entier qui peuvent causer la pourriture de l'arbre, réduire sa croissance et même provoquer sa mort, en particulier chez les arbres stressés par d'autres facteurs ou chez les jeunes arbres ou arbres plantés sur des sites où des hôtes infestés ont été retirés. Les espèces d'*Armillaria* peuvent devenir plus agressives et destructrices lorsque des températures élevées causent un stress hydrique dû à la sécheresse et réduisent les défenses des arbres (Evans, 2008). La condition physiologique de l'arbre en général peut constituer un facteur important pour le contrôle des impacts des espèces d'*Armillaria*, de même que le changement climatique peut affecter leur épidémiologie (Menéndez, 2007).

Oomycètes

***Phytophthora cinnamomi* (Rands 1922) (Pythiales: Pythiaceae)**

Phytophthora cinnamomi est considéré comme un des agents pathogènes les plus largement répandus et destructeurs. Il possède tout un éventail de plantes hôtes infestant plus de 1 000 espèces et provoquant pourridiés et chancre. Son aire de répartition originelle n'est pas

connue mais l'on pense qu'il provient du sud-est asiatique et du sud de l'Afrique (EPPO/CABI, 1997). Actuellement, l'agent pathogène se trouve dans la majorité des zones tempérées et subtropicales du monde: Afrique, Asie et Pacifique, Europe, Amérique latine et Caraïbes, Proche-Orient et Amérique du Nord. Dans la majorité des pays, il est seulement connu dans les pépinières alors qu'en Europe (France, Italie, Espagne, Portugal) il a été observé dans des environnements naturels (EPPO/CABI, 1997).

La température, l'humidité et le pH influencent la croissance et la reproduction des champignons. Dans une étude sur les impacts du réchauffement climatique sur *P. cinnamomi*, Bergot *et al.* (2004) ont prédit une expansion potentielle de son aire de répartition en Europe vers l'est à partir des côtes atlantiques, d'une à plusieurs centaines de kilomètres en un siècle.

***Phytophthora ramorum* Werres, de Cock and Man in't Veld (Pythiales: Pythiaceae) – Mort soudaine du chêne**

Phytophthora ramorum cause une maladie très grave appelée mort soudaine des chênes qui entraîne une forte mortalité des « chênes à tanin américains » et des chênes. Il est aussi associé aux maladies des plantes ornementales d'autres feuillus et de conifères. Cet agent pathogène constitue un sérieux problème pour l'Amérique du Nord comme pour les forêts européennes et les pépinières. L'origine géographique de *P. ramorum* n'est pas connue; On pense qu'il a été introduit indépendamment en Europe et en Amérique du Nord à partir d'un pays tiers non identifié.

L'agent pathogène se disperse de façons variées. Les sporanges peuvent se disperser localement par les éclaboussures de pluie ou les pluies horizontales liées au vent, l'irrigation ou les eaux du sol, le sol et la litière (Kliejunas, 2005; DEFRA, 2005). Les dendroctones des écorces et les scolythes du bois sont communément trouvés sur les arbres infectés mais leur rôle potentiel comme vecteur n'a pas encore été étudié (EPPO, 2008). Les changements de climat, de précipitation et de température en particulier, peuvent donc encore plus favoriser les conditions optimales de développement des agents pathogènes augmentant ainsi la présence de cette maladie.

5.3. Autres ravageurs

Nématodes

Il existe en général une étroite corrélation entre les températures du sol et les distributions de certaines espèces de nématodes parasites des plantes. Par exemple, *Meloidogyne incognita*, auparavant confiné à la zone méditerranéenne, a récemment été trouvé aux Pays-Bas (Cannon, 2008). On pense aussi qu'une hausse des températures de 1 °C permettrait à *Longidorus caespiticola* de s'établir plus au nord en Grande Bretagne (Cannon, 2008). On considère que l'établissement du nématode du pin (*Bursaphelenchus xylophilus*) et son vecteur, un hôte complexe qui pose des problèmes sérieux au niveau international, mentionné plus en détail ci-dessous, peut aussi être influencé par le climat.

***Bursaphelenchus xylophilus* (Steiner et Buhner) Nickle (Tylenchida: Aphelenchoididae) – Nématode du pin**

Le nématode du pin, *Bursaphelenchus xylophilus*, est l'agent qui cause la maladie du flétrissement du pin et son vecteur est le capricorne *Monochamus*. Originaire de l'Amérique du Nord où il n'est pas considéré comme un ravageur grave, le nématode constitue une

menace majeure dans les forêts d'Asie et de l'Europe et a entraîné une forte mortalité des arbres dans les pays où il a été introduit.

Les changements de température et de précipitation auront un impact sur l'extension du nématode et la sévérité des dommages causés par la maladie. Les dégâts dus au nématode du pin sont davantage répandus dans les climats chauds étant donné que le nématode réalise son cycle complet de vie en 12, 6 et 3 jours à 15, 20 et 30 °C, respectivement (Diekmann *et al.*, 2002). Des températures élevées et de faibles précipitations estivales causent des dommages accélérés du fait de leurs impacts sur l'activité du vecteur, la propagation du nématode et le stress hydrique pour les arbres (Kiritani et Moromoto, 2004). Au Japon, alors que les pertes annuelles en arbres par les maladies ont progressivement diminué, les infestations se sont répandues dans les zones du nord et dans les forêts de plus forte altitude suite aux hausses de température (Kiritani et Moromoto, 2004). Les introductions récentes au Portugal, où le nématode et son vecteur *M. galloprovincialis* co-existent maintenant, ont entraîné des pertes sévères de *Pinus pinaster* et d'autres pins pourraient être maintenant touchés dans les zones où la température dépasse 20 °C. Le secteur forestier et le commerce du bois sont menacés en Europe si ce nématode s'étend au reste du continent.

6. RESUME ET CONCLUSION

Les chiffres et conclusions de cette étude montrent que le changement climatique a des impacts considérables et étendus sur la santé des forêts au niveau mondial et par conséquent, sur le secteur forestier. Manifestement, si ces changements climatiques et écologiques ont été détectés maintenant, lorsque la planète s'est réchauffée en moyenne de seulement 0,74 °C, on peut s'attendre à ce que les changements de température aux niveaux prédits par le GIEC, aient beaucoup plus d'impacts sur les espèces et les écosystèmes. Inversement, certaines informations laissent entendre que les effets, liés entre eux, du climat sur les arbres hôtes et l'influence directe sur les ennemis naturels, peuvent rendre difficile de prévoir les effets globaux; certains considèrent aussi que tous les scénarios de changement climatique ne seront pas forcément néfastes.

Le défi qui se pose pour comprendre les impacts du changement climatique n'est pas juste d'obtenir des informations sur les impacts de la température, des précipitations et des autres facteurs climatiques sur les forêts et les ravageurs mais aussi d'acquérir des connaissances sur l'interaction entre les différents facteurs de changement climatique, et comment le changement climatique interfère sur ces perturbations et vice versa.

Alors que l'on dispose déjà d'un bon nombre d'informations sur les impacts du changement climatique sur les espèces et les écosystèmes mondiaux, concernant les forêts, les connaissances doivent être améliorées en matière d'impacts sur les forêts, de ravageurs forestiers et des relations complexes liées au changement climatique. La plupart de l'information existante provient de l'Europe et de l'Amérique du Nord aussi existe-t-il un fort besoin d'accroître la recherche dans les autres régions. Les insectes les plus étudiés appartiennent à l'ordre des lépidoptères et des hémiptères alors que nous disposons de peu d'information sur les coléoptères. Il existe aussi peu d'information disponible sur les effets du changement climatique sur les symbiontes et les dynamiques des hôtes. D'autres études détaillées des ravageurs importants des forêts permettraient de développer des stratégies de gestion des ravageurs pour le futur et d'assister les gestionnaires des forêts et les décideurs politiques à mieux préparer les actions pour faire face au changement climatique et à fournir des aperçus des adaptations futures des ravageurs au changement climatique.

Avec l'augmentation du commerce mondial, de nouveaux défis ont émergé dus aux risques accrus et à la fréquence des expansions des ravageurs liées au commerce international (Evans, 2008). Lorsque les ravageurs s'étendent sur de nouveaux territoires, sans le contrôle et l'équilibre garanti par les ennemis naturels, ou lorsqu'ils rencontrent de nouvelles espèces hôtes, de même que de fortes expansions de leurs espèces hôtes naturelles, cela peut provoquer de véritables opportunités pour eux dont le résultat est une réduction de la croissance des forêts et une mortalité des arbres. Des déplacements graduels dans des régions du monde au climat auparavant inadapté, devenu meilleur, fournissent de nouvelles opportunités aux ravageurs forestiers de s'établir sur de nouveaux sites. Le véritable défi est de prévoir et gérer ces nouvelles incursions, en particulier pour prédire quel ravageur a le potentiel d'endommager de nouveaux sites. Les connaissances en matière de capacité des ravageurs à s'adapter aux changements du climat sur leur site d'origine, peuvent constituer un outil de gestion utile. Mais on considère que la multiplication des opportunités pour les ravageurs de trouver de nouvelles zones adaptées au niveau éco-climatique où ils pourront se développer, entraînera de nombreuses et nouvelles infestations et posera de nombreux défis pour la gestion des ravageurs forestiers.

Le secteur forestier doit entreprendre des activités de suivi et de détection efficaces permettant de mettre en œuvre des actions rapides face aux changements ou à l'augmentation des ravageurs dont, entre autres, des évaluations continues des risques causés par les

ravageurs. Des pratiques alternatives sont aussi nécessaires pour réduire la vulnérabilité des forêts suite à ces attaques comme planter des arbres qui tolèrent ces ravageurs que l'on identifierait grâce à des programmes sur leur reproduction. Il faut cependant noter qu'il n'est pas certain que ces programmes puissent prévenir les nouveaux risques de ravageurs à temps, vu l'adaptation et la progression des espèces à de nouveaux environnements. Des évaluations globales des risques de même que des systèmes de gestion des connaissances utilisant tout un éventail de technologies de l'information comme les modèles de simulation, les systèmes d'information géographiques (SIG) et la télédétection, pourraient aussi jouer un rôle dans la protection de la santé des forêts face aux impacts du changement climatique et des ravageurs des forêts.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Amman, G.D., McGregor, M.D. et Dolph, Jr., R.E.** 1990. *Mountain pine beetle*. Forest Insect and Disease Leaflet 2, United States Department of Agriculture (USDA) Forest Service.
- Andrew, N.R. et Hughes, L.** 2005. Diversity and assemblage structure of phytophagous Hemiptera along a latitudinal gradient: predicting the potential impacts of climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 249–262.
- Ayres, M.P. et Lombardero, M.J.** 2000. Assessing the consequences of climate change for forest herbivores and pathogens. *Science of the Total Environment*, 262: 263–286.
- Bale, J.S.B., Masters, G.J., Hodkinson, I.D., Awmack, C., Bezemer, T.M., Brown, V.K., Butterfield, J., Buse, A., Coulson, J.C., Farrar, J., Good, J.E.G., Harrington, R., Hartley, S., Jones, T.H., Lindroth, R.L., Press, M.C., Symrnioudis, I., Watt, A.D. et Whittaker, J.B.** 2002. Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, 8: 1–16.
- Battisti, A.** 2004. Forests and climate change – lessons from insects. *Forest@*, 1(1): 17–24.
- Battisti, A., Stastny, M., Netherer, S., Robinet, C., Schopf, A., Roques, A. et Larsson, S.** 2005. Expansion of geographic range in the pine processionary moth caused by increased winter temperatures. *Ecological Applications*, 15(6): 2084–2096.
- Battisti, A., Stastny, M., Buffo, E. et Larsson, S.** 2006. A rapid altitudinal range expansion in the pine processionary moth produced by the 2003 climatic anomaly. *Global Change Biology*, 12: 662–671.
- Bauer, I.E., Apps, M.J., Bhatti, J.S. et Lal, R.** 2006. Climate change and terrestrial ecosystem management: knowledge gaps and research needs. In Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. et Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 411–426. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, EU.
- Berg, E.E., Henry, J.D., Fastie, C.L., De Volder, A.D. et Matsuoka, S.M.** 2006. Spruce beetle outbreaks on the Kenai Peninsula, Alaska, and Kluane National Park and Reserve, Yukon Territory: Relationship to summer temperatures and regional differences in disturbance regimes. *Forest Ecology and Management*, 227(3): 219–232.
- Bergot, M., Cloppet, E., Pérarnaud, V., Déqué, M., Marçais, B. et Desprez-Loustau, M.L.** 2004. Simulation of potential range expansion of oak disease caused by *Phytophthora cinnamomi* under climate change. *Global Change Biology*, 10: 1–14.
- Billings, R.F., Clarke, S.R., Espino Mendoza, V., Cordon Cabrera, P., Meléndez Figueroa, B., Ramón Campos, J. et Baeza, G.** 2004. Bark beetle outbreaks and fire: a devastating combination for Central America's pine forests. *Unasylva*, 217: 15–21.
- Braschler, B. et Hill, J.K.** 2007. Role of larval host plants in the climate-driven range expansion of the butterfly *Polugonia c-album*. *Journal of Animal Ecology*, 76: 415–423.
- Burdon, J.J., Thrall, P.H. et Ericson, L.** 2006. The current and future dynamics of disease in plant communities. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 19–39.
- Burke, S., Pulin, A.S., Wilson, R.J. et Thomas, C.D.** 2005. Selection of discontinuous life-history traits along a continuous thermal gradient in the butterfly *Aricia agestis*. *Ecological Entomology*, 30: 613–619.

- Buse, A. et Good, J.E.G.** 1996. Synchronization of larval emergence in winter moth (*Operophtera brumata* L.) and budburst in pedunculate oak (*Quercus robur* L.) under simulated climate change. *Ecological Entomology*, 21: 335–343.
- Calosi, P., Bilton, D.T., Spicer, J.I. et Atfield, A.** 2008. Thermal tolerance and geographical range size in the *Agabus brunneus* group of European diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). *Journal of Biogeography*, 35: 295–305.
- Cannon, R.J.C.** 1998. The implications of predicted climate change for insect pests in the UK, with emphasis on non-indigenous species. *Global Change Biology*, 4: 785–796.
- Cannon, J.C.** 2008. Annex 1. In FAO, *Climate-related transboundary pests and diseases*, pp. 15–23. High Level Conference on World Food Security Background Paper HLC/08/BAK/4, Rome, FAO.
- Carroll, A.L., Taylor, S.W., Régnière, J. et Safranyik, L.** 2004. Effects of climate change on range expansion by the mountain pine beetle in British Columbia. In Shore, T.L., Brooks, J.E. et Stone, J.E., eds., *Mountain Pine Beetle Symposium: Challenges and Solutions*. October 30–31, 2003, Kelowna, BC. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Information Report BC-X-399, Victoria, BC.
- Ciesla, W.M.** 2003. *Agrilus biguttatus*. NAFC-ExFor Pest Report. Disponible sur: <http://spfnic.fs.fed.us/exfor/data/pestreports.cfm?pestidval=154> and langdisplay=english
- Classen, A.T., Hart, S.C., Whitman, T.G., Cobb, N.S. et Koch, G.W.** 2005. Insect infestations linked to shifts in microclimate: important climate change implications. *Soil Science Society of America Journal*, 69: 2049–2057.
- Coley, P.D.** 1998. Possible effects of climate change on plant/herbivore interactions in moist tropical forests. *Climatic Change*, 39: 455–472.
- Conrad, K.F., Woiwod, I.P., Parsons, M., Fox, R. et Warren, M.S.** 2004. Long-term population trends in widespread British moths. *Journal of Insect Conservation*, 8: 119–136.
- Coulson, S.J., Hodkinson, I.D., Webb, N.R., Mikkola, K., Harrison, J.A. et Pedgley, D.E.** 2002. Aerial colonization of high Arctic islands by invertebrates: the diamondback moth *Plutella xylostella* (Lepidoptera: Yponomeutidae) as a potential indicator species. *Diversity and Distributions*, 8: 327–334.
- Crozier, L.** 2003. Winter warming facilitates range expansion: cold tolerance of the butterfly *Atalopedes campestris*. *Oecologia*, 135: 648–656.
- Crozier, L.** 2004. Warmer winters drive butterfly range expansion by increasing survivorship. *Ecology*, 85: 231–241.
- Currano, E.D., Wilf, P., Wing, S.L., Labandeira, C.C., Lovelock, E.C. et Royer, D.L.** 2008. Sharply increased insect herbivory during the paleocene-eocene thermal maximum. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 1960–1964.
- Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J., Simberloff, D., Swanson, F.J., Stocks, B.J. et Wotton, B.M.** 2001. Climate change and forest disturbances. *Bioscience*, 51(9): 723–734.
- Das, H.P.** 2004. Adaptation strategies required to reduce vulnerability in agriculture and forestry to climate change, climate variability and climate extremes. In Organisation météorologique mondiale (OMM). *Management Strategies in Agriculture and Forestry for Mitigation of Greenhouse Gas Emissions and Adaptation to Climate Variability and Climate*

Change, pp. 41–92. Report of CAgM Working Group. Technical Note No. 202, WMO No. 969, Genève, OMC.

Davies, Z.G., Wilson, R.J., Coles, S. et Thomas, C.D. 2006. Changing habitat associations of a thermally constrained species, the silver-spotted skipper butterfly, in response to climate warming. *Journal of Animal Ecology*, 75: 247–256.

DeLucia, E.H., Casteel, C.L., Nability, P.D. et O'Neill, B.F. 2008. Insects take a bigger bite out of plants in a warmer, higher carbon dioxide world. *PNAS*, 105: 1781–2.

Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). 2005. *Phytophthora ramorum*. A threat to our trees, woodlands and heathlands. Information sheet, Plant Health Division, DEFRA, RU. (aussi disponible sur: www.defra.gov.uk/plant/pestnote/newram.pdf)

Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Huey, R.B., Sheldon, K.S., Ghalambor, C.K., Haak, D.C. et Martin, P.R. 2008. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *PNAS*, 105(18): 6668–6672.

Diekmann, M., Sutherland, J.R., Nowell, D.C., Morales, F.J. et G. Allard (eds). 2002. *FAO/IPGRI technical guidelines for the safe movement of germplasm, No. 21. Pinus spp.* FAO/IPGRI, Rome, Italie.

Esper, J., Büntgen, U., Frank, D.C., Nievergelt, D. et Liebhold, A. 2007. 1200 years of regular outbreaks in alpine insects. *Proceedings of the Royal Society Series B*, 274: 671–9.

Evans, H. 2008. Increasing global trade and climate change: co-factors increasing the international movement and establishment of forest pests. In *FAO, Climate-related transboundary pests and diseases*, pp. 24–26. High Level Conference on World Food Security Background Paper HLC/08/BAK/4, Rome, FAO.

Fitter, A.H. et Fitter, R.S.R. 2002. Rapid changes in flowering time in British plants. *Science*, 296: 1689–1791.

Fleming, R.A. et Volney, W.J.A. 1995. Effects of climate change on insect defoliator population processes in Canada's boreal forest: some plausible scenarios. *Water, Air and Soil Pollution*, 82: 445–454.

Forister, M.L. et Shapiro, A.M. 2003. Climatic trends and advancing spring flight of butterflies in lowland California. *Global Change Biology*, 9(7): 1130–1135.

Forkner, R.E., Marquis, R.J., Lill, J.T. et Le Corff, J. 2008. Timing is everything? Phenological synchrony and population variability in leaf-chewing herbivores of *Quercus*. *Ecological Entomology*, 33: 276–285.

Franco, A.M.A., Hill, J.K., Kitschke, C., Collingham, Y.C., Roy, D.B., Fox, R., Huntley, B. et Thomas, C.D. 2006. Impacts of climate warming and habitat loss on extinctions at species' low-latitude range boundaries. *Global Change Biology*, 12(8): 1545–1553.

Garrett, K.A., Dendy, S.P., Frank, E.E., Rouse, M.N. et Travers, S.E. 2006. Climate change effects on plant disease: genomes to ecosystems. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 489–509.

Gibbs, J.N. et Grieg, B.J.W. 1997. Biotic and abiotic factors affecting the dying back of penunculate oak, *Quercus robur* L. *Forestry*, 70(4): 399–406.

Gordo, O. et Sanz, J.J. 2005. Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia*, 146: 484–495.

- Gray, D.R.** 2008. The relationship between climate and outbreak characteristics of the spruce budworm in eastern Canada. *Climatic Change*, 87(3–4): 361–383.
- Groupe d’experts intergouvernemental sur l’évolution du climat (GIEC).** 2007. Summary for Policymakers. In Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. et Hanson, C.E., eds. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 7–22. Cambridge University Press, Cambridge, RU.
- Hance, T., van Baaren, J., Vernon, P. et Boivin, G.** 2007. Impact of extreme temperatures on parasitoids in a climate change perspective. *Annual Review of Entomology*, 52: 107–126.
- Harrington, R., Clark, S.J., Weltham, S.J., Virrier, P.J., Denhol, C.H., Hullé, M., Maurice, D., Rounsevell, M.D. et Cocu, N.** 2007. Environmental change and the phenology of European aphids. *Global Change Biology*, 13: 1556–1565.
- Harrington, R., Fleming, R.A. et Woiwod, I.P.** 2001. Climate change impacts on insect management and conservation in temperate regions: can they be predicted? *Agricultural and Forest Entomology*, 3: 233–240.
- Harrington, R., Woiwod, I. et Sparks, T.** 1999. Climate change and trophic interactions. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 146–150.
- Hebertson, E.G. et Jenkins, M.J.** 2008. Climate factors associated with historic spruce beetle (Coleoptera: Curculionidae) outbreaks in Utah and Colorado. *Environmental Entomology*, 37(2): 281–292.
- Hennon, P. et Shaw, C.G. III.** 1997. The enigma of yellow-cedar decline: what is killing these long-lived, defensive trees? *Journal of Forestry*, 95(12): 4–10.
- Hennon, P.E., D’Amore, D.V., Wittwer, D.T. et Caouette, J.P.** 2008. Yellow-cedar decline: conserving a climate-sensitive tree species as Alaska warms. In Deal, R.L., tech. ed., *Integrated restoration of forested ecosystems to achieve multi-resource benefits: Proceedings of the 2007 national silviculture workshop*, pp 233–245. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-733, Portland, OR, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Hill, J.K., Thomas, C.D. et Blakeley, D.S.** 1999. Evolution of flight morphology in a butterfly that has recently expanded its geographic range. *Oecologia*, 121: 165–170.
- Hódar, J.A. et Zamora, R.** 2004. Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation*, 13: 493–500.
- Hogg, E.H. et Bernier, P.Y.** 2005. Climate change impacts on drought-prone forests in western Canada. *For. Chron.*, 81: 675–682.
- Hogg, E.H., Brandt, J.P. et Michaelian, M.** 2008. Impacts of a regional drought on the productivity, dieback and biomass of western Canadian aspen forests. *Can. J. For. Res.*, 38(6): 1373–1384.
- Holton, M.K., Lindroth, R.L. et Nordheim, E.V.** 2003. Foliar quality influences tree-herbivore-parasitoid interactions: effects of elevated CO₂, O₃, and genotype. *Oecologia*, 137: 233–244.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A. et Yoccoz, N.G.** 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in subarctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. *Journal of Animal Ecology*, 77(2): 257–264.

- Jones, R.W., O'Brien, C.W., Ruiz-Montoya, L. et Gómez-Gómez, B.** 2008. Insect diversity on tropical montane forests: diversity and spatial distribution of weevils (Coleoptera: Curculionidae) inhabiting leaf litter in southern Mexico. *Annals of the Entomological Society of America*, 101: 128–139.
- Jorgenson, M.T., Racine, C.H., Walters, J.C. et Osterkamp, T.E.** 2001: Permafrost degradation and ecological changes associated with a warming climate in central Alaska. *Climatic Change*, 48(4): 551–571.
- Jump, A.S., Hunt, J.M. et Peñuelas, J.** 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range-edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology*, 12: 2163–2174.
- Karnosky, D.F., Percy, K.E., Xiang, B., Callan, B., Noormets, A., Mankovska, B., Hopkin, A., Sober, J., Jones, W., Dickson R.E. et Isebrands, J.G.** 2002. Interacting elevated CO₂ and tropospheric O₃ predisposes aspen (*Populus tremuloides* Michx.) to infection by rust (*Melampsora medusae* f.sp. *tremuloidae*). *Global Change Biology*, 8: 329–338.
- Karnosky, D.F., Pregitzer, K.S., Zak, D.R., Kubiske, M.E., Hendrey, G.R., Weinstein, D., Nosal, M. et Percy, K.E.** 2005. Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell and Environment*, 28: 965–981.
- Karnosky, D.F., H. Werner, T. Holopainen, K. Percy, T. Oksanen, E. Oksanen, C. Heerdt, P. Fabian, J. Nagy, W. Heilman, R. Cox, N. Nelson et R. Matyssek.** 2008. Free-air exposure systems to scale up ozone research to mature trees. *Plant Biology*, 9: 198–190.
- Kiritani, K. et Morimoto, N.** 2004. Invasive insect and nematode pests from North America. *Global Environmental Research*, 8(1): 75–88.
- Kliejunas, J.** 2005. *Phytophthora ramorum*. NAFC-ExFor Pest Report. Created 2001, modified 2005. Disponible sur: <http://spfnic.fs.fed.us/exfor/data/pestreports.cfm?pestidval=62 and langdisplay=english>
- Kopper, B.J. et Lindroth, R.L.** 2003. Effects of elevated carbon dioxide and ozone on the phytochemistry of aspen and performance of an herbivore. *Oecologia*, 134: 95–103.
- Kozlov, M.V.** 2008. Losses of birch foliage due to herbivory along geographical gradients in Europe: a climate-driven pattern? *Climatic Change*, 87: 107–117.
- Kurz, W.A., Dymond, C.C., Rampley, G.J., Neilson, E.T., Carroll, A.L., Ebata, T. et Safranyik, L.** 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452: 987–990.
- Lenoir, J., Gégout, J.C., Marquet, P.A., de Ruffray, P. et Brisse, H.** 2008. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, 320: 1768–1771.
- Lewis, S.L.** 2006. Tropical forests and the changing earth system. *Philosophical transactions of the Royal Society B*, 361: 195–210.
- Logan, J.A., Régnière, J. et Powell, J.A.** 2003. Assessing the impact of global warming on forest pest dynamics. *Front. Ecol. Environ.*, 1(3): 130–137.
- Logan, J.A., Régnière, J., Gray, D.R. et Munson, A.S.** 2007. Risk assessment in the face of a changing environment: Gypsy moth and climate change in Utah. *Ecological Applications*, 17(1): 101–117.
- Marchisio, C., Cescatti, A. et Battisti, A.** 1994. Climate, soils and *Cephalcia arvensis* outbreaks on *Picea abies* in the Italian Alps. *Forest Ecology and Management*, 68: 375–384.

- Menéndez, R.** 2007. How are insects responding to global warming? *Tijdschrift voor Entomologie*, 150: 355–365.
- Menéndez, R., Megias, A.G., Hill, B.B., Willis, S.G., Collingham, Y., Fox, R., Roy, D.B. et Thomas, C.D.** 2006. Species richness changes lag behind climate change. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*, 273: 1465–1470.
- Menzel, A., Estrella, N., Heitland, W., Susnik, A., Schleip, C. et Dose, V.** 2008. Bayesian analysis of the species-specific lengthening of the growing season in two European countries and the influence of an insect pest. *International Journal of Biometeorology*, 52: 209–218.
- Merrill, R.M., Gutiérrez, D., Lewis, O.T., Gutiérrez, J., Díez, S.B. et Wilson, R.J.** 2008. Combined effects of climate and biotic interactions on the elevational range of a phytophagous insect. *Journal of Animal Ecology*, 77: 145–155.
- Monserud, R.A., Yang, Y., Huang, S. et Tchebakova N.** 2008. Potential change in lodgepole pine site index and distribution under climate change in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 343–352.
- Morgan, M.G., Pitelka, L.F. et Shevliakova, E.** 2001. Elicitation of expert judgments of climate change impacts on forest ecosystems. *Climatic Change*, 49: 279–307.
- Mortsch, L.D.** 2006. Impact of climate change on agriculture, forestry and wetlands. In Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. et Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 45–67. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, EU.
- Nealis, V. et Peter, B.** 2008. Risk assessment of the threat of mountain pine beetle to Canada's boreal and eastern pine forests. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC, Canada. Information Report BC-X-417.
- Norby, R.J., De Lucia, E.H., Gielen, B., Calfapietra, C., Giardina, C.P., King, J.S., Ledford, J., McCarthy, H.R., Moore, D.J.P., Ceulemans, R., De Angelis, P., Finzi, A.C., Karnosky, D.F., Kubiske, M.E., Lukac, M., Pregitzer, K.S., Scarascia-Mugnozza, G.E., Schlesinger, W.H. et Oren, R.** 2005. Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. *PNAS*, 102: 18052–6.
- Norby, R.J., Rustad, L.E., Dukes, J.S., Ojima, D.S., Parton, W.J., Del Grosso, S.J., McMurtrie, R.E. et Pepper, D.A.** 2007. Ecosystem responses to warming and interacting global change factors. In Canadell, J.G., Pataki, D. et Pitelka, L., eds. *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, pp. 23–36. The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Organisation européenne et méditerranéenne pour la protection des plantes (OEPP)/CAB International (CABI).** 1997. *Quarantine pests for Europe*, 2nd edition, Smith, I.M., McNamara, D.G., Scott, P.R. and Holderness, M., eds., Wallingford, RU, CABI International, 1425 pp.
- Organisation européenne et méditerranéenne pour la protection des plantes (OEPP).** 2008. EPPO alert list. Disponible sur: www.eppo.org/QUARANTINE/Alert_List/alert_list.htm
- Organisation pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).** 2005. *Adaptation of forest ecosystems and the forest sector to climate change*. Forests and Climate Change Working Paper No. 2, Rome, FAO/Swiss Agency for Development and Cooperation.
- Organisation pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).** 2008. *Climate change adaptation and mitigation in the food and agriculture sector*. Technical background document from the Expert Consultation, 5–7 March 2008. Document HLC/08/BAK/4, Rome, FAO.

- Parmesan, C.** 1996. Climate and species' range. *Nature*, 382: 765–6.
- Parmesan, C.** 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37: 637–69.
- Parmesan, C.** 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, 13: 1860–72.
- Parmesan, C. et Yohe, G.** 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421: 37–42.
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J.K., Thomas, C.D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W.J., Thomas J.A. et Warren, M.** 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399: 579–583.
- Pérez-García, J., Joyce, L., McGuire, D. et Xiao, X.** 2002. Impacts of climate change on the global forest sector. *Climatic change*, 54: 439–461.
- Pitt, J.P.W. et Régnière, J. et Worner, S.** 2007. Risk assessment of the gypsy moth, *Lymantria dispar* (L), in New Zealand based on phenology modeling. *Int J Biometeorol*, 51: 295–305.
- Rank, N.E. et Dahlhoff, E.P.** 2002. Allele frequency shifts in response to climate change and physiological consequences of allozyme variation in a montane insect. *Evolution*, 56: 2278–89.
- Régnière, J., Nealis, V. et Porter, K.** 2008. Climate suitability and management of the gypsy moth invasion into Canada. *Biological Invasions* DOI: 10.1007/s10530-008-9325-z.
- Resco de Dios, V., Fischer, C. et Colinas, C.** 2007. Climate change effects on Mediterranean forests and preventive measures. *New Forests*, 33: 29–40.
- Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig C. et Pounds, J.A.** 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421: 57–60.
- Rouault, G., Candau, J.-N., Lieutier, F., Nageleisen, L.-M., Martin, J.-C. et Warzée, N.** 2006. Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science*, 63(6): 613–624.
- Roy, D.B. et Sparks, T.H.** 2000. Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology*, 6(4): 407–416.
- Salama, N.K.G., Knowler, J.T. et Adams, C.E.** 2007. Increasing abundance and diversity in the moth assemblage of east Lach Lomondside, Scotland over a 35 year period. *Journal of Insect Conservation*, 11: 151–156.
- Service canadien des forêts (CFS).** 2007. *The Mountain Pine Beetle Program*. CFS, NRC, Headquarters, Ottawa, 10 pp. (aussi disponible sur: <http://warehouse.pfc.forestry.ca/HQ/27367.pdf>)
- Shugart, H., Sedjo, R. et Sohngen, B.** 2003. *Forests and global climate change: Potential impacts on U.S. forest resources*. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, VA, Etats-Unis.
- Simard, I., Morin, H. et Lavoie, C.** 2006. A millennial-scale reconstruction of spruce budworm abundance in Saguenay, Québec, Canada. *The Holocene*, 16: 31–37.
- Simberloff, D.** 2000. Global climate change and introduced species in United States forests. *Science of the Total Environment*, 262: 253–261.

- Six, D.** 2007. Climate change and the threat of forest insect and their associated fungi. *In Book of Abstracts, International Sirex Symposium*, Pretoria, Afrique de Sud, 9–16 mai 2007.
- Stefanescu, C., Peñuelas, J. et Filella, I.** 2003. Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. *Global Change Biology*, 9(10): 1494–1506.
- Stireman, J.O., III, Dyer, L.A., Janzen, D.H., Singer, M.S., Lill, J.T., Marquis, J.R., Ricklefs, R.E., Gentry, G.L., Hallwachs, W., Coley, P.D., Barone, J.A., Greemey, H.F., Connahs, H., Barbosa, P., Morais, H.C. et Diniz, I.R.** 2005. Climatic unpredictability and parasitism of caterpillars: implications of global warming. *PNAS*, 102: 17384–6.
- Stone, J.M.R., Bhatti, J.S. et Lal, R.** 2006. Impacts of climate change on agriculture, forest and wetland ecosystems: synthesis and summary. *In* Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. et Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 399–409. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, Etats-Unis.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. et Ericson, L.** 2002. Parasitic fungus mediates vegetational change in nitrogen exposed boreal forest. *Journal of Ecology*, 90(1): 61–67.
- Thomas, C.D., Bodsworth, E.J., Wilson, R.J., Simmons, A.D., Davies, Z.G., Musche, M. et Conradt, L.** 2001. Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature*, 411: 577–581.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L. et Williams, S.E.** 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427: 145–148.
- Thomas, J.A.** 2005. Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360: 339–357.
- Tkacz, B., Moody, B. et Villa Castillo, J.** 2007. Forest health status in North America. *The Scientific World Journal*, 7(S1): 28–36.
- Tran, J.K., Ylioja, T., Billings, R.F., Régnière, J. et Ayres, M.P.** 2007. Impact of minimum winter temperatures on the population dynamics of *Dendroctonus frontalis*. *Ecological Applications*, 17(3): 882–899.
- Trotter, R.T. III, Cobb, N.S. et Whitham, T.G.** 2008. Arthropod community diversity and trophic structure: a comparison between extremes of plants stress. *Ecological Entomology*, 33: 1–11.
- Ungerer, M.J., Ayres, M.P. et Lombardero, M.J.** 1999. Climate and the northern distribution limits of *Dendroctonus frontalis* Zimmerman (Coleoptera: Scolytidae). *Journal of Biogeography*, 26: 1133–1145.
- van Asch, M. et Visser, M.E.** 2007. Phenology of forest caterpillars and their host trees: the importance of synchrony. *Annual Review of Entomology*, 52: 37–55.
- van Asch, M., van Tienderen, P.H., Holleman, L.J.M. et Visser, M.** 2007. Predicting adaptation of phenology in response to climate change, an insect herbivore example. *Global Change Biology*, 13: 1596–1604.

- Vanhanen, H., Veteli, T.O., Päivinen, S., Kellomäki, S. et Niemelä, P.** 2007. Climate change and range shifts in two insect defoliators: gypsy moth and nun moth – a model study. *Silva Fennica*, 41(4): 621–638.
- Veteli, T.O., Lahtinen, A., Repo, T., Niemelä, P. et Varama, M.** 2005. Geographic variation in winter freezing susceptibility in the eggs of the European pine sawfly (*Neodiprion sertifer*). *Agricultural and Forest Entomology*, 7(2): 115–120.
- Virtanen, T., Neuvonen, S. et Nikula, A.** 1998. Modelling topoclimatic patterns of egg mortality of *Epirrita autumnata* (Lepidoptera: Geometridae) with a Geographical Information System: predictions for current climate and warmer climate scenarios. *Journal of Applied Ecology*, 35(2): 311–322.
- Virtanen, T., Neuvonen, S., Nikula, A., Varama, M. et Niemelä, P.** 1996. Climate change and the risks of *Neodiprion sertifer* outbreaks on Scots pine. *Silva Fennica*, 30(2–3): 169–177.
- Visser, M.E. et Both, C.** 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proc Biol Sci.*, 272(1581): 2561–9.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. et Melillo, J.M.** 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494–9.
- Vitt, D.H., Halsey, L.A. et Zoltai, S.C.** 2000. The changing landscape of Canada's western boreal forest: the current dynamics of permafrost. *Can. J. For. Res.*, 30: 283–287.
- Volney, W.J.A. et Fleming, R.A.** 2000. Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 82(1–3): 283–294.
- Volney, W.J.A. et Fleming, R.A.** 2007. Spruce budworm (*Choristoneura* spp.) biotype reactions to forest and climate characteristics. *Global Change Biology*, 13: 1630–1643.
- Walther, G-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J-M., Hoegh-Guldberg, O. et Bairlein, F.** 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389–395.
- Warren, M.S., Hill, J.K., Thomas, J.A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D.B., Telfer, M.G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S.G., Greatorex-Davies, J.N., Moss, D. et Thomas, C.D.** 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, 414: 65–69.
- Westfall, J. et Ebata, T.** 2008. *2007 summary of forest health conditions in British Columbia*. Pest Management Report Number 15, British Columbia Ministry of Forests and Range, Forest Practices Branch, Victoria, BC, Canada.
- Westgarth-Smith, A.R., Leroya, S.A.G., Collins, P.E.F. et Harrington, R.** 2007. Temporal variations in English populations of a forest insect pest, the green spruce aphid (*Elatobium abietinum*), associated with the North Atlantic Oscillation and global warming. *Quaternary International*, 173/174: 153–160.
- Williams, S.E., Bolitho, E.E. et Fox, S.** 2003. Climate change in Australian tropical rainforests: an impending environmental catastrophe. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 270: 1887–1892.
- Williams, J.W., Jackson, S.T. et Kutzbach, J.E.** 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *PNAS*, 104(14): 5738–5742.
- Wilson, R.J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J. et Monserrat, V.J.** 2007. An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. *Global Change Biology*, 13: 1873–1887.

- Wilson, R.J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J., Martínez, D., Agudo, R. et Monserrat, V.J.** 2005. Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, 8: 1138–1146.
- Wolf, A., Kozlov, M.V. et Callaghan, T.V.** 2008. Impact of non-outbreak insect damage on vegetation in northern Europe will be greater than expected during a changing climate. *Climatic Change*, 87: 91–106.
- Woods, A., Coates, K.D. et Hamann, A.** 2005. Is an unprecedented Dothistroma needle blight epidemic related to climate change? *BioScience*, 55(9): 761–9.
- Zhou, X., Harrington, R., Woiwod, I.P., Perry, J.N., Bale, J.S. et Clark, S.J.** 1995. Effects of temperature on aphid phenology. *Global Change Biology*, 1: 303–313.

Clause de sauvegarde

Cette étude fait partie d'une série de documents FAO sur les questions liées à la santé des forêts et à la sécurité biologique. L'objectif de cette étude est de fournir des informations récentes sur les activités et les programmes en cours et de stimuler les discussions.

Les appellations employées dans cette publication et la présentation des données qui y figurent n'impliquent de la part de l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture aucune prise de position quant au statut juridique des pays, territoires, villes ou zones ou de leurs autorités, ni quant au tracé de leurs frontières ou limites.

Tous commentaires et suggestions sont les bienvenus.

Pour de plus amples informations, veuillez contacter:

Gillian Allard
Forestier (Protection et santé des forêts)
Division de la gestion des forêts
Département des forêts
FAO
Viale delle Terme di Caracalla
00153 Rome, Italie
Tel: + 39 06 570 53373
E-mail: gillian.allard@fao.org

Remerciements

Les auteurs souhaitent remercier Pierre Bernier et Jacques Régnière du Service canadien des forêts, des ressources naturelles du Canada, pour la révision de ce document et pour nous avoir fourni des informations additionnelles importantes. Nous voulons aussi remercier Roberto Cenciarelli pour la conception de la couverture et la mise en page du document.

Photographies de couverture:

Chenille processionnaire du pin, *Thaumetopoea pityocampa* (Bugwood.org/J.H. Ghent/1241017)

Chancres et écoulement de sève sur un chêne de Californie (*Quercus agrifolia*) provoqués par une infection de *Phytophthora ramorum* (Bugwood.org/J. O'Brien/1427057)

La couleur rouge du feuillage révèle les attaques du dendroctone du pin des montagnes, *Dendroctonus ponderosae* (Bugwood.org/R.F. Billings/2108082)

**Département des forêts
Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture**

Document de travail sur la santé des forêts et la sécurité biologique

Les impacts du changement climatique sur la santé des forêts

Beverly Moore et Gillian Allard

Novembre 2008

**Service du développement des ressources
forestières
Division de la gestion des forêts
Département des forêts**

**Document de travail FBS/34F
FAO, Rome, Italie**

SOMMAIRE

1. Introduction.....	1
2. Connaissances actuelles et prévisions futures.....	3
3. Impacts sur les forêts et le secteur forestier	5
4. Impacts sur les ravageurs des forêts.....	9
4.1. Impacts directs	9
4.2. Impacts indirects du changement climatique sur les arbres hôtes	14
4.3. Impacts indirects sur l'écologie communautaire	17
5. Les espèces de ravageurs des forêts influencées par le changement climatique	19
5.1. Insectes.....	19
5.2. Agents pathogènes	28
5.3. Autres ravageurs	29
6. Résumé et conclusion	31
Références bibliographiques	33

Les impacts du changement climatique sur la santé des forêts

1. INTRODUCTION

Le climat mondial connaît actuellement des changements. Les hausses de température et de niveaux de dioxyde de carbone ainsi que les modifications des précipitations et des fréquences et de la sévérité des catastrophes naturelles figurent parmi les différents changements qui ont lieu. Ces évolutions ont des effets notables sur les forêts du monde entier comme sur le secteur forestier avec des périodes de croissance plus longues et des déplacements des aires de répartition des espèces d'insectes et une évolution des fréquences des feux de forêt.

Une meilleure compréhension des relations complexes entre le changement climatique, les forêts et les ravageurs forestiers est primordiale pour permettre à ceux qui œuvrent pour la protection de la santé et la gestion des forêts de se préparer à ces évolutions et aux impacts des ravageurs locaux et exotiques.

Ce document passe en revue l'état actuel des connaissances sur les effets du changement climatique sur les ravageurs des forêts et leurs implications pour la protection de la santé et la gestion des forêts. Du fait que peu d'activités de recherche se soient intéressées aux ravageurs forestiers, des informations sur les ravageurs forestiers et non forestiers sont présentées pour permettre une meilleure compréhension des impacts potentiels du changement climatique sur la santé des forêts.

2. CONNAISSANCES ACTUELLES ET PREVISIONS FUTURES

Le climat mondial est entrain de changer. S'il existe des variations naturelles du climat, nous sommes davantage préoccupés par les changements climatiques et ses modifications et les effets de serre provoqués par les activités humaines. Le Groupe intergouvernemental sur le changement climatique (GIEC), dans son quatrième rapport d'évaluation a conclu avec plus d'assurance que le changement climatique global est incontestable et qu'une des premières causes provient avant tout des effets des émissions de dioxyde de carbone (CO₂) et autres gaz à effets de serre (GES) comme le méthane (CH₄) et l'oxyde d'azote (N₂O), causées par les activités humaines.

Cette conclusion se base sur plusieurs observations du climat de la Terre comprenant les éléments suivants (GIEC, 2007).

- Selon les estimations, la température de surface mondiale a augmenté de 0,74 degrés Celsius (°C) durant le siècle dernier. Durant une période de 50 ans allant de 1956 à 2005, la tendance au réchauffement a doublé par rapport aux 100 années qui se sont écoulées entre 1906 et 2005. Onze des 12 années allant de 1995 à 2006 se situent parmi les 12 années les plus chaudes enregistrées (depuis 1850, date à partir de laquelle il existe des mesures des températures mondiales suffisantes). Les hausses ont pris un caractère mondial et sont plus importantes aux latitudes nord. Sur les 50 dernières années, les jours et les nuits froides ainsi que les gelées sont devenues moins fréquentes dans la majeure partie des régions alors que les jours et les nuits chaudes et les vagues de chaleur sont devenues plus fréquentes.
- En relation avec ce réchauffement, les surfaces enneigées et étendues de glace ont diminué, de même que les glaciers et la couverture neigeuse ont aussi en moyenne diminué dans le monde entier. La superficie maximale qui gèle saisonnièrement dans l'hémisphère Nord a diminué d'environ 7 pour cent depuis 1900, avec des réductions lors des printemps de plus de 15 pour cent. Les données satellite enregistrées depuis 1978 montrent que durant l'été, la surface de la mer de glace en Arctique a rétréci de plus de 20 pour cent.
- Depuis 1961, les océans ont absorbé plus de 80 pour cent de la chaleur produite en plus par le climat entraînant une expansion des eaux des océans et donc une élévation de leurs niveaux. Cette expansion est la principale cause d'élévation du niveau de la mer entre 1993 et 2003. La fonte des glaciers et la détérioration des couches de glace du Groenland et de l'Antarctique ont aussi contribué à l'élévation du niveau des mers. Depuis 1975, les conséquences négatives des niveaux élevés des mers se sont accrues dans différentes parties du monde.
- De 1900 à 2005, des hausses significatives des précipitations ont été observées à l'est de l'Amérique du Nord et du Sud, au nord de l'Europe et au nord et au centre de l'Asie. La fréquence des fortes précipitations a aussi augmenté dans la majorité des régions. Par opposition, les précipitations ont décliné dans le Sahel, en Méditerranée, en Afrique du Sud et plusieurs régions de l'Asie du Sud. Depuis les années 70, les sécheresses durent plus longtemps et sont plus intenses dans le monde entier, affectant des régions plus étendues, en particulier sous les tropiques et les zones subtropicales.
- Des signes d'une augmentation de l'intensité de l'activité cyclonique tropicale dans l'Atlantique nord ont été observés depuis 1970 et d'autres éléments suggèrent que des hausses similaires ont eu lieu dans certaines autres régions.

Prédictions pour le changement climatique futur

Le GIEC a fait un certain nombre de prédictions concernant le changement climatique futur (GIEC, 2007). Un réchauffement d'environ 0,2 °C par décennie est prévu pour les deux prochaines décennies; les projections de température durant cette période dépendent des scénarios spécifiques d'émission. Même si les concentrations de tous les GES et des aérosols restaient constantes au niveau de celles de 2000, on pourrait s'attendre à connaître un réchauffement d'environ 0,1 °C par décennie. L'ensemble des hausses de température prévu, basées sur les six scénarios d'émission va de 1,1 à 6,4 °C à la fin du siècle. Les meilleures estimations des hausses de température prévues, qui s'étendent des valeurs moyennes du scénario privilégiant les émissions les plus faibles, aux valeurs du scénario des émissions les plus élevées, s'étalent de 1,8 à 4,0 °C pour la fin du siècle. Il est probable que les émissions continues de GES égales ou supérieures aux taux actuels provoqueront un autre réchauffement et induiront de nombreux changements dans le système climatique mondial global durant le 21^{ème} siècle, lesquels seront plus importants que ceux observés durant le 20^{ème} siècle.

D'un point de vue géographique, les tendances de réchauffement prévues pour le 21^{ème} siècle devraient être identiques à celles qui ont été observées ces dernières décennies avec des hausses de température qui devraient être supérieures au niveau des terres et dans la majorité des latitudes les plus au nord, et moindres dans les océans du sud (près de l'Antarctique) et au nord de l'Atlantique Nord. Il est aussi très probable que les chaleurs extrêmes, les vagues de chaleur et les fortes précipitations deviendront plus fréquentes. Les hausses de précipitation aux latitudes élevées sont très probables, alors que l'on enregistrera sans doute des baisses de précipitation dans la majorité des régions subtropicales comme l'Égypte. Il est aussi fort probable que les futurs cyclones tropicaux (typhons et ouragans) augmenteront d'intensité, avec des pics de vitesse du vent plus forts et des précipitations plus fortes associées à des mers tropicales plus chaudes. On prévoit que la zone couverte par la neige se contracte, que l'épaisseur des glaces fonde sur de larges étendues dans la plupart des régions du permafrost et que les mers de glace de l'Arctique comme de l'Antarctique rétrécissent. Dans certaines projections, la mer de glace de l'Arctique de fin d'été aura presque disparu entièrement durant la dernière partie du 21^{ème} siècle. Des changements de cette magnitude conduiront à la disparition des climats actuels de la terre (en Amérique du Sud, Afrique et en Sibérie spécialement) et à l'apparition de nouveaux climats (en particulier au niveau des tropiques), chacun couvrant de 10 à 40 pour cent de la masse totale de la terre (Williams, Jackson et Kutzbach, 2007).

Le changement climatique a un impact sur les écosystèmes mondiaux et on prévoit que la magnitude de ces impacts augmentera avec les températures au cours de ce siècle. De nombreuses espèces et écosystèmes ne pourront pas s'adapter étant donné que les effets du réchauffement global et les perturbations qui vont avec comme les inondations, les feux de forêts, les infestations d'insectes, sont associés à d'autres stress comme les changements d'utilisation des terres, la surexploitation des ressources, la pollution et la fragmentation des systèmes naturels. Si les hausses de températures globales moyennes augmentent de plus de 1,5 à 2,5 °C, on pense que probablement approximativement 20 à 30 pour cent des plantes et des animaux recensés actuellement risqueront de disparaître (GIEC, 2007). Des changements majeurs dans la structure et la fonction des écosystèmes, des interactions écologiques entre les espèces et les aires de répartition géographiques, avec, avant tout, des conséquences négatives pour la biodiversité et les biens et services fournis par les écosystèmes sont aussi prévus (Lewis, 2006; GIEC, 2007).

3. IMPACTS SUR LES FORETS ET LE SECTEUR FORESTIER

Le changement climatique, en particulier les hausses de températures et de niveaux de dioxyde de carbone dans l'atmosphère ainsi que les changements de précipitation et de la fréquence et la sévérité des événements climatiques extrêmes ont un impact notable sur les forêts mondiales et le secteur forestier. Une étude des points de vue d'un groupe d'experts scientifiques renommés au niveau international sur les écosystèmes forestiers indique que si de nombreux impacts attendus du changement climatique sont incontestables, les experts sont aussi partagés sur de nombreux autres points (Morgan, Pitelka et Shevliakova, 2001).

Productivité et santé

La productivité forestière et la diversité des espèces augmentent avec la hausse des températures, des précipitations et de la disponibilité des nutriments, bien que les espèces puissent ne pas avoir les mêmes réactions en matière de tolérance (Das, 2004). En tant que facteurs clés régulant de nombreux processus biogéochimiques terrestres comme la respiration des sols, la décomposition de la litière, la minéralisation et la nitrification de l'azote, la dénitrification, l'émission de méthane, la dynamique des radicelles, la productivité végétale et l'absorption des nutriments, les changements de température peuvent fortement altérer les dynamiques des forêts et des écosystèmes de nombreuses manières (Norby *et al.*, 2007). Les impacts de températures élevées sur les arbres et les plantes peuvent varier tout au long de l'année, le réchauffement pouvant soulager le stress des plantes durant les périodes plus froides mais l'augmenter durant les périodes plus chaudes (Garrett *et al.*, 2006).

Au centre de l'Alaska, la dégradation du permafrost est répandue et va rapidement conduire à un profond changement d'un écosystème de forêt de bouleaux vers des formations à tourbières (Jorgenson *et al.*, 2001). La dégradation du permafrost provoquée par le réchauffement a aussi été constatée à l'ouest du Canada où des tourbières arborées se sont transformées en tourbières nues appauvries suite à l'élévation du niveau de l'eau (Vitt, Halsey et Zoltai, 2000). Le cèdre jaune d'Alaska (*Chamaecyparis nootkatensis*), une espèce qui est normalement extrêmement résistante et résiliente, est morte sur environ 200 000 ha en Alaska et au Canada, les fontes précoces de printemps ayant exposé ses racines de surface aux blessures du gel de printemps, provoquant sa mort (Hennon et Shaw, 1997; Hennon *et al.*, 2008).

Les disponibilités en eau des forêts seront fortement influencées par les changements de température et de précipitation. Des températures plus chaudes conduisent à des pertes en eau plus importantes dues à l'évaporation et à l'évapotranspiration et peuvent aussi avoir pour conséquence de réduire l'efficacité des plantes à utiliser l'eau (Mortsch, 2006). Des saisons de croissance plus longues et plus chaudes peuvent intensifier ces effets causant un stress sévère en termes d'humidité et de sécheresse. Ces conditions peuvent conduire à des réductions de la croissance et de la santé des arbres même si la sévérité des impacts dépend des caractéristiques des forêts, des structures d'âge et de classe et de la profondeur et du type des sols (Mortsch, 2006). Les jeunes plants tels que les semis et les jeunes tiges sont particulièrement sensibles tandis que les gros arbres dont le système racinaire est plus développé et qui ont absorbé davantage de nutriments et de carbohydrates, tendent à être moins sensibles à la sécheresse même s'ils sont affectés par des conditions plus sévères. Les arbres et les végétaux dont les racines sont peu profondes comme les espèces qui poussent dans des sols peu profonds, sont plus sensibles aux déficits hydriques. Les arbres aux racines profondes peuvent absorber l'eau à des profondeurs plus importantes et ne sont donc pas sujet au stress hydrique. Le stress hydrique et la sécheresse peuvent aussi avoir un impact sur la

santé des forêts en augmentant la susceptibilité aux perturbations que constituent les insectes ravageurs et les agents pathogènes de même que les feux de forêt.

Le peuplier tremble (*Populus tremuloides*) de l'ouest du Canada a montré un déclin abrupt de productivité et un dieback, suite à la sécheresse particulièrement sévère de 2001-2003, dont les effets se sont ressentis sur plusieurs années (Hogg, Brandt et Michaelian, 2008). Les impacts sur la croissance et le dépérissement ont été accentués par les attaques d'insectes défoliateurs et xylophages et d'agents pathogènes (Hogg et Bernier, 2005; Hogg, Brandt et Michaelian, 2008). De fortes réductions de croissance et un remplacement des peuplements de hêtres (*Fagus sylvatica*) aux limites les plus basses de son aire de répartition ont été observés en Espagne et dans d'autres pays du sud de l'Europe suite à la sécheresse (Jump, Hunt et Peñuelas, 2006). En Italie, en Espagne et au Portugal, des chênes locaux ont décliné en raison du réchauffement, de la sécheresse ou suite aux attaques de *Phytophthora sp.*, alors qu'en Espagne *Pinus uncinata*, *P. pinaster*, et *P. pinea* ont enregistré déclin et dieback (Resco de Dios, Fischer et Colinas, 2007).

Des niveaux plus élevés de CO₂ dans l'atmosphère augmentent les taux de croissance et de l'efficacité de l'utilisation de l'eau par les plantes et les arbres tant que d'autres facteurs comme l'eau et les nutriments (par exemple l'azote, le phosphore, le soufre et quelques micronutriments) ne sont pas limités. Pourtant, il a été suggéré que ces effets positifs pourraient se réduire avec de plus fortes concentrations de CO₂ (Stone, Bhatti et Lal, 2006). Toutefois, les dispositifs de contrôle de l'enrichissement de l'air en CO₂ ont mesuré des hausses croissantes de 23 pour cent sur plusieurs années avec un accroissement de 175 ppm en plus des 375 ppm de CO₂ déjà présents dans l'atmosphère (Norby *et al.*, 2005). Des niveaux élevés de dioxyde de carbone peuvent aussi entraîner une évolution de la structure des végétaux et accroître la superficie des feuilles et de leur épaisseur, le nombre de feuilles, la masse de feuilles totale par plante, et les diamètres des troncs et des branches (Garrett *et al.*, 2006). Il est important de noter que les réponses des plantes à l'enrichissement en CO₂ peuvent différer entre les espèces et les conditions environnementales locales ce qui peut entraîner des changements substantiels dans la composition des espèces et les dynamiques des écosystèmes terrestres (Vitousek *et al.*, 1997; Bauer *et al.*, 2006). Des hausses concurrentes de concentrations d'ozone au niveau du sol (O₃) peuvent affaiblir la productivité des arbres (Karnosky *et al.*, 2005) et augmenter la susceptibilité aux agents pathogènes (Karnosky *et al.*, 2002), alors que le N₂O peut accélérer la croissance dans les écosystèmes carencés en azote comme les forêts boréales (Stone, Bhatti et Lal, 2006).

Distribution

Les réponses logiques des espèces et communautés au changement climatique ou « traces » sont habituellement associées aux changements de leur distribution, en particulier à des latitudes ou altitudes extrêmes. On prévoit donc que les plantes forestières et les arbres croissent plus au nord ou à des altitudes plus élevées en réaction au réchauffement climatique (Parmesan, 2006; Menéndez, 2007).

Dans une étude récente, Lenoir *et al.* (2008) ont comparé la distribution en altitude de 171 espèces de plantes forestières entre les deux périodes 1905-1985 et 1986-2005 dans l'ouest de l'Europe et ont conclu que le réchauffement climatique a entraîné un déplacement en altitude significatif du niveau maximal où l'on peut trouver ces espèces (altitude de probabilité maximale de présence) atteignant en moyenne 29 m par décennie. Cette étude montre que le changement climatique n'affecte pas seulement les aires de répartition au niveau de leurs limites de distribution mais aussi le centre de l'aire de répartition des espèces végétales (Lenoir *et al.*, 2008). Les espèces qui sont les plus rapidement aptes à se déplacer sont celles

qui ont une durée de vie plus courte et un cycle de reproduction plus rapide telles que les herbes, les fougères et les mousses; les arbres qui vivent plus longtemps et les formations arbustives n'ont pas montré une progression aussi forte et sont ceux qui sont davantage menacés par les impacts du changement climatique du fait qu'ils ne peuvent pas s'adapter aux conditions locales suffisamment rapidement et trouver d'autres sites. Ces changements de distribution vont aboutir sans doute à des écosystèmes forestiers très différents de ceux que nous connaissons aujourd'hui. Une étude similaire entreprise sur 26 montagnes de la Suisse rapporte que la flore alpine s'est étendue vers les sommets depuis les années 40 (Parmesan, 2006). Les mouvements en altitude de la limite des arbres ont aussi été observés en Sibérie, dans les montagnes Rocheuses du Canada et en Nouvelle-Zélande et des déplacements plus au nord ont été notés en Suède et à l'est du Canada (Parmesan, 2006). Les forêts de brouillard d'altitude montrent aussi des signes de déplacement vers des altitudes plus élevées, même si toutes les composantes de ces écosystèmes ne peuvent pas suivre cette progression (Jones *et al.*, 2008).

Toutefois, le rythme de ces déplacements ne sera pas seulement déterminé par la température mais dépendra aussi de plusieurs facteurs comme le taux auquel les semences peuvent se disperser dans de nouvelles régions plus adaptées en terme climatique (c'est-à-dire disposant de conditions d'humidité adaptées, des caractéristiques en matière de sol et la présence de nutriments), les interventions humaines possibles pour promouvoir le déplacement des espèces, et les changements de régimes de perturbation (Shugart, Sedjo et Sohngen, 2003; Monserud *et al.*, 2008).

Perturbation

Les forêts sont sujettes à toute une variété de perturbations qui sont elles-mêmes fortement influencées par le climat. Les perturbations telles que le feu, la sécheresse, les glissements de terrain, les invasions d'espèces, les infestations d'insectes et de maladies, et les tempêtes comme les ouragans, les tornades de vent et tempêtes de glace influencent la composition, la structure et la fonction des forêts (Dale *et al.*, 2001). Le changement climatique aura un impact sur la susceptibilité des forêts aux perturbations et affectera la fréquence, l'intensité, la durée et le rythme de ces perturbations. Par exemple, des charges en combustibles supérieures, des saisons des feux plus longues et la fréquence de conditions climatiques plus extrêmes favorisant les feux, résultats de l'évolution du climat, auront pour conséquence d'accroître les feux de forêt (Mortsch, 2006). Une évolution du climat altèrera aussi les dynamiques des perturbations dues aux insectes ravageurs et agents pathogènes autochtones des forêts et de même que cela facilitera l'établissement et la dispersion des espèces étrangères.

Ces changements dans les dynamiques de perturbation, ajoutés aux impacts directs du changement climatique sur les arbres et les écosystèmes forestiers, peuvent avoir des impacts dévastateurs en particulier du fait des relations complexes entre le climat, les agents de perturbation et les forêts. Chacune de ces perturbations peut accroître la susceptibilité des forêts aux autres perturbations. Par exemple, les forêts de pins d'Amérique centrale ont été envahies par les dendroctones des écorces, tout d'abord par *Dendroctonus frontalis* en association avec d'autres espèces de *Dendroctonus* et d'*Ips* suite aux dommages provoqués par l'ouragan Mitch en 1998. L'infestation des dendroctones a ensuite entraîné une forte mortalité des arbres qui a accru les charges en combustible dans les forêts de la région et a donc sévèrement augmenté les risques d'incendie (évoqués en détail dans le Chapitre 5 suivant). Ces interactions rendent plus difficile la prédiction des impacts futurs de l'évolution du climat sur les perturbations des forêts.

Secteur forestier

Tous ces impacts sur les arbres et les forêts auront inévitablement de larges conséquences sur le secteur forestier. Les changements dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes naturels et des forêts plantées (causés par les changements de température et les régimes des pluies) et les événements extrêmes et désastres (ouragans, sécheresses, feux et ravageurs) auront des impacts négatifs sur la fonction productive des écosystèmes forestiers qui à leur tour affecteront les économies locales (FAO, 2005). Les modes de production et de commercialisation des produits forestiers seront altérés étant donné que les espèces pousseront dans des conditions plus compétitives à des latitudes plus au nord et des altitudes plus élevées. Inversement, des risques de saturation des marchés pourront exister en raison de l'augmentation de la mortalité des arbres suite à la multiplication des ravageurs comme nous l'avons vu avec le dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) au Canada. La réduction des services des écosystèmes forestiers, spécialement pour la régulation du cycle hydrique, la protection des sols et la conservation de la diversité biologique causée par le changement climatique pourra conduire à une plus forte vulnérabilité en termes social et environnemental.

Alors que le changement climatique peut accroître la production de bois et réduire les prix du marché en général, les hausses de production ne seront sans doute pas réparties uniformément au niveau mondial; certaines régions pourront bénéficier de meilleures conditions que d'autres (Pérez-García *et al.*, 2002). Par exemple, les forêts à faible productivité limitées par la sécheresse verront encore leur productivité se réduire alors que des zones où la température limite la productivité, pourront peut être bénéficier d'une hausse des températures.

4. IMPACTS SUR LES RAVAGEURS DES FORETS

Des changements dans les dynamiques des perturbations dues aux ravageurs des forêts (insectes, agents pathogènes et autres ravageurs) sont probables en cas de changement du climat provoqué par la hausse des températures, en cas de changement du régime des précipitations, d'augmentation de la fréquence des sécheresses et de plus fortes concentrations de dioxyde de carbone. Ces changements joueront un rôle majeur dans la transformation des forêts et des secteurs forestiers mondiaux.

Des traces fossiles ont montré que les épisodes précédents de réchauffement rapide global ont été accompagnés par des niveaux plus élevés d'insectes phytophages (Currano *et al.*, 2008). Cet élément, de même que les observations faites dans les forêts de bouleau du nord de l'Europe (Kozlov, 2008; Wolf, Kozlov et Callaghan, 2008), confirment les prédictions que les tendances actuelles d'accroissement des phytophages s'amplifieront (DeLucia *et al.*, 2008).

On a remarqué que les insectes et les agents pathogènes répondaient au réchauffement exactement comme on le pensait, aussi bien par des changements de phénologie et de distribution que par une modification des dynamiques et de la composition des communautés (Menéndez, 2007). Si certains impacts du changement climatique peuvent être bénéfiques au niveau de la protection de la santé des forêts (par ex. hausse de la mortalité hivernale de certains insectes ravageurs moins protégés du froid par une couche de neige trop fine; un développement larvaire plus tardif et une mortalité plus élevée durant les sécheresses), de nombreux impacts seront néfastes (par ex. l'accélération du taux de développement des insectes; l'aire d'expansion des ravageurs) (Ayres et Lombardero, 2000).

Le changement climatique peut affecter les ravageurs des forêts et leurs dégâts du fait de son impact direct sur leur développement, survie, reproduction, distribution et expansion, ainsi que sur l'altération de la physiologie et des défenses de leurs hôtes. De même il peut avoir un impact sur les relations entre les ravageurs, leur environnement et les autres espèces comme les ennemis naturels, les compétiteurs et les espèces mutualistes.

4.1. Impacts directs

Le climat, les températures et les précipitations en particulier, ayant une très forte influence sur le développement, la reproduction et la survie des insectes ravageurs et des agents pathogènes, il est très fortement probable que ces organismes soient affectés par les changements du climat. Du fait que se sont des organismes à sang froid, les insectes et les agents pathogènes des forêts peuvent réagir rapidement à leur environnement climatique ce qui a un impact direct sur leur développement, survie, reproduction et expansion. Avec un renouvellement de génération rapide, une forte mobilité et un taux de reproduction élevé, ils réagissent plus rapidement au changement climatique que des organismes qui vivent longtemps comme les grands végétaux et les mammifères (Menéndez, 2007) et peuvent sans doute indiquer les premiers signes du changement climatique.

L'impact du changement climatique sur la fréquence et l'intensité des attaques d'insectes est moins clair en partie du fait que l'on ne possède pas assez de données sur le long terme pour une analyse. L'on possède des preuves que les attaques de tordeuse grise du mélèze (*Zeiraphera diniana*) en Suisse ont pratiquement disparues ces 30 dernières années (Esper *et al.*, 2007) alors qu'inversement, les infestations de tordeuses de bourgeons de l'épicéa (*Choristoneura fumiferana*) dans l'est du Canada semblent s'être accrues en termes de

fréquence et de sévérité ces 200 dernières années même si l'on ne sait pas si le changement climatique a joué un quelconque rôle en cela (Simard, Morin et Lavoie, 2006).

Physiologie

L'influence du climat sur les insectes peut être directe en tant que facteur de mortalité, ou indirecte en influençant le taux de croissance et de développement. Certaines informations sur les impacts des hausses de CO₂, et O₃, sont maintenant disponibles mais seulement pour des environnements spécifiques (par ex. Karnosky *et al.*, 2008) et l'on dispose d'une information très partielle sur l'évolution des niveaux d'UVB et de l'altération des régimes de pluie. Pour ces raisons, ce rapport se concentrera sur les impacts des températures. La température est considérée comme étant le facteur de changement climatique le plus important influençant la physiologie des insectes ravageurs (Bale *et al.*, 2002). Les précipitations, toutefois, peuvent constituer un facteur très important dans l'épidémiologie de nombreux agents pathogènes, tels que *Mycosphaerella pini*, qui dépend de l'humidité pour sa dispersion.

La magnitude des impacts de la température sur les ravageurs forestiers diffèrera selon les espèces et leur environnement, leur cycle biologique et leur capacité à s'adapter. Les espèces polyphages flexibles occupent différents types d'habitats distribués à diverses latitudes et altitudes vu leur plasticité phénotypique et génotypique, et seront moins affectées par le changement climatique que les espèces spécialisées occupant d'étroites niches dans des environnements difficiles (Bale *et al.*, 2002; Thomas *et al.*, 2004).

De nombreuses espèces de papillons spécialistes sont de moins en moins abondantes au Royaume-Uni, en particulier les espèces des terres boisées alors que les nombreuses espèces qui vivent dans les herbages et les espèces généralistes augmentent (Thomas, 2005). Les trois quarts des 46 espèces de papillons d'Angleterre ont enregistré un déclin en raison de la perte de leur habitat à la limite nord de leur aire de répartition; 89 pour cent des espèces spécialistes sont en déclin alors que 50 pour cent des espèces généralistes mobiles (ravageurs) enregistrent une hausse (Warren *et al.*, 2001). Franco *et al.* (2006) concluent sur l'importance du réchauffement climatique et de la perte d'habitat dans les extinctions locales au nord du Royaume-Uni, des espèces nordiques de papillons, durant ces quelques dernières décennies.

Les hausses de température estivale accélèreront généralement le taux de développement des insectes et augmenteront leur capacité reproductive alors que les températures hivernales peuvent accroître leur survie durant l'hibernation (Ayres et Lombardero, 2000; Logan, Régnière et Powell, 2003). Peut-être que le meilleur exemple de ces impacts est le dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) qui s'est développé au point de constituer de véritables pullulations dans l'ouest du Canada durant plusieurs années. Les années qui ont suivi des hivers doux ont réduit la mortalité au stade d'hibernation permettant la destruction massive des pins de cette région, en particulier les pins lodgepole (*Pinus contorta*). Une réduction de l'épaisseur de la neige associée à des températures hivernales plus élevées peut aussi réduire la survie de nombreux insectes durant l'hiver, lors de leur hibernation dans la litière forestière où ils sont protégés par la couche neigeuse des basses températures létales (Ayres et Lombardero, 2000).

L'impact d'un changement de température dépendra des zones climatiques. Dans les régions tempérées, la hausse des températures devrait réduire les potentialités de survie alors que dans les régions plus au nord, les températures plus élevées rallongeront la période estivale augmentant par cela la croissance et la reproduction (Bale *et al.*, 2002). Vu le contrôle plus sévère de l'environnement sur la biologie des espèces de ces régions, et les augmentations de température plus fortes prévues dans les régions boréales et polaires, les impacts de

température devraient être supérieurs sur ces espèces par rapport aux espèces des zones tempérées ou tropicales (Bale *et al.*, 2002). Menéndez *et al.* (2006) ont observé que la richesse des espèces d'insectes s'est accrue dans les habitats froids de l'hémisphère Nord, même si les progressions sont moins rapides que ce que l'on prévoyait au sein des populations de papillon du Royaume-Uni. Les espèces présentes sur l'ensemble du territoire de la Grande Bretagne décroissent plus rapidement dans le sud, alors que les espèces dont la distribution est plus au sud, augmentent (Conrad *et al.*, 2004).

Pourtant, Deutsch *et al.* (2008) suggèrent que, en l'absence de facteurs améliorants comme la migration et l'adaptation, les risques majeurs d'extinction provoqués par le réchauffement mondial peuvent avoir lieu sous les tropiques. Le réchauffement dans les tropiques, même s'il est de plus faible magnitude, pourrait avoir des impacts plus néfastes du fait que les insectes tropicaux ont des aires de répartition très étroites adaptées au climat comparé aux espèces de latitudes supérieures et qu'elles sont déjà confinées là où elles bénéficient de températures optimales (Deutsch *et al.*, 2008).

Andrew et Hughes (2005) n'ont observé aucun gradient de latitude chez les espèces d'hémiptères très nombreuses sur acacia dans l'est de l'Australie. Mais ils ont noté qu'avec le changement climatique, un déplacement des espèces tropicales vers des latitudes supérieures pouvait conduire à une plus forte diversité dans les zones tempérées. Dans les forêts tropicales du nord de l'Australie, le changement climatique a accru les extinctions causées par la disparition des climats et des habitats, les montagnes des zones tropicales dont la diversité est élevée, étant peuplées par tout un éventail d'espèces endémiques spécialisées dont l'aire de répartition est fortement restreinte (Williams, Bolitho et Fox, 2003). Dans une étude sur la piéride de l'aubépine (*Aporia crataegi*) dans la Sierra de Guadarrama au centre de l'Espagne, Merrill *et al.* (2008) suggèrent que ce sont les limitations de température qui restreignent la distribution des insectes dans sa partie sud au lieu des interactions biotiques, de même qu'ils montrent que ce serait la distribution des plantes hôtes qui limiterait la distribution des espèces tempérées spécialisées vers le froid.

Certains insectes ravageurs importants des forêts ont besoin de champignons symbiotiques pour se développer mais nous disposons de peu d'information sur la manière selon laquelle les changements de température peuvent affecter ces symbiotes et donc, indirectement, affecter les dynamiques des populations hôtes. Dans certains cas, les hôtes des insectes et leurs symbiotes peuvent être affectés de manière similaire par le changement climatique alors que dans d'autres cas, les hôtes et les symbiotes peuvent être affectés de manière asymétrique, empêchant toute symbiose (Six, 2007).

Distribution

Le climat joue un rôle majeur dans la définition des limites de distribution des insectes. Avec les changements du climat, ces limites se déplacent, les espèces s'étendant vers des latitudes plus au nord et des altitudes plus élevées et disparaissant des régions devenues inadaptées de par leur nouveau climat (Parmesan, 2006; Menéndez, 2007). Ces déplacements touchent des espèces dont les distributions sont limitées par la température comme beaucoup d'espèces tempérées et nordiques.

Il est maintenant clair que les progressions vers les pôles et en altitude de nombreuses espèces ont eu lieu au sein de nombreux groupes taxonomiques et dans une grande variété de régions durant le 20^{ème} siècle. Parmesan et Yohe (2003) ont rapporté que plus de 1 700 espèces de l'hémisphère Nord se sont déplacées de manière significative, atteignant en moyenne 6,1 km par décennie vers les pôles (ou 6,1 m par décennie en altitude).

L'expansion des aires de répartition de nombreuses espèces de papillon a été particulièrement bien documentée. Parmesan *et al.* (1999) notent un déplacement de 35 à 240 km vers le nord pour 22 des 35 espèces européennes non migratoires de papillon durant le siècle dernier. Wilson *et al.* (2005) ont noté que la limite altitudinale basse de présence de 16 espèces de papillon dans le centre de l'Espagne est montée en moyenne de environ 212 m en 30 ans, une montée attribuée à une hausse constatée de 1,3 °C des températures annuelles moyennes. Wilson *et al.* (2007) ont montré des montées d'approximativement 293 m des communautés de papillon de la Sierra de Guadarrama au centre de l'Espagne entre 1967-1973 et 2004-2005 suite au réchauffement climatique. Le changement climatique peut aussi réduire l'association entre l'adaptation climatique et l'habitat.

Des attaques de ravageurs forestiers peuvent aussi avoir lieu en dehors de leur distribution géographique constatée historiquement et avec des intensités jamais observées auparavant. Voici plusieurs exemples d'espèces de ravageurs des forêts qui ont réagi ou qui devraient réagir au changement climatique en modifiant leur distribution.

- Une attaque majeure du dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) s'est répandue vers le nord et à des altitudes plus élevées dans l'ouest du Canada (Colombie britannique et plus récemment, en Alberta) durant plusieurs années.
- Des températures plus fortes ont influencé le dendroctone du pin méridional (*D. frontalis*) provoquant des expansions successives de son aire de répartition aux Etats-Unis.
- Jepsen *et al.* (2008) ont largement démontré les différentes expansions des attaques vers le nord de deux géométridés, la phalène brumeuse *Operophtera brumata*, et l'arpeuteuse verte veloutée *Epirrita autumnata*) en Scandinavie.
- L'aire de la chenille processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*) s'est étendue de manière significative en termes de latitude et d'altitude en Europe.
- La distribution de la chenille processionnaire du chêne (*T. processionea*) s'est déplacée vers le nord de l'Europe durant la dernière moitié du 20^{ème} siècle.
- L'aire de l'agent pathogène européen de la rouille de peuplier *Melampsora allii-populina* va probablement gagner vers le nord avec la hausse des températures estivales.
- Les attaques de pourriture des racines dues à *Phytophthora cinnamomi* devraient s'étendre aux régions plus froides d'Europe et avec une sévérité accrue avec les scénarios d'accroissement des températures moyennes dus au changement climatique.

La capacité des espèces à répondre au réchauffement mondial et à étendre leur aire de répartition dépendra des différentes caractéristiques de leur cycle biologique, qui leur permettent de réagir de manière assez différente selon les espèces. Bale *et al.* (2002) ont suggéré que les espèces à cycle rapide, les insectes sans diapause, ou qui ne dépendent pas de températures basses pour déclencher leur diapause, répondront au réchauffement en élargissant leur aire de distribution tandis que les espèces à cycle long qui nécessitent de faibles températures pour permettre la diapause (c'est-à-dire les espèces boréales et de montagne dans l'hémisphère Nord) verront leur aire de répartition se contracter. Les espèces dont l'aire de répartition est limitée, en particulier les espèces polaires et de montagne, montrent des niveaux de contraction plus sévères que les autres groupes et sont considérées comme davantage menacées d'extinction en raison du récent changement climatique (Parmesan, 2006). Les déplacements des aires de répartition peuvent être limités par certains facteurs comme la longueur du jour ou la présence d'espèces compétitrices, prédatrices ou de parasitoïdes (Walther *et al.*, 2002). Par exemple, l'expansion de l'aire de répartition des

insectes qui ont des hôtes bien particuliers (spécialistes) peut être limitée par le taux d'expansion plus lent de leurs hôtes végétaux (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001).

Phénologie

La phénologie est la chronologie des activités saisonnières des plantes et des animaux comme la floraison ou la reproduction. Comme dans de nombreux cas, elle dépend de la température, on peut penser que la phénologie peut être influencée par le changement climatique. C'est un des impacts du changement climatique les plus faciles à suivre (Gordo et Sanz, 2006) et c'est de loin le plus documenté à ce niveau pour une grande partie des organismes allant des plantes aux vertébrés (Root *et al.*, 2003). Les activités communément suivies sont entre autres le début du nourrissage des poussins ou le premier chant des oiseaux, les premières arrivées des oiseaux migrateurs, la première éclosion des papillons, les premiers chants et frais des amphibiens, le début du bourgeonnement et de la floraison des plantes (Walther *et al.*, 2002).

Les signes d'évolutions phénologiques de nombreuses plantes et espèces animales, suite au changement climatique, sont nombreux et croissants (Fitter et Fitter, 2002; Visser et Both, 2005; Menzel *et al.*, 2008). Globalement, les activités printanières ont débuté chaque fois plus tôt depuis les années 60 (Walther *et al.*, 2002). Ce fait a été constaté sur tous les continents à l'exception d'un seul, et dans tous les principaux océans pour tous les groupes d'espèces bien étudiés des écosystèmes marins, d'eau douce et terrestres (Parmesan, 2006).

Lorsque les différents stades du cycle de vie des insectes sont déterminés par la température, on peut s'attendre à ce que certains soient avancés, les hausses de température pouvant faciliter de longues périodes d'activité en début et fin de saison, s'il n'existe pas d'autres contraintes à ce moment-là (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Avec des températures plus élevées, on peut s'attendre à ce que les insectes aient un stade larvaire plus court et deviennent adultes plus tôt. Ainsi, les réponses attendues des insectes peuvent, entre autres, inclure une précocité de l'apparition du stade larvaire et du stade adulte et un accroissement de la durée de la période de vol (Menéndez, 2007). Les membres de l'ordre des lépidoptères fournissent encore de meilleurs exemples de ces changements phénologiques avec les papillons, observés au Royaume-Uni où 26 à 35 espèces sont apparues plus tôt (Roy et Sparks, 2000). Salama, Knowler et Adams (2007) ont noté une hausse du nombre et de la diversité des pyrales pris dans les pièges posés par Rothamstead pour son étude, et l'altération de leur phénologie laisse penser qu'un changement de climat est en partie responsable. La première date d'éclosion des 17 espèces en Espagne a avancé d'1 à 7 semaines en seulement 15 ans (Stefanescu *et al.*, 2003). La date du premier vol de 70 pour cent des 23 espèces de papillon de Californie (Etats-Unis) a été anticipée d'approximativement huit jours par décennie (Forister et Shapiro, 2003).

Les changements phénologiques (apparition plus tôt du stade adulte et de l'arrivée des espèces migratrices) ont aussi été remarqués pour les aphides du Royaume-Uni (Zhou *et al.*, 1995; Harrington *et al.*, 2007). Gordo et Sanz (2005) ont étudié les impacts du climat sur quatre espèces d'insectes méditerranéens (un papillon, une abeille, une mouche et un denticulé) et ont noté que toutes les espèces enregistraient des évolutions en matière d'éclosion depuis les 50 dernières années, ce qui peut être corrélé avec la hausse des températures de printemps.

Parmesan et Yohe (2003) ont estimé que plus de la moitié (59%) des 1 598 espèces étudiées montraient des changements phénologiques et/ou de distribution mesurables sur les 20 à 140 années passées. Ils ont aussi estimé à partir des analyses quantitatives des réponses phénologiques de ces espèces, qu'une anticipation moyenne de l'arrivée du printemps de 2,3 jours par décennie avait eu lieu. Root *et al.* (2003), dans une étude quantitative similaire ont

estimé qu'un avancement de 5,1 jours par décennie avait eu lieu. Parmesan (2007) a étudié l'écart entre ces deux estimations et a noté qu'une fois justifiées les différences de critères de sélection pour intégrer les données entre les deux études, celles-ci se rejoignaient sur une anticipation globale du printemps de 2,3 à 2,8 jours par décennie. Toutefois, dans cette dernière étude, la latitude explique seulement 4 pour cent de la variation globale des changements phénologiques même si elle est fortement associée à l'importance des tendances au réchauffement. Cette dernière observation peut être liée à l'importance relative du changement climatique par rapport à l'amplitude naturelle des variations du climat.

Génétique des populations

De plus en plus d'articles scientifiques abordent le fait que les insectes adaptent leurs caractéristiques génétiques au changement climatique. Hill, Thomas et Blakeley (1999) expliquent comment deux espèces de papillon de Grande Bretagne (l'un au nord, l'autre au sud) qui ont colonisé de nouvelles régions durant l'expansion de leur aire de répartition, ont des ailes plus longues et des thorax plus larges que ceux des populations résidentes établies de longue date. De même, Thomas *et al.* (2001) ont noté des proportions supérieures de variants à longues ailes parmi les papillons observés sur les nouvelles limites nord de distribution.

Le caractère physiologique des populations peut aussi être altéré. Chez les espèces de papillon dont la diapause est facultative (induite par la photopériode), Burke *et al.* (2005) ont noté la conversion d'un gradient thermal (élévation) en un déplacement graduel de la légère prévalence de stratégies univoltines ou bivoltines qui implique des changements dans la synchronisation entre l'évolution de la photopériode et le développement de l'insecte ayant des conséquences sur les taux de reproduction. Il existe des signes de changement dans les fréquences d'allèle liés à la physiologie du développement et à la tolérance au froid de certains lépidoptères, provoqués par le changement climatique (Rank et Dahlhoff, 2002). Cependant, Davies *et al.* (2006) montrent que des modifications du comportement plutôt qu'une évolution génétique peuvent expliquer ces changements par une évolution des préférences d'habitats (par ex. choix thermorégulateurs de sites d'oviposition). Calosi *et al.* (2008), dans une étude de quatre dendroctones d'Europe, ont trouvé que leur niveau de tolérance à la température était lié à la latitude à laquelle vivaient ces espèces.

Cependant, les changements évolutifs ne sont pas généralisés et les recherches doivent encore être considérablement développées. L'expansion actuelle de l'aire de répartition vers le nord des papillons polyphages *Polygonia c-album* en Grande Bretagne n'a pas été accompagnée d'adaptations physiologiques à leurs nouveaux hôtes ou températures (Braschler et Hill, 2007). Ces auteurs n'ont trouvé aucune différence évolutive entre les espèces centrales et les populations périphériques.

4.2. Impacts indirects du changement climatique sur les arbres hôtes

Les changements de température, de précipitation, dans les concentrations de CO₂ et les facteurs climatiques peuvent altérer la physiologie des arbres au point d'affecter leur résistance aux phytophages et aux agents pathogènes (Ayres et Lombardero, 2000).

Sécheresse

La sécheresse est une des conséquences les plus importantes liées au climat à travers laquelle de rapides changements des écosystèmes ont lieu et affectent la survie des populations d'arbres existantes. Une sécheresse qui dure longtemps peut avoir pour résultat de réduire la

croissance des arbres et altérer leur santé et donc d'augmenter leur susceptibilité aux insectes ravageurs et agents pathogènes. Plusieurs insectes ravageurs et agents pathogènes sont associés aux arbres stressés tels que le bupreste *Agrilus* et les espèces les plus communes et répandues d'*Armillaria* qui sont liées au dépérissement des chênes (Evans, 2008). D'autres sont limités par les défenses des arbres en bonne santé comme le scolyte de l'épicéa européen (*Ips typographus*) (Evans, 2008).

La sécheresse peut aussi susciter des évolutions des végétaux et de la physiologie des arbres ce qui influencera les dynamiques de perturbation des ravageurs. Les feuilles peuvent changer de couleur ou s'affiner ou devenir plus cireuses ce qui peut affecter leur goût pour les insectes (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). La concentration de divers composés secondaires chez les plantes tend à s'accroître lors du stress provoqué par la sécheresse, faisant évoluer l'attrait de certains végétaux pour les insectes ravageurs (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Une sécheresse modérée peut cependant vraiment accroître la production de composés de défense des plantes et des arbres, leur fournissant sans doute une meilleure protection contre les ravageurs.

Les concentrations de sucre dans les feuilles peuvent s'accroître lors d'une sécheresse, les rendant plus attractives pour les phytophages ce qui augmente l'importance des attaques (Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Les hausses de sucre contenu dans les sapins balsamifères stressés par la sécheresse par exemple, sont connus pour stimuler l'appétit de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) à certains stades de son développement et accélérer sa croissance (Mortsch, 2006). Un autre avantage pour les ravageurs des forêts est la hausse des températures des arbres stressés par la sécheresse qui peuvent augmenter de 2 à 4 °C, et bénéficier à la fécondité et à la survie des insectes par exemple (Mortsch, 2006).

Les impacts de ces changements de physiologie des arbres hôtes et de susceptibilité provoquent différentes réponses de la part des ravageurs. Rouault *et al.* (2006) ont étudié les impacts de la sécheresse et des températures élevées sur les insectes forestiers et ont noté que les xylophages étaient positivement influencés par les températures élevées qui augmentent leur taux de développement et le stress hydrique prolongé qui affaiblit la résistance des arbres hôtes alors que les défoliateurs bénéficient des hausses d'azote dans les tissus des plantes liées au stress hydrique modéré ou intermittent.

Les forêts de pins pignons (*Pinus edulis*) de l'ouest des Etats-Unis constituent un exemple d'interaction complexe entre la sécheresse résultant du changement climatique et les fonctions des écosystèmes forestiers. Les cochenilles du pin pignon affectent le microclimat des sols par l'altération de l'ombre et du ruissellement des eaux pluviales; cette influence microclimatique est aussi importante que les effets du changement climatique *proprement dit*. Les lépidoptères phytophages, d'un autre côté, n'ont pas cet effet en retour dans cet écosystème (Classen *et al.*, 2005). Trotter, Cobb et Whitham (2008) ont trouvé que le pin pignon soumis à un stress hydrique altérait la structure de la communauté d'arthropodes. Sous fort stress, l'abondance des communautés est réduite par 10 fois et le nombre d'espèce divisé par deux, alors que 73 pour cent des 33 espèces phytophages les plus abondantes, sont plus abondantes sur les arbres stressés. Ainsi, le stress hydrique dans cet écosystème provoque une réduction de la biodiversité et de l'abondance, et la dominance de quelques espèces de ravageurs.

La grande variabilité du fonctionnement des forêts en termes spatial et temporel, rend difficile de lier la mortalité des arbres due à la sécheresse à une plus grande incidence des insectes ravageurs ou des dommages créés par les champignons pathogènes. Dans une étude récente sur l'impact à large échelle, des différentes sécheresses annuelles sur la croissance et

la mortalité du tremble (*Populus tremuloides*) au Canada, Hogg, Brandt et Michaelian (2008) n'ont pas pu trouver un lien significatif entre la sévérité de la sécheresse et la défoliation des insectes ou l'intensité des attaques de xylophages. Le ralentissement de la croissance et la mortalité sont toutefois fortement liés à la sévérité des sécheresses mais le retard de mortalité enregistré durant les années qui ont suivi la sécheresse, laisse penser que les agents secondaires peuvent avoir joué un rôle dans ce processus.

Niveaux élevés de dioxyde de carbone dans l'atmosphère

Comme cela a été évoqué au Chapitre 3, des niveaux plus élevés de CO₂ dans l'atmosphère améliorent les taux de croissance et l'efficacité des plantes et des arbres à utiliser l'eau. Cette productivité accrue conduit à des concentrations plus faibles en azote dans les arbres et les plantes et ainsi les ratios de carbone par rapport à l'azote (C: N) augmentent, ce qui réduit la valeur nutritionnelle de la végétation pour les insectes (Kopper et Lindroth, 2003; Mortsch, 2006). En réaction, les insectes peuvent accroître leur activité (et donc accroître les dégâts sur l'arbre) afin de compenser la réduction de la qualité nutritive et trouver l'azote nécessaire (Ayres et Lombardero, 2000). Dans de nombreux cas, l'accroissement des quantités ingérées peut permettre aux insectes de répondre à leurs besoins nutritionnels mais le plus souvent, ce n'est pas le cas, provoquant seulement de faibles performances, des taux de croissance réduits et augmentant la mortalité (Cannon, 1998; Harrington, Fleming et Woiwod, 2001). Cet effet, toutefois, n'a pas été observé de manière régulière (Holton, Lindroth et Nordheim, 2003), et une plus forte croissance due à une augmentation du CO₂ peut en fait plus que compenser la défoliation dans certains cas (Kopper et Lindroth, 2003).

Des niveaux élevés de CO₂ peuvent aussi occasionner un changement dans la structure de la plante avec l'augmentation de la taille des feuilles et de leur épaisseur, un nombre plus important de feuilles, une superficie foliaire totale par plante supérieure, et des diamètres de tiges et de branches plus gros (Garrett *et al.*, 2006). Une augmentation des sécrétions chimiques de défense peut aussi avoir lieu dans ces conditions (van Asch et Visser, 2007). Tous ces changements physiologiques de l'hôte influenceront l'attraction des insectes, même si les impacts sur les ravageurs diffèrent selon les espèces. Par exemple, face aux hausses de niveaux de CO₂, la phalène brumeuse (*Operophtera brumata*) consomme davantage de feuilles de chêne (*Quercus robur*) en réaction à la réduction de la dureté des feuilles, alors que le bombyx disparate (*Lymantria dispar*) révèle un poids de pupation normal mais nécessite une longue période de temps pour se développer en réaction à l'augmentation des concentrations en tanins (van Asch et Visser, 2007).

Déposition d'azote atmosphérique

Les émissions humaines de polluants azotés dans l'air et leur déposition font partie du phénomène plus large de changement global et peuvent aussi avoir des impacts sur la santé des forêts. La hausse des niveaux d'azote dans les feuilles des arbres et des plantes peut entraîner une hausse immédiate du nombre d'agents pathogènes (Burdon, Thrall et Ericson, 2006). Par exemple, une étude suédoise a noté que les infections causées par un agent pathogène commun, *Valdensia heterodoxa*, sur *Vaccinium myrtillus*, une plante dominante du sous-étage des forêts boréales de conifères, sont stimulées par les augmentations d'azote entraînant une chute des feuilles prématurée (Strengbom *et al.*, 2002). Cette défoliation a par la suite provoqué la perte de dominance de *V. myrtillus* au profit d'une nouvelle dominance de plantes herbacées affectant la structure des communautés végétales.

Evènements climatiques extrêmes

Avec les sécheresses, le changement climatique peut affecter la fréquence et l'intensité des évènements climatiques extrêmes qui ont un impact sur la santé des forêts. Les dommages directs causés aux arbres ou les altérations aux écosystèmes peuvent augmenter leur susceptibilité au développement des ravageurs. La chute des arbres causée par le vent et les attaques superficielles peuvent endommager les arbres et permettre aux agents pathogènes et aux insectes ravageurs secondaires de pénétrer dans les arbres et aussi de provoquer des ruptures mécaniques dans les fonctions physiologiques normales. Des mouvements de masses d'air chaud vers de plus hautes latitudes, associés au changement climatique, l'accroissement, la fréquence et l'étendue des phénomènes de dispersion par le vent peuvent s'accroître, comme cela a été observé avec l'invasion récente de la teigne des crucifères sur l'île de Svalbard en Norvège, à 800 km au nord de la population source dans la Fédération de Russie (Coulson *et al.*, 2002).

4.3. Impacts indirects sur l'écologie communautaire

Les changements climatiques peuvent altérer les relations entre les ravageurs, leur environnement et les autres espèces, comme les ennemis naturels, les compétiteurs et les mutualistes, conduisant à des changements dans la structure et la composition des communautés naturelles (Stireman *et al.*, 2005). Les changements observés et prévus concernant l'abondance des espèces, les caractères phénologiques et les distributions des espèces individuelles peuvent altérer les interactions entre les espèces au sein des communautés (Menéndez, 2007). Ces altérations peuvent modifier le comportement des populations (les caractéristiques des infestations) dans leur aire actuelle (Coley, 1998). Les espèces individuelles répondent au changement climatique de différentes manières et sur des échelles de temps différentes aussi est-il fort probable que certaines relations évoluent grandement. Les interactions qui impliquent deux groupes trophiques ou davantage, comme les plantes-phytophages, les plantes-pollinisateurs et les interactions entre parasites et plantes hôtes pourront sans doute souffrir des disfonctionnements majeurs (Harrington, Woiwod et Sparks, 1999).

Gordo et Sanz (2005) et Forkner *et al.* (2008) ont montré la dissociation des phénologies des insectes et des plantes (due à leurs réactions différentes aux changements de température) tendant à altérer la synchronisation entre les insectes et leurs ressources et à menacer les espèces qui ont des hôtes plus spécifiques. Dans une revue des changements phénologiques des espèces qui interagissent entre elles, Visser et Both (2005) ont noté que la phénologie des insectes a adopté un rythme plus rapide (éclosion des œufs et date de retour de la migration avancées) que leurs hôtes (bourgeonnement et floraison). Ils ont aussi avancé leur période de pic d'abondance plus que leurs prédateurs (dates de ponte et d'arrivée des oiseaux migrants). Par exemple, le bouleversement de la synchronie entre la phalène brumeuse (*Operophtera brumata*) et le bourgeonnement de ses arbres hôtes a à son tour entraîné une asynchronie entre le ravageur et un de ses prédateurs, la mésange charbonnière (*Parus major*), qui compte sur les chenilles pour nourrir ses petits (Walther *et al.*, 2002; van Asch *et al.*, 2007). Ces changements phénologiques induits par le climat, proviennent clairement de l'asynchronie entre les espèces interagissant, influençant finalement la structure, la composition et la diversité des communautés.

Les changements de distribution et les déplacements des aires de répartition interfèrent avec les relations entre la communauté lorsque les espèces qui connaissent des expansions commencent à interagir avec d'autres espèces dans de nouveaux environnements dans lesquels les interactions précédentes peuvent avoir été limitées ou ne jamais avoir existées (Menéndez, 2007). L'expansion en altitude de la processionnaire du pin (*Thaumetopoea*

pityocampa) dans les montagnes de la Sierra Nevada au sud-est de l'Espagne a, par exemple, permis à ce ravageur de trouver un nouvel arbre hôte, un pin sylvestre local endémique (*Pinus sylvestris* var. *nevadensis*) (Menéndez, 2007). L'augmentation des attaques de *T. pityocampa* pourrait avoir des effets nuisibles sur cette espèce d'arbre endémique des montagnes.

Les espèces capables de s'adapter au changement climatique en accroissant leur distribution profiteront aussi du manque de compétiteurs et d'ennemis naturels dans leur nouvel environnement. L'expansion des espèces peut ne pas être rapidement suivie de celle de leurs ennemis naturels comme dans le cas de la processionnaire du pin et dans certains cas, la synchronisation entre l'hôte et l'ennemi naturel ou le parasitoïde, peut disparaître dans les nouvelles conditions de température, comme dans le cas de la phalène brumeuse (Battisti, 2004).

Certains agents pathogènes peuvent tirer profit des meilleures conditions de survie et de l'expansion de leurs insectes vecteurs. Par exemple, les vecteurs du champignon de la graphiose de l'orme (*Ophiostoma novo-ulmi*), *Scolytus scolytus* et *S. multistriatus* peuvent être plus actifs durant les périodes de température élevée ce qui, à terme, accroîtra la propagation du champignon.

5. LES ESPECES DE RAVAGEURS DES FORETS INFLUENCEES PAR LE CHANGEMENT CLIMATIQUE

Certains exemples d'insectes ravageurs des forêts, de maladies et d'autres ravageurs qui ont été touchés ou dont on prévoit qu'ils seront influencés par le changement climatique sont présentés ci-dessous. Des informations sur les ravageurs non forestiers sont aussi fournies pour permettre une meilleure compréhension des impacts potentiels du changement climatique sur la santé des forêts.

5.1. Insectes

Coléoptères

***Agrilus pannonicus* (Piller et Mitterpacher, 1783) (Buprestidae) – Bupreste « faux de poudre-poteau »**

Plusieurs coléoptères de la famille des bostrichidés du genre *Agrilus* sont liés au déclin du chêne. La fréquence de ces espèces s'est accrue au niveau mondial (à la fois dans leur pays d'origine et à travers un déplacement vers d'autres régions du monde) et leurs impacts ont été liés au stress de leurs arbres hôtes potentiellement causé par le changement climatique (Evans, 2008). Par exemple, *Agrilus pannonicus* (= *A. biguttatus* (Fabricius)) a récemment été associé au déclin d'un chêne européen dans son aire de répartition naturelle et est de plus en plus fréquent dans plusieurs pays dont la France, l'Allemagne, la Hongrie, la Pologne, les Pays-Bas et le Royaume-Uni où l'on pense qu'il contribue au déclin du chêne (Gibbs et Grieg 1997; Ciesla, 2003). Les infestations peuvent entraîner une forte mortalité des arbres qui, associés avec d'autres facteurs qui participent au déclin, peuvent altérer terriblement la composition des espèces des chênaies.

***Dendroctonus frontalis* Zimmermann (Curculionidae) – Dendroctone méridional du pin**

Dendroctonus frontalis est considérée comme une des espèces les plus nuisibles d'Amérique centrale et des régions sud de l'Amérique du Nord. Elle constitue un des ravageurs les plus importants des pins et est largement distribuée de la Pennsylvanie au sud des États-Unis, au Mexique et en Amérique centrale. Les populations peuvent se constituer rapidement jusqu'à provoquer des infestations et la mort d'un grand nombre d'arbres. Les attaques initiales ont généralement lieu sur les arbres affaiblis, mais *D. frontalis* est aussi capable de tuer des arbres en bonne santé. Ce dendroctone tue les arbres de deux manières: l'annélation durant la construction des galeries de ponte; et l'introduction d'un champignon du bleuissement du genre *Ophiostoma* (Billings *et al.*, 2004). Du fait de son court temps de développement, de sa capacité de dispersion élevée et de la large distribution des arbres hôtes, le dendroctone méridional du pin a le potentiel de répondre rapidement et de façon significative à tout changement de climat.

En octobre 1998, l'ouragan Mitch a frappé l'Amérique centrale, causant des inondations et des coulées de boue qui ont affecté les communautés, les forêts et les infrastructures locales. Durant les années qui ont suivi, une infestation de toute la région d'une ampleur sans précédent du dendroctone méridional du pin, principalement *D. frontalis* en association avec d'autres *Dendroctonus* et espèces d'*Ips* ont détruit plus de 100 000 ha de pins (Billings *et al.*,

2004). Comme presque tous les arbres morts sont restés sur place, les charges en combustible ont terriblement augmenté, entraînant d'énormes feux. Le changement climatique va accroître la fréquence et la sévérité des catastrophes naturelles comme les ouragans. Le potentiel d'impacts dévastateurs futurs sur les forêts, des perturbations initiales aux effets successifs en cascade (c'est-à-dire d'autres perturbations comme les infestations de ravageurs et le feu) est assez élevé.

Les températures plus fortes attribuées au changement climatique ont aussi influencé le dendroctone méridional du pin permettant son expansion aux États-Unis. Les mesures en laboratoire et les données publiées sur la mortalité dans les populations dans la nature indiquent qu'une température de -16 °C ou moins, provoque dans presque 100 pour cent des cas la mortalité des ravageurs, limitant donc sa distribution aux latitudes nord actuelles (Ungerer, Ayres et Lombardero, 1999; Ayres et Lombardero, 2000). On pense qu'une hausse de température de 3 °C devrait permettre aux infestations d'avoir lieu approximativement 178 km plus au nord que par le passé (Ungerer, Ayres et Lombardero, 1999). Les infestations récentes du dendroctone méridional du pin dans les écosystèmes du nord et de haute altitude où il était auparavant rare ou absent, ont été attribuées à la tendance de réchauffement de 3,3 °C des températures hivernales minimales de l'air dans le sud-est des États-Unis de 1960 à 2004 (Tran *et al.*, 2007). Cette expansion vers le nord a eu lieu comme cela avait été prévu par Ungerer, Ayres et Lombardero (1999).

Le dendroctone méridional du pin s'est aussi sans doute adapté de manière à augmenter ses chances de survie dans des climats plus froids. Tran *et al.* (2007) ont montré à travers leur études sur le terrain et en laboratoire d'une population du nord, qu'au stade pré-pupal, le dendroctone tolérait davantage le froid (de plus de 3 °C) qu'aux stades larve, pupes et adulte, et que son mode de développement durant l'hiver l'a fortement fait évoluer vers cette plus grande tolérance au froid. Cette tendance pourrait être une coïncidence plutôt qu'une véritable adaptation (Tran *et al.*, 2007).

***Dendroctonus ponderosae* (Hopkins) (Curculionidae) – Dendroctone du pin des montagnes**

Le dendroctone du pin des montagnes (*Dendroctonus ponderosae*) est le ravageur le plus destructeur des pins matures de l'Amérique du Nord, en particulier du pin de lodgepole (*Pinus contorta*). Dans l'ouest des États-Unis, les attaques de dendroctone ont augmenté à la suite de plusieurs années de sécheresse (Tkacz, Moody et Villa Castillo, 2007). Une pullulation majeure de ces ravageurs s'est aussi développée dans l'ouest du Canada (Colombie britannique, et plus récemment en Alberta) durant plusieurs années et même si de nombreux efforts ont été réalisés pour réduire son impact, des millions d'arbres ont été tués. Les reconnaissances aériennes réalisées en Colombie britannique en 2007, ont montré que plus de 10 millions d'hectares de pins étaient infectés, dont 860 973 ha dans les parcs et aires protégées de la province (Westfall et Ebata, 2008). On prévoit que si les dendroctones continuent à se développer à ce taux actuel, la majorité des 80 pour cent des pins matures de la Colombie britannique seront morts en 2013 (CFS, 2007). Le grand nombre d'arbres morts et mourants a aussi accru le risque de feux de forêt. Les infestations du dendroctone du pin des montagnes ont transformé les forêts de l'ouest du Canada, d'un puits de carbone peu important, en une source considérable de carbone pour l'atmosphère (Kurz *et al.*, 2008).

Le problème a été exacerbé par plusieurs années successives d'hiver doux, réduisant la mortalité du dendroctone au stade d'hibernation. Leur cycle de vie est généralement effectué en une année; mais des températures plus élevées peuvent permettre deux générations par an alors que de plus froides limitent ce cycle à une génération tous les deux ans (Amman,

McGregor et Dolph, 1990). Les conditions de sécheresse associées à des températures plus chaudes ont aussi affaibli les arbres et accru leur susceptibilité aux dendroctones. Des températures plus élevées ont donc rendu accessibles aux ravageurs les peuplements de pins matures inaccessibles sous le climat existant auparavant (Carroll *et al.*, 2004). Une analyse récente a conclu que les hivers au centre du Canada resteront suffisamment froids dans le futur prévisible pour fortement réduire le risque d'invasion des dendroctones du pin des montagnes dans les forêts boréales de l'est de l'Amérique du Nord (Nealis et Peter, 2008).

***Dendroctonus rufipennis* (Kirby) (Curculionidae) – Dendroctone rouge du pin**

Dendroctonus rufipennis est un ravageur des épicéas d'Amérique du Nord, en particulier de l'épicéa canadien ou sapinette blanche (*Picea glauca*), de l'épicéa noir d'Amérique (*P. mariana*) dans le nord, de l'épicéa d'Engelmann (*P. engelmannii*), de l'épicéa de Sitka (*P. sitchensis*) à l'ouest et de l'épicéa rouge du Canada (*P. rubens*) à l'est (EPPO/CABI, 1997). Il tend à attaquer les arbres affaiblis ou arrachés par le vent et les infestations sont pour la plupart liées à des facteurs prédisposant leur développement. Par conséquent, on peut s'attendre à ce que les impacts du changement climatique sur les arbres et les forêts augmentent les infestations de dendroctone rouge du pin.

En fait, Hebertson et Jenkins (2008) ont étudié l'impact du climat sur les infestations de dendroctone rouge du pin dans l'Utah et le Colorado (Etats-Unis), entre 1905 et 1996 et ils ont trouvé que les années historiques d'infestation dans les vallées étaient liées à des automnes et hivers chauds et à des épisodes de sécheresse. De même, les infestations du Canada (Territoire du Yukon) et des Etats-Unis (Alaska) semblent être liées à des températures estivales extrêmement élevées qui ont influencé les tailles de population de dendroctone rouge du pin causées par une combinaison de facteurs allant d'un plus fort taux de survie lors de l'hibernation à une réduction de moitié du temps pour arriver à maturité qui est passé de deux ans à un an, et du stress des arbres hôtes matures produit au niveau régional par la sécheresse (Berg *et al.*, 2006).

Hémiptères

Aphides (Aphididae)

Avec des cycles de vie courts et des seuils bas de température de développement, on peut s'attendre à ce que les aphides soient fortement influencés par les changements environnementaux et climatiques. Globalement, on prévoit que les aphides apparaîtront au printemps au moins huit jours plus tôt dans les 50 prochaines années, même si le taux d'anticipation pourra varier selon les sites et les espèces (Harrington *et al.*, 2007). Cela pourrait avoir pour conséquence d'accroître les dommages potentiels aux plantes hôtes en fonction de la phénologie de ces plantes hôtes et des ennemis naturels.

Zhou *et al.* (1995), par exemple, ont étudié les durées de migration de cinq espèces d'aphide (*Brachycaudus helichrysi*, *Elatobium abietinum*, *Metopolophium dirhodum*, *Myzus persicae*, *Sitobion avenae*) de Grande Bretagne sur une période de presque 30 ans et ils ont conclu que les températures, hivernales en particulier, constituent le principal facteur qui affecte la phénologie de toutes les espèces d'aphide. Ils ont trouvé qu'une hausse d'1°C de la moyenne des températures hivernales avançait la phénologie de la migration de 4 à 19 jours selon les espèces.

***Elatobium abietinum* (Walker) (Aphididae) – Aphide de l'épicéa**

On pense aussi probablement que l'aphide de l'épicéa (*Elatobium abietinum*) a bénéficié de sa croissance durant sa survie hivernale, ce qui a entraîné une défoliation plus forte et plus fréquente des arbres hôtes (*Picea* spp.). Cet aphide est originaire d'Europe mais sa présence a aussi été rapportée en Amérique du Nord et du Sud.

Au Royaume-Uni, les attaques de ravageurs ont provoqué de grandes pertes en feuillage et dans les cimes durant les infestations actives mais aussi durant les années qui ont suivi. Westgarth-Smith *et al.* (2007) ont montré qu'un temps clément associé à un indice de l'Oscillation nord-Atlantique (ONA) positif a retardé la migration de printemps d'*E. abietinum*, l'a fait durer plus longtemps et a augmenté le nombre d'aphides. Des valeurs ONA positives correspondent à des conditions atmosphériques plus chaudes pour le Royaume-Uni. Le réchauffement global a sûrement accru la variabilité de l'ONA, déplaçant le système vers des valeurs en hausse ce qui pourrait probablement accroître l'activité aphidienne et les dégâts aux épicéas et aux forêts de cette zone.

Hyménoptères

***Cephalcia arvensis* Panzer, 1805 (Pamphiliidae) – Tenthrede de l'épicéa**

La tenthrede de l'épicéa (*Picea*) est monophage et endémique de l'aire de répartition de l'épicéa en Eurasie, où des infestations ont rarement été enregistrées. De 1985 à 1992 toutefois, il y a eu une infestation soudaine de la tenthrede au sud des Alpes durant laquelle ces populations ont développé un cycle de vie annuel et se sont développées exponentiellement provoquant des défoliations répétitives et la mort de nombreux arbres (Marchisio, Cescatti et Battisti, 1994; Battisti, 2004). Les espèces de *Cephalcia* montrent généralement une faible fécondité et ont une longue diapause de plusieurs années qui est stimulée par les faibles températures durant la phase de pupation (Battisti, 2004).

L'infestation correspond à une période de températures élevées et de faibles précipitations, et de stress hydrique sévère pour les arbres hôtes. Cela permet à l'insecte de s'adapter au nouveau climat, entraînant une plus faible mortalité, un développement plus rapide et des taux de reproduction supérieurs. De plus, l'augmentation soudaine de la densité de population n'est pas suivie rapidement par celle de ses ennemis naturels, ce qui facilite une croissance illimitée de la population (Battisti, 2004).

***Neodiprion sertifer* (Geoffroy) (Diprionidae) – Diprion ou Tenthrede du pin sylvestre**

Le tenthrede du pin sylvestre *Neodiprion sertifer* fait partie des espèces de ravageurs importantes sur les pins en Europe, au nord de l'Asie, au Japon et en Amérique du Nord où il a été introduit. C'est un des plus sérieux défoliateurs des forêts de pins (*Pinus sylvestris*) du nord de l'Europe. Virtanen *et al.* (1996) laissent entendre que les infestations de tenthrede sur les pins sylvestre dans l'est et au nord de la Finlande peuvent être prévenues par des températures hivernales basses qui tuent les œufs et ils prévoient que les attaques seront plus fréquentes avec le réchauffement hivernal. Une grande variation de la stratégie de ponte d'évitement du gel des œufs a aussi été observée et pourrait permettre à *N. sertifer* de s'adapter au changement climatique prévu et de progresser vers le nord (Veteli *et al.*, 2005).

Lépidoptères

Des températures plus élevées ont entraîné des augmentations de populations de lépidoptères dans les forêts. Un facteur limitant, en particulier pour les défoliateurs, est la synchronie avec le bourgeonnement des arbres au printemps alors que les éléments déterminants pour l'apparition des insectes et le bourgeonnement sont les températures à la fin de l'hiver.

Papillons

Si peu d'espèces de papillons sont considérées comme des ravageurs forestiers sérieux, certains des plus beaux et des plus recherchés, illustrent les impacts du changement climatique sur les distributions et la phénologie des insectes. Les aires de répartition géographique de nombreuses espèces ont progressé vers le nord et en altitude suite au réchauffement climatique, conduisant à un accroissement de la richesse des espèces à des latitudes plus grandes et en altitude et dans certains cas, à une extinction locale potentielle à des altitudes plus basses.

L'expansion des aires de répartition des papillons a été bien documentée (voir la section 4.1) et des changements dans la phénologie des papillons ont aussi été observés. Au Royaume-Uni, les espèces ont avancé leur période de vol d'environ 2 à 10 jours pour chaque degré de hausse des températures (Roy et Sparks, 2000; Menéndez, 2007). Des changements phénologiques similaires en réponse au réchauffement ont été notés en Espagne où l'éclosion des papillons a été anticipée d'1 à 7 semaines en 15 ans (Stefanescu *et al.*, 2003) et en Californie (Etats-Unis) où l'on a vu une anticipation d'environ 8 jours par décennie (Forister et Shapiro 2003).

Voici plusieurs exemples d'espèces influencées par le changement climatique.

- Le monarque africain (*Danaus chrysippus*) a progressé vers le nord, établissant une première population dans le sud de l'Espagne en 1980, suite à l'établissement de multiples populations le long de la côte est espagnole (Menéndez, 2007).
- Les hausses de température ont augmenté les chances de survie et facilité l'expansion des aires de répartition en latitude et altitude du papillon (*Atalopedes campestris*) dans l'ouest des Etats-Unis (Crozier, 2003, 2004).
- Le papillon à damiers (*Euphydryas editha*) a progressé vers le nord et aussi en altitude en Amérique du Nord (Parmesan, 1996). Les populations de la limite nord de l'aire de répartition de l'espèce au Canada et des altitudes plus élevées de la même aire de répartition ont vu leurs chances de survie augmenter alors que les populations de la limite sud, au Mexique, ont décliné.
- En Europe, le Tircis (*Parage aegeriae*) a élargi son aire de répartition vers le nord au-delà de sa plante hôte d'origine sur laquelle il se nourrissait de manière prédominante (Logan, Régnière et Powell, 2003).
- La piéride de l'aubépine (*Aporia crataegi*) a étendu son aire de répartition en altitude dans les montagnes de la Sierra de Guadarrama, au centre de l'Espagne, alors que les populations des altitudes moins élevées et plus chaudes ont disparu (Merrill *et al.*, 2008). Si le climat est devenu un facteur moins limitant dans sa distribution à des altitudes plus élevées, le ravageur est toutefois limité par l'absence de plantes hôtes.

***Choristoneura fumiferana* (Clem.) (Tortricidae) – Tordeuse des bourgeons de l'épinette**

La tordeuse des bourgeons de l'épinette, *Choristoneura fumiferana*, constitue le principal défoliateur des forêts de conifères d'Amérique du Nord. Le sapin baumier (*Abies balsamea*)

est son hôte préféré mais elle peut volontier attaquer l'épicéa canadien *Picea glauca*, l'épicéa rouge du Canada *P. rubens* et l'épicéa noir d'Amérique *P. mariana* et peut même se nourrir sur les mélèzes d'Amérique (*Larix* spp.) et les tsugas (*Tsuga* spp.). L'attaque de cette tordeuse des bourgeons peut persister de 5 à 15 ans, entrecoupée par des périodes de 20 à 60 ans (Fleming et Volney, 1995). A l'est du Canada, la période des cycles de population a été en moyenne de 35 ans, ces derniers 270 ans (Volney et Fleming, 2007). Les tordeuses, lors d'attaques incontrôlées, peuvent tuer presque tous les peuplements denses et matures de sapins (Fleming et Volney, 1995).

Les influences climatiques sur les caractéristiques de développement sont considérées comme un facteur majeur de restriction des attaques, les changements du climat devraient donc avoir un impact sur la sévérité, la fréquence et la distribution spatiale des attaques de tordeuse des bourgeons de l'épinette (Logan, Régnière et Powell, 2003). Le succès des insectes à établir des sites de nourrissage durant le printemps dépend du poids initial des œufs et de la synchronie de leur développement avec le bourgeonnement de leur hôte, fortement influencé par les facteurs climatiques (Volney et Fleming, 2000, 2007). Cette synchronisation est difficile au début de l'attaque et détermine donc l'intensité des dommages. Toutefois, la tordeuse est capable de tolérer une certaine asynchronie entre l'apparition du printemps et le développement rapide des bourgeons étant donné que le second stade larvaire s'est adapté au niveau morphologique et comportemental, permettant à la tordeuse de se nourrir des aiguilles (Volney et Fleming, 2007).

Dans certaines parties de son aire de répartition, en particulier aux limites nord, la température peut aussi influencer la durée des attaques du même que leurs interruptions sont souvent associées aux chutes du feuillage souvent provoquées par les gelées tardives de printemps (Volney et Fleming, 2007). La fin normale des attaques au centre même de l'aire de répartition des arbres hôtes est associée à la mortalité causée par les ennemis naturels de la tordeuse à ses derniers stades larvaires (Volney et Fleming, 2000). Les ennemis naturels de la tordeuse, *C. fumiferana*, étant moins efficaces en cas de températures élevées (Hance *et al.*, 2007), les facteurs climatiques peuvent donc permettre des attaques massives de ce ravageur s'il dispose d'arbres hôtes. Le changement climatique devrait accroître l'étendue, la sévérité et la durée des attaques de la tordeuse dans l'est du Canada (Gray, 2008).

***Epirrita autumnata* (Borkhausen, 1794) (Geometridae) – Arpenteuse verte veloutée**

Epirrita autumnata est une espèce holarctique qui a étendu son aire de répartition dans certaines régions. Dans les pays du nord de l'Europe, les cycles d'infestation d'*Epirrita autumnata* sont typiquement plus fréquents dans les forêts les plus au nord et les forêts de bouleau continentales mais durant les 15 à 20 dernières années, ils se sont étendus aux régions plus continentales et plus froides, auparavant protégées par des températures hivernales extrêmes (Jepsen *et al.*, 2008). Ces ravageurs passant l'hiver au stade œuf, le taux de survie des œufs est donc conditionné par les températures hivernales minimales. Virtanen, Neuvonen et Nikula (1998) ont étudié les relations entre la survie des œufs d'*E. autumnata* et les températures hivernales minimales de l'extrême nord de la Finlande. Le réchauffement climatique devrait entraîner une réduction des deux tiers la zone forestière ayant des températures hivernales assez froides pour contenir les populations d'*E. autumnata* à un faible niveau jusqu'au milieu du XXI^{ème} siècle. Une hausse des températures hivernales augmenterait donc la superficie de forêt susceptible d'être attaquée par l'arpenteuse verte veloutée.

***Lymantria dispar* Linnaeus, 1758 (Lymantriidae) – Bombyx disparate ou spongieuse**

Le bombyx disparate ou spongieuse, *Lymantria dispar*, est un défoliateur important qui s'étend sur une large aire de répartition de feuillus mais aussi de conifères. Alors que durant de nombreuses années, les populations sont restées peu nombreuses et n'ont pas causé de dégâts significatifs, de sévères attaques ont eu lieu entraînant de fortes défoliations, des retards de croissance, des dépérissements et parfois la mort de l'arbre. Deux lignées de spongieuse existent – la souche asiatique, dont la femelle est capable de voler; et la souche européenne, dont la femelle est aptère. La souche asiatique est originaire du sud de l'Europe, du nord de l'Afrique et du centre et sud de l'Asie et du Japon et a été introduite en Allemagne et les autres pays européens où elle s'est facilement hybridée avec la souche européenne. La souche asiatique de la spongieuse a aussi été introduite mais ne s'est pas établie au Canada, aux Etats-Unis et au Royaume-Uni (Londres). On trouve la souche européenne dans les forêts tempérées de l'ouest de l'Europe mais elle a aussi été introduite au Canada et aux Etats-Unis. La spongieuse est considérée comme un ravageur important dans son aire de répartition naturelle et dans les zones d'introduction.

On note aussi une augmentation notable des attaques dans des régions auparavant non affectées par ce ravageur comme les Iles de La Manche (Jersey) et de nouvelles zones au Royaume-Uni (Aylesbury, Buckinghamshire). Au Canada, l'expansion de la spongieuse a pour l'instant été prévenue par les barrières climatiques et la disponibilité des plantes hôtes de même que par une éradication agressive des populations naissantes (Logan *et al.*, 2007; Régnière, Nealis et Porter, 2008). Toutefois, il est probable que la spongieuse soit capable d'étendre son aire de répartition en Amérique du Nord suite à un taux de survie plus élevé durant l'hibernation du stade larvaire, du fait des hivers doux et d'une plus forte accumulation des degrés-jours pour le développement larvaire (Evans, 2008; Régnière, Nealis et Porter, 2008). Des prévisions similaires ont été faites pour l'Europe (Vanhanen *et al.*, 2007). Pitt, Régnière et Worner (2007) ont noté une hausse de la probabilité d'établissement de la spongieuse en Nouvelle-Zélande, en particulier dans l'île du Sud.

Les hausses de concentrations de CO₂ dans l'atmosphère peuvent aussi influencer la sévérité des attaques de spongieuse. Les performances larvaires sur les plantes hôtes cultivées sous concentrations élevées de CO₂ varient selon les espèces hôtes, pouvant être réduites sur certains hôtes tels que les peupliers et s'accroître sur d'autres, comme les chênes (Cannon, 1998).

***Lymantria monacha* (Linnaeus, 1758) (Lymantriidae) – Nonne**

Lymantria monacha constitue un des ravageurs majeurs des feuillus et des conifères en Europe et en Asie. La défoliation par la larve de la nonne peut tuer les arbres hôtes, en particulier les conifères et a causé des pertes immenses malgré l'intervention et l'utilisation d'insecticides biologiques et chimiques. Les attaques dans une partie de l'Europe ont sans doute augmenté suite à l'établissement de plantations de pin extensives dans des zones peu fertiles ou suite au changement du climat. On pense que la nonne s'étendra vers le nord de l'Europe en raison du fort degré d'accumulation degrés-jours et d'une plus forte survie à l'hibernation (Evans, 2008). Grâce à des logiciels de modélisation, Vanhanen *et al.* (2007) ont prévu que le réchauffement climatique causerait un déplacement de la frontière nord de l'aire de distribution d'approximativement 500 à 700 km vers le nord et que la limite sud de leur aire de répartition se rétracterait vers le nord de 100 à 900 km.

***Operophtera brumata* Linnaeus, 1758 (Geometridae) – Phalène brumeuse**

Operophtera brumata est distribuée à travers toute l'Europe, l'Afrique du Nord, le Japon et la Sibérie et a aussi été introduite au Canada et aux Etats-Unis. Elle se nourrit d'une large variété d'arbres décidus et d'arbustes comprenant l'abricotier, le cerisier, le pommier, le prunier et l'airelle, le pommier sauvage, le châtaignier d'Amérique, le groseillier rouge et le groseillier noir, les chênes, les érables, le tilleul et l'orme d'Amérique.

Le changement climatique a eu un impact sur l'extension des phalènes. Dans les pays nordiques d'Europe, Jepsen *et al.* (2008) ont noté qu'*O. brumata* a été jusqu'à présent confinée par les conditions climatiques aux régions sud et proches des côtes mais les températures plus chaudes ont accru l'expansion des zones touchées vers le nord. Alors que la hausse des températures semble aider les phalènes à étendre leur distribution, il semble qu'elle n'a pas le même impact sur ses ennemis naturels ce qui permet aux populations de ces ravageurs de croître sans contrôle (Battisti, 2004).

Le changement climatique a affecté la phénologie de nombreuses espèces de différente manière. Aux Pays-Bas, ces 25 dernières années, les températures printanières précoces ont augmenté alors que ce n'est pas le cas pour les températures hivernales. Le changement climatique a eu pour résultat d'induire une asynchronie entre les phalènes et son hôte, le chêne pédonculé, *Quercus robur*, avec une éclosion des œufs précédant le bourgeonnement (van Asch et Visser, 2007). Une telle situation provoque l'absence de nourriture au moment où les larves en ont besoin et induit leur famine et leur mort. Ceci a aussi des implications pour les autres espèces qui dépendent des larves pour se nourrir comme la mésange charbonnière (*Parus major*) qui nourrit ses petits avec les chenilles d'*O. brumata* (Walther *et al.*, 2002; van Asch *et al.*, 2007). Si l'éclosion des œufs et le bourgeonnement se sont faits plus tôt ces 25 dernières années, l'éclosion des œufs a été davantage anticipée conduisant à une réduction de la synchronie d'une période de quelques jours à presque deux semaines (van Asch et Visser, 2007; van Asch *et al.*, 2007). Toutefois, d'autres ont noté qu'alors que des températures supérieures avaient anticipé l'éclosion des œufs, la diapause de la puppe de la phalène brumeuse durant l'automne a été prolongée par des températures plus fortes, contrebalançant donc l'impact et réduisant le cycle de vie global (Buse et Good, 1996; Bale *et al.*, 2002; Battisti, 2004). Les différences entre les observations de synchronicité entre l'éclosion des œufs de la phalène et du bourgeonnement de l'hôte peuvent provenir des différences entre régions et entre les espèces.

***Thaumetopoea pityocampa* (Denis et Schiffermüller, 1775) (Thaumetopoeidae) – Processionnaire du pin**

La chenille processionnaire du pin, *Thaumetopoea pityocampa*, est considérée comme un des ravageurs les plus importants des forêts de pin de la région méditerranéenne (EPPO/CABI, 1997). C'est une chenille oligophage qui construit un nid et se nourrit selon un mode grégaire à partir de diverses espèces de pins et de cèdres. Le cycle de vie de la processionnaire du pin est typiquement annuel mais peut être de deux ans à des altitudes plus élevées ou des latitudes plus au nord (EPPO/CABI, 1997). A ces latitudes et altitudes plus élevées, les adultes apparaissent plus tôt.

Le changement climatique a des impacts évidents sur la distribution de cet important ravageur des forêts. Battisti *et al.* (2005) ont noté une expansion en latitude dans la partie nord-centre de la France de 87 km en direction du nord de 1972 à 2004 et une progression en altitude de 110 à 230 m dans les Alpes du nord de l'Italie de 1975 à 2004 et ont attribué les expansions à une moindre fréquence des gelées tardives ce qui a augmenté la survie des

larves lors de l'hibernation, influencées par la tendance au réchauffement de ces trois dernières décennies. Durant ces 10 dernières années, la processionnaire du pin s'est étendue de presque 56 km vers le nord en France (Battisti *et al.*, 2005).

Durant l'été 2003, l'été le plus chaud de ces dernières 500 années en Europe, *T. pityocampa* a montré une expansion en altitude sans précédent sur les peuplements de pin des Alpes italiennes, augmentant la limite de son aire de répartition en altitude d'un tiers de l'expansion en altitude réalisée sur les trois décennies passées (Battisti *et al.*, 2006). Cette extension inhabituelle et rapide a été attribuée à une dispersion nocturne accrue des femelles lors de températures nocturnes exceptionnellement élevées. Ce réchauffement graduel de la région a permis au ravageur de maintenir sa présence à cette altitude en raison d'une meilleure survie de la larve.

Dans les montagnes de la Sierra Nevada au sud-est de l'Espagne, l'aire de répartition de *T. pityocampa* s'est étendue en altitude ces 20 dernières années suite aux hausses de température (Menéndez, 2007). Les populations relictuelles de pins sylvestre (*Pinus sylvestris* var. *nevadensis*) se développant dans cette nouvelle aire de répartition plus étendue des chenilles, sont de plus en plus touchées, en particulier durant les années les plus chaudes (Hódar et Zamora, 2004). Cette expansion de l'aire de répartition de la processionnaire causée par le changement climatique a des conséquences potentiellement dévastatrices sur cette espèce endémique des montagnes qui peut aussi souffrir des effets directs du changement climatique.

Il faut s'attendre à ce que les chances de survie et d'expansion de *T. pityocampa* dans des environnements auparavant hostiles à ce ravageur continueront à s'améliorer vu que sa distribution actuelle n'est pas limitée par la distribution de ses hôtes, que les hivers plus chauds augmenteront l'activité reproductrice des larves et que la probabilité de basses températures léthales ira diminuant (Battisti, 2004; Battisti *et al.*, 2005).

***Thaumetopoea processionea* (Linnaeus, 1758) (Thaumetopoeidae) – Processionnaire du chêne**

Originaire de l'Europe centrale et du sud de l'Europe, *Thaumetopoea processionea* fait partie des principaux ravageurs défoliateurs du chêne. Depuis la fin du 20^{ème} siècle, la processionnaire du chêne a connu une expansion vers le nord et s'est maintenant résolument établie en Belgique, au Danemark, dans le nord de la France et aux Pays-Bas et a été notée dans le sud de la Suède et du Royaume-Uni. Nous pensons que la progression de la processionnaire du chêne vers le nord est due à une meilleure synchronie de la ponte des œufs et à la réduction des gelées tardives suite au réchauffement des températures (Evans, 2008).

***Zeiraphera diniana* Guenée (Tortricidae) – Tenthrède du mélèze**

La tenthrède du mélèze, *Zeiraphera diniana*, est un ravageur européen qui s'attaque à de larges superficies de forêts de mélèzes dans les Alpes, environ tous les 8 à 10 ans par siècle (Battisti, 2004). Elle a un cycle de vie annuel, hiverne, et dépose ses œufs sur les branches de mélèzes où elle se nourrit des aiguilles dès que les bourgeons éclosent. Cette synchronie entre l'éclosion des œufs et le bourgeonnement est critique. Des températures en hausse associées au changement climatique ont affecté cette relation conduisant à une asynchronie et ont réduit les incidences des tenthrèdes en Suisse (Evans, 2008). Il a été noté que des températures anormalement élevées ont provoqué une forte mortalité inhabituelle des œufs (Battisti, 2004).

5.2. Agents pathogènes

Ascomycètes

***Mycosphaerella pini* Rostrup (1957) (Capnodiales: Mycosphaerellaceae) – Brûlures en bandes rouges/Flétrissement des aiguilles**

Mycosphaerella pini est un champignon qui infecte et tue les aiguilles de *Pinus* spp. provoquant une défoliation significative, une croissance chétive et éventuellement la mort des arbres hôtes même si la susceptibilité des espèces de pin peuvent varier. Originaire des forêts tempérées de l'hémisphère Nord, c'est le principal ravageur des plantations de pin de l'hémisphère Sud, où à la fois la plante hôte et l'agent pathogène ont été introduits. Largement planté, le pin, *P. radiata*, est particulièrement sensible et de nombreuses plantations de l'hémisphère Sud, en particulier en Afrique de l'Est, Nouvelle Zélande et Chili, ont été dévastées par ce flétrissement des aiguilles. Cet agent pathogène a forcé les gestionnaires de certaines régions à abandonner les plantations de *P. radiata* et à se reporter vers d'autres espèces d'arbres.

Dans son aire de répartition naturelle, *M. Pini* cause normalement peu de dégâts, cependant, depuis la fin des années 90, il a causé d'importantes défoliations et des mortalités dans les jeunes plantations de pin lodgepole (*Pinus contorta* var. *latifolia*) dans le nord-ouest de la Colombie britannique et du Canada (Woods, Coates et Hamann, 2005). La mortalité des pins matures de lodgepole a été observée dans les peuplements mélangés où figurent quelques pins qui représentent seulement une petite proportion de la composition de ces peuplements; ce développement de *M. Pini* n'avait jamais été vu auparavant au niveau mondial (Woods, Coates et Hamann, 2005). La pullulation actuelle coïncide avec une période prolongée de pluies plus fréquentes et plus fortes depuis la fin des années 90 qui permet l'expansion rapide et des taux d'infection accrus. A la différence de nombreux autres ravageurs, les changements des régimes de pluie peuvent être plus importants que les changements de température dans la prédiction de l'expansion et des impacts de *M. pini*.

Basidiomycètes

Les armillaires : *Armillaria* (Agaricales: Marasmiaceae)

Les espèces d'*Armillaria* sont des agents pathogènes communs des arbres, des formations arbustives et des plantes herbacées répandus dans le monde entier qui peuvent causer la pourriture de l'arbre, réduire sa croissance et même provoquer sa mort, en particulier chez les arbres stressés par d'autres facteurs ou chez les jeunes arbres ou arbres plantés sur des sites où des hôtes infestés ont été retirés. Les espèces d'*Armillaria* peuvent devenir plus agressives et destructrices lorsque des températures élevées causent un stress hydrique dû à la sécheresse et réduisent les défenses des arbres (Evans, 2008). La condition physiologique de l'arbre en général peut constituer un facteur important pour le contrôle des impacts des espèces d'*Armillaria*, de même que le changement climatique peut affecter leur épidémiologie (Menéndez, 2007).

Oomycètes

***Phytophthora cinnamomi* (Rands 1922) (Pythiales: Pythiaceae)**

Phytophthora cinnamomi est considéré comme un des agents pathogènes les plus largement répandus et destructeurs. Il possède tout un éventail de plantes hôtes infestant plus de 1 000 espèces et provoquant pourridiés et chancre. Son aire de répartition originelle n'est pas

connue mais l'on pense qu'il provient du sud-est asiatique et du sud de l'Afrique (EPPO/CABI, 1997). Actuellement, l'agent pathogène se trouve dans la majorité des zones tempérées et subtropicales du monde: Afrique, Asie et Pacifique, Europe, Amérique latine et Caraïbes, Proche-Orient et Amérique du Nord. Dans la majorité des pays, il est seulement connu dans les pépinières alors qu'en Europe (France, Italie, Espagne, Portugal) il a été observé dans des environnements naturels (EPPO/CABI, 1997).

La température, l'humidité et le pH influencent la croissance et la reproduction des champignons. Dans une étude sur les impacts du réchauffement climatique sur *P. cinnamomi*, Bergot *et al.* (2004) ont prédit une expansion potentielle de son aire de répartition en Europe vers l'est à partir des côtes atlantiques, d'une à plusieurs centaines de kilomètres en un siècle.

***Phytophthora ramorum* Werres, de Cock and Man in't Veld (Pythiales: Pythiaceae) – Mort soudaine du chêne**

Phytophthora ramorum cause une maladie très grave appelée mort soudaine des chênes qui entraîne une forte mortalité des « chênes à tanin américains » et des chênes. Il est aussi associé aux maladies des plantes ornementales d'autres feuillus et de conifères. Cet agent pathogène constitue un sérieux problème pour l'Amérique du Nord comme pour les forêts européennes et les pépinières. L'origine géographique de *P. ramorum* n'est pas connue; On pense qu'il a été introduit indépendamment en Europe et en Amérique du Nord à partir d'un pays tiers non identifié.

L'agent pathogène se disperse de façons variées. Les sporanges peuvent se disperser localement par les éclaboussures de pluie ou les pluies horizontales liées au vent, l'irrigation ou les eaux du sol, le sol et la litière (Kliejunas, 2005; DEFRA, 2005). Les dendroctones des écorces et les scolythes du bois sont communément trouvés sur les arbres infectés mais leur rôle potentiel comme vecteur n'a pas encore été étudié (EPPO, 2008). Les changements de climat, de précipitation et de température en particulier, peuvent donc encore plus favoriser les conditions optimales de développement des agents pathogènes augmentant ainsi la présence de cette maladie.

5.3. Autres ravageurs

Nématodes

Il existe en général une étroite corrélation entre les températures du sol et les distributions de certaines espèces de nématodes parasites des plantes. Par exemple, *Meloidogyne incognita*, auparavant confiné à la zone méditerranéenne, a récemment été trouvé aux Pays-Bas (Cannon, 2008). On pense aussi qu'une hausse des températures de 1 °C permettrait à *Longidorus caespiticola* de s'établir plus au nord en Grande Bretagne (Cannon, 2008). On considère que l'établissement du nématode du pin (*Bursaphelenchus xylophilus*) et son vecteur, un hôte complexe qui pose des problèmes sérieux au niveau international, mentionné plus en détail ci-dessous, peut aussi être influencé par le climat.

***Bursaphelenchus xylophilus* (Steiner et Buhner) Nickle (Tylenchida: Aphelenchoididae) – Nématode du pin**

Le nématode du pin, *Bursaphelenchus xylophilus*, est l'agent qui cause la maladie du flétrissement du pin et son vecteur est le capricorne *Monochamus*. Originnaire de l'Amérique du Nord où il n'est pas considéré comme un ravageur grave, le nématode constitue une

menace majeure dans les forêts d'Asie et de l'Europe et a entraîné une forte mortalité des arbres dans les pays où il a été introduit.

Les changements de température et de précipitation auront un impact sur l'extension du nématode et la sévérité des dommages causés par la maladie. Les dégâts dus au nématode du pin sont davantage répandus dans les climats chauds étant donné que le nématode réalise son cycle complet de vie en 12, 6 et 3 jours à 15, 20 et 30 °C, respectivement (Diekmann *et al.*, 2002). Des températures élevées et de faibles précipitations estivales causent des dommages accélérés du fait de leurs impacts sur l'activité du vecteur, la propagation du nématode et le stress hydrique pour les arbres (Kiritani et Moromoto, 2004). Au Japon, alors que les pertes annuelles en arbres par les maladies ont progressivement diminué, les infestations se sont répandues dans les zones du nord et dans les forêts de plus forte altitude suite aux hausses de température (Kiritani et Moromoto, 2004). Les introductions récentes au Portugal, où le nématode et son vecteur *M. galloprovincialis* co-existent maintenant, ont entraîné des pertes sévères de *Pinus pinaster* et d'autres pins pourraient être maintenant touchés dans les zones où la température dépasse 20 °C. Le secteur forestier et le commerce du bois sont menacés en Europe si ce nématode s'étend au reste du continent.

6. RESUME ET CONCLUSION

Les chiffres et conclusions de cette étude montrent que le changement climatique a des impacts considérables et étendus sur la santé des forêts au niveau mondial et par conséquent, sur le secteur forestier. Manifestement, si ces changements climatiques et écologiques ont été détectés maintenant, lorsque la planète s'est réchauffée en moyenne de seulement 0,74 °C, on peut s'attendre à ce que les changements de température aux niveaux prédits par le GIEC, aient beaucoup plus d'impacts sur les espèces et les écosystèmes. Inversement, certaines informations laissent entendre que les effets, liés entre eux, du climat sur les arbres hôtes et l'influence directe sur les ennemis naturels, peuvent rendre difficile de prévoir les effets globaux; certains considèrent aussi que tous les scénarios de changement climatique ne seront pas forcément néfastes.

Le défi qui se pose pour comprendre les impacts du changement climatique n'est pas juste d'obtenir des informations sur les impacts de la température, des précipitations et des autres facteurs climatiques sur les forêts et les ravageurs mais aussi d'acquérir des connaissances sur l'interaction entre les différents facteurs de changement climatique, et comment le changement climatique interfère sur ces perturbations et vice versa.

Alors que l'on dispose déjà d'un bon nombre d'informations sur les impacts du changement climatique sur les espèces et les écosystèmes mondiaux, concernant les forêts, les connaissances doivent être améliorées en matière d'impacts sur les forêts, de ravageurs forestiers et des relations complexes liées au changement climatique. La plupart de l'information existante provient de l'Europe et de l'Amérique du Nord aussi existe-t-il un fort besoin d'accroître la recherche dans les autres régions. Les insectes les plus étudiés appartiennent à l'ordre des lépidoptères et des hémiptères alors que nous disposons de peu d'information sur les coléoptères. Il existe aussi peu d'information disponible sur les effets du changement climatique sur les symbiontes et les dynamiques des hôtes. D'autres études détaillées des ravageurs importants des forêts permettraient de développer des stratégies de gestion des ravageurs pour le futur et d'assister les gestionnaires des forêts et les décideurs politiques à mieux préparer les actions pour faire face au changement climatique et à fournir des aperçus des adaptations futures des ravageurs au changement climatique.

Avec l'augmentation du commerce mondial, de nouveaux défis ont émergé dus aux risques accrus et à la fréquence des expansions des ravageurs liées au commerce international (Evans, 2008). Lorsque les ravageurs s'étendent sur de nouveaux territoires, sans le contrôle et l'équilibre garanti par les ennemis naturels, ou lorsqu'ils rencontrent de nouvelles espèces hôtes, de même que de fortes expansions de leurs espèces hôtes naturelles, cela peut provoquer de véritables opportunités pour eux dont le résultat est une réduction de la croissance des forêts et une mortalité des arbres. Des déplacements graduels dans des régions du monde au climat auparavant inadapté, devenu meilleur, fournissent de nouvelles opportunités aux ravageurs forestiers de s'établir sur de nouveaux sites. Le véritable défi est de prévoir et gérer ces nouvelles incursions, en particulier pour prédire quel ravageur a le potentiel d'endommager de nouveaux sites. Les connaissances en matière de capacité des ravageurs à s'adapter aux changements du climat sur leur site d'origine, peuvent constituer un outil de gestion utile. Mais on considère que la multiplication des opportunités pour les ravageurs de trouver de nouvelles zones adaptées au niveau éco-climatique où ils pourront se développer, entraînera de nombreuses et nouvelles infestations et posera de nombreux défis pour la gestion des ravageurs forestiers.

Le secteur forestier doit entreprendre des activités de suivi et de détection efficaces permettant de mettre en œuvre des actions rapides face aux changements ou à l'augmentation des ravageurs dont, entre autres, des évaluations continues des risques causés par les

ravageurs. Des pratiques alternatives sont aussi nécessaires pour réduire la vulnérabilité des forêts suite à ces attaques comme planter des arbres qui tolèrent ces ravageurs que l'on identifierait grâce à des programmes sur leur reproduction. Il faut cependant noter qu'il n'est pas certain que ces programmes puissent prévenir les nouveaux risques de ravageurs à temps, vu l'adaptation et la progression des espèces à de nouveaux environnements. Des évaluations globales des risques de même que des systèmes de gestion des connaissances utilisant tout un éventail de technologies de l'information comme les modèles de simulation, les systèmes d'information géographiques (SIG) et la télédétection, pourraient aussi jouer un rôle dans la protection de la santé des forêts face aux impacts du changement climatique et des ravageurs des forêts.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Amman, G.D., McGregor, M.D. et Dolph, Jr., R.E.** 1990. *Mountain pine beetle*. Forest Insect and Disease Leaflet 2, United States Department of Agriculture (USDA) Forest Service.
- Andrew, N.R. et Hughes, L.** 2005. Diversity and assemblage structure of phytophagous Hemiptera along a latitudinal gradient: predicting the potential impacts of climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14: 249–262.
- Ayres, M.P. et Lombardero, M.J.** 2000. Assessing the consequences of climate change for forest herbivores and pathogens. *Science of the Total Environment*, 262: 263–286.
- Bale, J.S.B., Masters, G.J., Hodkinson, I.D., Awmack, C., Bezemer, T.M., Brown, V.K., Butterfield, J., Buse, A., Coulson, J.C., Farrar, J., Good, J.E.G., Harrington, R., Hartley, S., Jones, T.H., Lindroth, R.L., Press, M.C., Symrnioudis, I., Watt, A.D. et Whittaker, J.B.** 2002. Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology*, 8: 1–16.
- Battisti, A.** 2004. Forests and climate change – lessons from insects. *Forest@*, 1(1): 17–24.
- Battisti, A., Stastny, M., Netherer, S., Robinet, C., Schopf, A., Roques, A. et Larsson, S.** 2005. Expansion of geographic range in the pine processionary moth caused by increased winter temperatures. *Ecological Applications*, 15(6): 2084–2096.
- Battisti, A., Stastny, M., Buffo, E. et Larsson, S.** 2006. A rapid altitudinal range expansion in the pine processionary moth produced by the 2003 climatic anomaly. *Global Change Biology*, 12: 662–671.
- Bauer, I.E., Apps, M.J., Bhatti, J.S. et Lal, R.** 2006. Climate change and terrestrial ecosystem management: knowledge gaps and research needs. In Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. et Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 411–426. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, EU.
- Berg, E.E., Henry, J.D., Fastie, C.L., De Volder, A.D. et Matsuoka, S.M.** 2006. Spruce beetle outbreaks on the Kenai Peninsula, Alaska, and Kluane National Park and Reserve, Yukon Territory: Relationship to summer temperatures and regional differences in disturbance regimes. *Forest Ecology and Management*, 227(3): 219–232.
- Bergot, M., Cloppet, E., Pérarnaud, V., Déqué, M., Marçais, B. et Desprez-Loustau, M.L.** 2004. Simulation of potential range expansion of oak disease caused by *Phytophthora cinnamomi* under climate change. *Global Change Biology*, 10: 1–14.
- Billings, R.F., Clarke, S.R., Espino Mendoza, V., Cordon Cabrera, P., Meléndez Figueroa, B., Ramón Campos, J. et Baeza, G.** 2004. Bark beetle outbreaks and fire: a devastating combination for Central America's pine forests. *Unasylva*, 217: 15–21.
- Braschler, B. et Hill, J.K.** 2007. Role of larval host plants in the climate-driven range expansion of the butterfly *Polugonia c-album*. *Journal of Animal Ecology*, 76: 415–423.
- Burdon, J.J., Thrall, P.H. et Ericson, L.** 2006. The current and future dynamics of disease in plant communities. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 19–39.
- Burke, S., Pulin, A.S., Wilson, R.J. et Thomas, C.D.** 2005. Selection of discontinuous life-history traits along a continuous thermal gradient in the butterfly *Aricia agestis*. *Ecological Entomology*, 30: 613–619.

- Buse, A. et Good, J.E.G.** 1996. Synchronization of larval emergence in winter moth (*Operophtera brumata* L.) and budburst in pedunculate oak (*Quercus robur* L.) under simulated climate change. *Ecological Entomology*, 21: 335–343.
- Calosi, P., Bilton, D.T., Spicer, J.I. et Atfield, A.** 2008. Thermal tolerance and geographical range size in the *Agabus brunneus* group of European diving beetles (Coleoptera: Dytiscidae). *Journal of Biogeography*, 35: 295–305.
- Cannon, R.J.C.** 1998. The implications of predicted climate change for insect pests in the UK, with emphasis on non-indigenous species. *Global Change Biology*, 4: 785–796.
- Cannon, J.C.** 2008. Annex 1. In FAO, *Climate-related transboundary pests and diseases*, pp. 15–23. High Level Conference on World Food Security Background Paper HLC/08/BAK/4, Rome, FAO.
- Carroll, A.L., Taylor, S.W., Régnière, J. et Safranyik, L.** 2004. Effects of climate change on range expansion by the mountain pine beetle in British Columbia. In Shore, T.L., Brooks, J.E. et Stone, J.E., eds., *Mountain Pine Beetle Symposium: Challenges and Solutions*. October 30–31, 2003, Kelowna, BC. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Information Report BC-X-399, Victoria, BC.
- Ciesla, W.M.** 2003. *Agrilus biguttatus*. NAFC-ExFor Pest Report. Disponible sur: <http://spfnic.fs.fed.us/exfor/data/pestreports.cfm?pestidval=154> and langdisplay=english
- Classen, A.T., Hart, S.C., Whitman, T.G., Cobb, N.S. et Koch, G.W.** 2005. Insect infestations linked to shifts in microclimate: important climate change implications. *Soil Science Society of America Journal*, 69: 2049–2057.
- Coley, P.D.** 1998. Possible effects of climate change on plant/herbivore interactions in moist tropical forests. *Climatic Change*, 39: 455–472.
- Conrad, K.F., Woiwod, I.P., Parsons, M., Fox, R. et Warren, M.S.** 2004. Long-term population trends in widespread British moths. *Journal of Insect Conservation*, 8: 119–136.
- Coulson, S.J., Hodkinson, I.D., Webb, N.R., Mikkola, K., Harrison, J.A. et Pedgley, D.E.** 2002. Aerial colonization of high Arctic islands by invertebrates: the diamondback moth *Plutella xylostella* (Lepidoptera: Yponomeutidae) as a potential indicator species. *Diversity and Distributions*, 8: 327–334.
- Crozier, L.** 2003. Winter warming facilitates range expansion: cold tolerance of the butterfly *Atalopedes campestris*. *Oecologia*, 135: 648–656.
- Crozier, L.** 2004. Warmer winters drive butterfly range expansion by increasing survivorship. *Ecology*, 85: 231–241.
- Currano, E.D., Wilf, P., Wing, S.L., Labandeira, C.C., Lovelock, E.C. et Royer, D.L.** 2008. Sharply increased insect herbivory during the paleocene-eocene thermal maximum. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105: 1960–1964.
- Dale, V.H., Joyce, L.A., McNulty, S., Neilson, R.P., Ayres, M.P., Flannigan, M.D., Hanson, P.J., Irland, L.C., Lugo, A.E., Peterson, C.J., Simberloff, D., Swanson, F.J., Stocks, B.J. et Wotton, B.M.** 2001. Climate change and forest disturbances. *Bioscience*, 51(9): 723–734.
- Das, H.P.** 2004. Adaptation strategies required to reduce vulnerability in agriculture and forestry to climate change, climate variability and climate extremes. In Organisation météorologique mondiale (OMM). *Management Strategies in Agriculture and Forestry for Mitigation of Greenhouse Gas Emissions and Adaptation to Climate Variability and Climate*

Change, pp. 41–92. Report of CAgM Working Group. Technical Note No. 202, WMO No. 969, Genève, OMC.

Davies, Z.G., Wilson, R.J., Coles, S. et Thomas, C.D. 2006. Changing habitat associations of a thermally constrained species, the silver-spotted skipper butterfly, in response to climate warming. *Journal of Animal Ecology*, 75: 247–256.

DeLucia, E.H., Casteel, C.L., Nability, P.D. et O'Neill, B.F. 2008. Insects take a bigger bite out of plants in a warmer, higher carbon dioxide world. *PNAS*, 105: 1781–2.

Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA). 2005. *Phytophthora ramorum*. A threat to our trees, woodlands and heathlands. Information sheet, Plant Health Division, DEFRA, RU. (aussi disponible sur: www.defra.gov.uk/plant/pestnote/newram.pdf)

Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Huey, R.B., Sheldon, K.S., Ghalambor, C.K., Haak, D.C. et Martin, P.R. 2008. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *PNAS*, 105(18): 6668–6672.

Diekmann, M., Sutherland, J.R., Nowell, D.C., Morales, F.J. et G. Allard (eds). 2002. *FAO/IPGRI technical guidelines for the safe movement of germplasm, No. 21. Pinus spp.* FAO/IPGRI, Rome, Italie.

Esper, J., Büntgen, U., Frank, D.C., Nievergelt, D. et Liebhold, A. 2007. 1200 years of regular outbreaks in alpine insects. *Proceedings of the Royal Society Series B*, 274: 671–9.

Evans, H. 2008. Increasing global trade and climate change: co-factors increasing the international movement and establishment of forest pests. In FAO, *Climate-related transboundary pests and diseases*, pp. 24–26. High Level Conference on World Food Security Background Paper HLC/08/BAK/4, Rome, FAO.

Fitter, A.H. et Fitter, R.S.R. 2002. Rapid changes in flowering time in British plants. *Science*, 296: 1689–1791.

Fleming, R.A. et Volney, W.J.A. 1995. Effects of climate change on insect defoliator population processes in Canada's boreal forest: some plausible scenarios. *Water, Air and Soil Pollution*, 82: 445–454.

Forister, M.L. et Shapiro, A.M. 2003. Climatic trends and advancing spring flight of butterflies in lowland California. *Global Change Biology*, 9(7): 1130–1135.

Forkner, R.E., Marquis, R.J., Lill, J.T. et Le Corff, J. 2008. Timing is everything? Phenological synchrony and population variability in leaf-chewing herbivores of *Quercus*. *Ecological Entomology*, 33: 276–285.

Franco, A.M.A., Hill, J.K., Kitschke, C., Collingham, Y.C., Roy, D.B., Fox, R., Huntley, B. et Thomas, C.D. 2006. Impacts of climate warming and habitat loss on extinctions at species' low-latitude range boundaries. *Global Change Biology*, 12(8): 1545–1553.

Garrett, K.A., Dendy, S.P., Frank, E.E., Rouse, M.N. et Travers, S.E. 2006. Climate change effects on plant disease: genomes to ecosystems. *Annual Review of Phytopathology*, 44: 489–509.

Gibbs, J.N. et Grieg, B.J.W. 1997. Biotic and abiotic factors affecting the dying back of penunculate oak, *Quercus robur* L. *Forestry*, 70(4): 399–406.

Gordo, O. et Sanz, J.J. 2005. Phenology and climate change: a long-term study in a Mediterranean locality. *Oecologia*, 146: 484–495.

- Gray, D.R.** 2008. The relationship between climate and outbreak characteristics of the spruce budworm in eastern Canada. *Climatic Change*, 87(3–4): 361–383.
- Groupe d’experts intergouvernemental sur l’évolution du climat (GIEC).** 2007. Summary for Policymakers. In Parry, M.L., Canziani, O.F., Palutikof, J.P., van der Linden, P.J. et Hanson, C.E., eds. *Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*, pp. 7–22. Cambridge University Press, Cambridge, RU.
- Hance, T., van Baaren, J., Vernon, P. et Boivin, G.** 2007. Impact of extreme temperatures on parasitoids in a climate change perspective. *Annual Review of Entomology*, 52: 107–126.
- Harrington, R., Clark, S.J., Weltham, S.J., Virrier, P.J., Denhol, C.H., Hullé, M., Maurice, D., Rounsevell, M.D. et Cocu, N.** 2007. Environmental change and the phenology of European aphids. *Global Change Biology*, 13: 1556–1565.
- Harrington, R., Fleming, R.A. et Woiwod, I.P.** 2001. Climate change impacts on insect management and conservation in temperate regions: can they be predicted? *Agricultural and Forest Entomology*, 3: 233–240.
- Harrington, R., Woiwod, I. et Sparks, T.** 1999. Climate change and trophic interactions. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 146–150.
- Hebertson, E.G. et Jenkins, M.J.** 2008. Climate factors associated with historic spruce beetle (Coleoptera: Curculionidae) outbreaks in Utah and Colorado. *Environmental Entomology*, 37(2): 281–292.
- Hennon, P. et Shaw, C.G. III.** 1997. The enigma of yellow-cedar decline: what is killing these long-lived, defensive trees? *Journal of Forestry*, 95(12): 4–10.
- Hennon, P.E., D’Amore, D.V., Wittwer, D.T. et Caouette, J.P.** 2008. Yellow-cedar decline: conserving a climate-sensitive tree species as Alaska warms. In Deal, R.L., tech. ed., *Integrated restoration of forested ecosystems to achieve multi-resource benefits: Proceedings of the 2007 national silviculture workshop*, pp 233–245. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-733, Portland, OR, USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Hill, J.K., Thomas, C.D. et Blakeley, D.S.** 1999. Evolution of flight morphology in a butterfly that has recently expanded its geographic range. *Oecologia*, 121: 165–170.
- Hódar, J.A. et Zamora, R.** 2004. Herbivory and climatic warming: a Mediterranean outbreaking caterpillar attacks a relict, boreal pine species. *Biodiversity and Conservation*, 13: 493–500.
- Hogg, E.H. et Bernier, P.Y.** 2005. Climate change impacts on drought-prone forests in western Canada. *For. Chron.*, 81: 675–682.
- Hogg, E.H., Brandt, J.P. et Michaelian, M.** 2008. Impacts of a regional drought on the productivity, dieback and biomass of western Canadian aspen forests. *Can. J. For. Res.*, 38(6): 1373–1384.
- Holton, M.K., Lindroth, R.L. et Nordheim, E.V.** 2003. Foliar quality influences tree-herbivore-parasitoid interactions: effects of elevated CO₂, O₃, and genotype. *Oecologia*, 137: 233–244.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A. et Yoccoz, N.G.** 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in subarctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. *Journal of Animal Ecology*, 77(2): 257–264.

- Jones, R.W., O'Brien, C.W., Ruiz-Montoya, L. et Gómez-Gómez, B.** 2008. Insect diversity on tropical montane forests: diversity and spatial distribution of weevils (Coleoptera: Curculionidae) inhabiting leaf litter in southern Mexico. *Annals of the Entomological Society of America*, 101: 128–139.
- Jorgenson, M.T., Racine, C.H., Walters, J.C. et Osterkamp, T.E.** 2001: Permafrost degradation and ecological changes associated with a warming climate in central Alaska. *Climatic Change*, 48(4): 551–571.
- Jump, A.S., Hunt, J.M. et Peñuelas, J.** 2006. Rapid climate change-related growth decline at the southern range-edge of *Fagus sylvatica*. *Global Change Biology*, 12: 2163–2174.
- Karnosky, D.F., Percy, K.E., Xiang, B., Callan, B., Noormets, A., Mankovska, B., Hopkin, A., Sober, J., Jones, W., Dickson R.E. et Isebrands, J.G.** 2002. Interacting elevated CO₂ and tropospheric O₃ predisposes aspen (*Populus tremuloides* Michx.) to infection by rust (*Melampsora medusae* f.sp. *tremuloidae*). *Global Change Biology*, 8: 329–338.
- Karnosky, D.F., Pregitzer, K.S., Zak, D.R., Kubiske, M.E., Hendrey, G.R., Weinstein, D., Nosal, M. et Percy, K.E.** 2005. Scaling ozone responses of forest trees to the ecosystem level in a changing climate. *Plant, Cell and Environment*, 28: 965–981.
- Karnosky, D.F., H. Werner, T. Holopainen, K. Percy, T. Oksanen, E. Oksanen, C. Heerdt, P. Fabian, J. Nagy, W. Heilman, R. Cox, N. Nelson et R. Matyssek.** 2008. Free-air exposure systems to scale up ozone research to mature trees. *Plant Biology*, 9: 198–190.
- Kiritani, K. et Morimoto, N.** 2004. Invasive insect and nematode pests from North America. *Global Environmental Research*, 8(1): 75–88.
- Kliejunas, J.** 2005. *Phytophthora ramorum*. NAFC-ExFor Pest Report. Created 2001, modified 2005. Disponible sur: <http://spfnic.fs.fed.us/exfor/data/pestreports.cfm?pestidval=62 and langdisplay=english>
- Kopper, B.J. et Lindroth, R.L.** 2003. Effects of elevated carbon dioxide and ozone on the phytochemistry of aspen and performance of an herbivore. *Oecologia*, 134: 95–103.
- Kozlov, M.V.** 2008. Losses of birch foliage due to herbivory along geographical gradients in Europe: a climate-driven pattern? *Climatic Change*, 87: 107–117.
- Kurz, W.A., Dymond, C.C., Rampley, G.J., Neilson, E.T., Carroll, A.L., Ebata, T. et Safranyik, L.** 2008. Mountain pine beetle and forest carbon feedback to climate change. *Nature*, 452: 987–990.
- Lenoir, J., Gégout, J.C., Marquet, P.A., de Ruffray, P. et Brisse, H.** 2008. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, 320: 1768–1771.
- Lewis, S.L.** 2006. Tropical forests and the changing earth system. *Philosophical transactions of the Royal Society B*, 361: 195–210.
- Logan, J.A., Régnière, J. et Powell, J.A.** 2003. Assessing the impact of global warming on forest pest dynamics. *Front. Ecol. Environ.*, 1(3): 130–137.
- Logan, J.A., Régnière, J., Gray, D.R. et Munson, A.S.** 2007. Risk assessment in the face of a changing environment: Gypsy moth and climate change in Utah. *Ecological Applications*, 17(1): 101–117.
- Marchisio, C., Cescatti, A. et Battisti, A.** 1994. Climate, soils and *Cephalcia arvensis* outbreaks on *Picea abies* in the Italian Alps. *Forest Ecology and Management*, 68: 375–384.

- Menéndez, R.** 2007. How are insects responding to global warming? *Tijdschrift voor Entomologie*, 150: 355–365.
- Menéndez, R., Megias, A.G., Hill, B.B., Willis, S.G., Collingham, Y., Fox, R., Roy, D.B. et Thomas, C.D.** 2006. Species richness changes lag behind climate change. *Proceedings of the Royal Society Biological Sciences Series B*, 273: 1465–1470.
- Menzel, A., Estrella, N., Heitland, W., Susnik, A., Schleip, C. et Dose, V.** 2008. Bayesian analysis of the species-specific lengthening of the growing season in two European countries and the influence of an insect pest. *International Journal of Biometeorology*, 52: 209–218.
- Merrill, R.M., Gutiérrez, D., Lewis, O.T., Gutiérrez, J., Díez, S.B. et Wilson, R.J.** 2008. Combined effects of climate and biotic interactions on the elevational range of a phytophagous insect. *Journal of Animal Ecology*, 77: 145–155.
- Monserud, R.A., Yang, Y., Huang, S. et Tchebakova N.** 2008. Potential change in lodgepole pine site index and distribution under climate change in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*, 38: 343–352.
- Morgan, M.G., Pitelka, L.F. et Shevliakova, E.** 2001. Elicitation of expert judgments of climate change impacts on forest ecosystems. *Climatic Change*, 49: 279–307.
- Mortsch, L.D.** 2006. Impact of climate change on agriculture, forestry and wetlands. In Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. et Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 45–67. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, EU.
- Nealis, V. et Peter, B.** 2008. Risk assessment of the threat of mountain pine beetle to Canada's boreal and eastern pine forests. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Pacific Forestry Centre, Victoria, BC, Canada. Information Report BC-X-417.
- Norby, R.J., De Lucia, E.H., Gielen, B., Calfapietra, C., Giardina, C.P., King, J.S., Ledford, J., McCarthy, H.R., Moore, D.J.P., Ceulemans, R., De Angelis, P., Finzi, A.C., Karnosky, D.F., Kubiske, M.E., Lukac, M., Pregitzer, K.S., Scarascia-Mugnozza, G.E., Schlesinger, W.H. et Oren, R.** 2005. Forest response to elevated CO₂ is conserved across a broad range of productivity. *PNAS*, 102: 18052–6.
- Norby, R.J., Rustad, L.E., Dukes, J.S., Ojima, D.S., Parton, W.J., Del Grosso, S.J., McMurtrie, R.E. et Pepper, D.A.** 2007. Ecosystem responses to warming and interacting global change factors. In Canadell, J.G., Pataki, D. et Pitelka, L., eds. *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, pp. 23–36. The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Organisation européenne et méditerranéenne pour la protection des plantes (OEPP)/CAB International (CABI).** 1997. *Quarantine pests for Europe*, 2nd edition, Smith, I.M., McNamara, D.G., Scott, P.R. and Holderness, M., eds., Wallingford, RU, CABI International, 1425 pp.
- Organisation européenne et méditerranéenne pour la protection des plantes (OEPP).** 2008. EPPO alert list. Disponible sur: www.eppo.org/QUARANTINE/Alert_List/alert_list.htm
- Organisation pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).** 2005. *Adaptation of forest ecosystems and the forest sector to climate change*. Forests and Climate Change Working Paper No. 2, Rome, FAO/Swiss Agency for Development and Cooperation.
- Organisation pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).** 2008. *Climate change adaptation and mitigation in the food and agriculture sector*. Technical background document from the Expert Consultation, 5–7 March 2008. Document HLC/08/BAK/4, Rome, FAO.

- Parmesan, C.** 1996. Climate and species' range. *Nature*, 382: 765–6.
- Parmesan, C.** 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 37: 637–69.
- Parmesan, C.** 2007. Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming. *Global Change Biology*, 13: 1860–72.
- Parmesan, C. et Yohe, G.** 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, 421: 37–42.
- Parmesan, C., Ryrholm, N., Stefanescu, C., Hill, J.K., Thomas, C.D., Descimon, H., Huntley, B., Kaila, L., Kullberg, J., Tammaru, T., Tennent, W.J., Thomas J.A. et Warren, M.** 1999. Poleward shifts in geographical ranges of butterfly species associated with regional warming. *Nature*, 399: 579–583.
- Pérez-García, J., Joyce, L., McGuire, D. et Xiao, X.** 2002. Impacts of climate change on the global forest sector. *Climatic change*, 54: 439–461.
- Pitt, J.P.W. et Régnière, J. et Worner, S.** 2007. Risk assessment of the gypsy moth, *Lymantria dispar* (L), in New Zealand based on phenology modeling. *Int J Biometeorol*, 51: 295–305.
- Rank, N.E. et Dahlhoff, E.P.** 2002. Allele frequency shifts in response to climate change and physiological consequences of allozyme variation in a montane insect. *Evolution*, 56: 2278–89.
- Régnière, J., Nealis, V. et Porter, K.** 2008. Climate suitability and management of the gypsy moth invasion into Canada. *Biological Invasions* DOI: 10.1007/s10530-008-9325-z.
- Resco de Dios, V., Fischer, C. et Colinas, C.** 2007. Climate change effects on Mediterranean forests and preventive measures. *New Forests*, 33: 29–40.
- Root, T.L., Price, J.T., Hall, K.R., Schneider, S.H., Rosenzweig C. et Pounds, J.A.** 2003. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. *Nature*, 421: 57–60.
- Rouault, G., Candau, J.-N., Lieutier, F., Nageleisen, L.-M., Martin, J.-C. et Warzée, N.** 2006. Effects of drought and heat on forest insect populations in relation to the 2003 drought in Western Europe. *Annals of Forest Science*, 63(6): 613–624.
- Roy, D.B. et Sparks, T.H.** 2000. Phenology of British butterflies and climate change. *Global Change Biology*, 6(4): 407–416.
- Salama, N.K.G., Knowler, J.T. et Adams, C.E.** 2007. Increasing abundance and diversity in the moth assemblage of east Lach Lomondside, Scotland over a 35 year period. *Journal of Insect Conservation*, 11: 151–156.
- Service canadien des forêts (CFS).** 2007. *The Mountain Pine Beetle Program*. CFS, NRC, Headquarters, Ottawa, 10 pp. (aussi disponible sur: <http://warehouse.pfc.forestry.ca/HQ/27367.pdf>)
- Shugart, H., Sedjo, R. et Sohngen, B.** 2003. *Forests and global climate change: Potential impacts on U.S. forest resources*. Pew Center on Global Climate Change, Arlington, VA, Etats-Unis.
- Simard, I., Morin, H. et Lavoie, C.** 2006. A millennial-scale reconstruction of spruce budworm abundance in Saguenay, Québec, Canada. *The Holocene*, 16: 31–37.
- Simberloff, D.** 2000. Global climate change and introduced species in United States forests. *Science of the Total Environment*, 262: 253–261.

- Six, D.** 2007. Climate change and the threat of forest insect and their associated fungi. *In Book of Abstracts, International Sirex Symposium*, Pretoria, Afrique de Sud, 9–16 mai 2007.
- Stefanescu, C., Peñuelas, J. et Filella, I.** 2003. Effects of climatic change on the phenology of butterflies in the northwest Mediterranean Basin. *Global Change Biology*, 9(10): 1494–1506.
- Stireman, J.O., III, Dyer, L.A., Janzen, D.H., Singer, M.S., Lill, J.T., Marquis, J.R., Ricklefs, R.E., Gentry, G.L., Hallwachs, W., Coley, P.D., Barone, J.A., Greemey, H.F., Connahs, H., Barbosa, P., Morais, H.C. et Diniz, I.R.** 2005. Climatic unpredictability and parasitism of caterpillars: implications of global warming. *PNAS*, 102: 17384–6.
- Stone, J.M.R., Bhatti, J.S. et Lal, R.** 2006. Impacts of climate change on agriculture, forest and wetland ecosystems: synthesis and summary. *In* Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. et Price, M., eds. *Climate change and managed ecosystems*, pp. 399–409. Taylor and Francis, CRC Press, Boca Raton, FL, Etats-Unis.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. et Ericson, L.** 2002. Parasitic fungus mediates vegetational change in nitrogen exposed boreal forest. *Journal of Ecology*, 90(1): 61–67.
- Thomas, C.D., Bodsworth, E.J., Wilson, R.J., Simmons, A.D., Davies, Z.G., Musche, M. et Conradt, L.** 2001. Ecological and evolutionary processes at expanding range margins. *Nature*, 411: 577–581.
- Thomas, C.D., Cameron, A., Green, R.E., Bakkenes, M., Beaumont, L.J., Collingham, Y.C., Erasmus, B.F.N., Ferreira de Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., van Jaarsveld, A.S., Midgley, G.F., Miles, L., Ortega-Huerta, M.A., Peterson, A.T., Phillips, O.L. et Williams, S.E.** 2004. Extinction risk from climate change. *Nature*, 427: 145–148.
- Thomas, J.A.** 2005. Monitoring change in the abundance and distribution of insects using butterflies and other indicator groups. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 360: 339–357.
- Tkacz, B., Moody, B. et Villa Castillo, J.** 2007. Forest health status in North America. *The Scientific World Journal*, 7(S1): 28–36.
- Tran, J.K., Ylioja, T., Billings, R.F., Régnière, J. et Ayres, M.P.** 2007. Impact of minimum winter temperatures on the population dynamics of *Dendroctonus frontalis*. *Ecological Applications*, 17(3): 882–899.
- Trotter, R.T. III, Cobb, N.S. et Whitham, T.G.** 2008. Arthropod community diversity and trophic structure: a comparison between extremes of plants stress. *Ecological Entomology*, 33: 1–11.
- Ungerer, M.J., Ayres, M.P. et Lombardero, M.J.** 1999. Climate and the northern distribution limits of *Dendroctonus frontalis* Zimmerman (Coleoptera: Scolytidae). *Journal of Biogeography*, 26: 1133–1145.
- van Asch, M. et Visser, M.E.** 2007. Phenology of forest caterpillars and their host trees: the importance of synchrony. *Annual Review of Entomology*, 52: 37–55.
- van Asch, M., van Tienderen, P.H., Holleman, L.J.M. et Visser, M.** 2007. Predicting adaptation of phenology in response to climate change, an insect herbivore example. *Global Change Biology*, 13: 1596–1604.

- Vanhanen, H., Veteli, T.O., Päivinen, S., Kellomäki, S. et Niemelä, P.** 2007. Climate change and range shifts in two insect defoliators: gypsy moth and nun moth – a model study. *Silva Fennica*, 41(4): 621–638.
- Veteli, T.O., Lahtinen, A., Repo, T., Niemelä, P. et Varama, M.** 2005. Geographic variation in winter freezing susceptibility in the eggs of the European pine sawfly (*Neodiprion sertifer*). *Agricultural and Forest Entomology*, 7(2): 115–120.
- Virtanen, T., Neuvonen, S. et Nikula, A.** 1998. Modelling topoclimatic patterns of egg mortality of *Epirrita autumnata* (Lepidoptera: Geometridae) with a Geographical Information System: predictions for current climate and warmer climate scenarios. *Journal of Applied Ecology*, 35(2): 311–322.
- Virtanen, T., Neuvonen, S., Nikula, A., Varama, M. et Niemelä, P.** 1996. Climate change and the risks of *Neodiprion sertifer* outbreaks on Scots pine. *Silva Fennica*, 30(2–3): 169–177.
- Visser, M.E. et Both, C.** 2005. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proc Biol Sci.*, 272(1581): 2561–9.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. et Melillo, J.M.** 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science*, 277: 494–9.
- Vitt, D.H., Halsey, L.A. et Zoltai, S.C.** 2000. The changing landscape of Canada's western boreal forest: the current dynamics of permafrost. *Can. J. For. Res.*, 30: 283–287.
- Volney, W.J.A. et Fleming, R.A.** 2000. Climate change and impacts of boreal forest insects. *Agriculture Ecosystems and Environment*, 82(1–3): 283–294.
- Volney, W.J.A. et Fleming, R.A.** 2007. Spruce budworm (*Choristoneura* spp.) biotype reactions to forest and climate characteristics. *Global Change Biology*, 13: 1630–1643.
- Walther, G-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J-M., Hoegh-Guldberg, O. et Bairlein, F.** 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416: 389–395.
- Warren, M.S., Hill, J.K., Thomas, J.A., Asher, J., Fox, R., Huntley, B., Roy, D.B., Telfer, M.G., Jeffcoate, S., Harding, P., Jeffcoate, G., Willis, S.G., Greatorex-Davies, J.N., Moss, D. et Thomas, C.D.** 2001. Rapid responses of British butterflies to opposing forces of climate and habitat change. *Nature*, 414: 65–69.
- Westfall, J. et Ebata, T.** 2008. *2007 summary of forest health conditions in British Columbia*. Pest Management Report Number 15, British Columbia Ministry of Forests and Range, Forest Practices Branch, Victoria, BC, Canada.
- Westgarth-Smith, A.R., Leroya, S.A.G., Collins, P.E.F. et Harrington, R.** 2007. Temporal variations in English populations of a forest insect pest, the green spruce aphid (*Elatobium abietinum*), associated with the North Atlantic Oscillation and global warming. *Quaternary International*, 173/174: 153–160.
- Williams, S.E., Bolitho, E.E. et Fox, S.** 2003. Climate change in Australian tropical rainforests: an impending environmental catastrophe. *Proceedings of the Royal Society of London B*, 270: 1887–1892.
- Williams, J.W., Jackson, S.T. et Kutzbach, J.E.** 2007. Projected distributions of novel and disappearing climates by 2100 AD. *PNAS*, 104(14): 5738–5742.
- Wilson, R.J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J. et Monserrat, V.J.** 2007. An elevational shift in butterfly species richness and composition accompanying recent climate change. *Global Change Biology*, 13: 1873–1887.

- Wilson, R.J., Gutiérrez, D., Gutiérrez, J., Martínez, D., Agudo, R. et Monserrat, V.J.** 2005. Changes to the elevational limits and extent of species ranges associated with climate change. *Ecology Letters*, 8: 1138–1146.
- Wolf, A., Kozlov, M.V. et Callaghan, T.V.** 2008. Impact of non-outbreak insect damage on vegetation in northern Europe will be greater than expected during a changing climate. *Climatic Change*, 87: 91–106.
- Woods, A., Coates, K.D. et Hamann, A.** 2005. Is an unprecedented Dothistroma needle blight epidemic related to climate change? *BioScience*, 55(9): 761–9.
- Zhou, X., Harrington, R., Woiwod, I.P., Perry, J.N., Bale, J.S. et Clark, S.J.** 1995. Effects of temperature on aphid phenology. *Global Change Biology*, 1: 303–313.

