ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS ET MALADIES INFECTIEUSES : DES LIENS COMPLEXES

HÉLÈNE SOUBELET – JEAN-FRANÇOIS SILVAIN

ÉVOLUTION DE LA SURFACE FORESTIÈRE AU NIVEAU MONDIAL

Selon l'évaluation scientifique de l'IPBES publiée en mai 2019, la principale pression d'origine humaine sur la biodiversité est le changement d'usage des terres. Les observations satellitaires permettent d'évaluer ces changements à l'échelle de la planète et en particulier d'estimer les modifications dans la couverture forestière. L'analyse par Song *et al.* (2018) des changements intervenus entre 1982 et 2016 montre que les surfaces forestières ont augmenté de 7 % au plan mondial, un chiffre qui est le bilan d'une perte nette au niveau tropical, tant au niveau des forêts sèches que des forêts humides, et d'un gain net en dehors des tropiques, en particulier au niveau des forêts tempérées continentales. Quels que soient les domaines climatiques, les écosystèmes de montagne ont présenté un gain de surface forestière. Un quart des pertes forestières tropicales peut être attribué à la déforestation en vue de la production de matières premières, essentiellement agricoles, un second quart à l'exploitation forestière, un troisième à l'agriculture itinérante et le dernier quart aux feux de forêts ; l'urbanisation entrant pour 1 % de ces pertes (Curtis *et al.*, 2018). En moyenne, une surface forestière équivalente à la surface du Royaume-Uni a été perdue chaque année entre 2014 et 2018. Les pertes de forêts primaires depuis 2014 sont supérieures de 44 % à ce qu'elles étaient pendant la période 2002-2013. La perte de surface forestière s'accroît fortement en Afrique (+ 146 % dans les cinq dernières années), mais reste la plus élevée en Amérique du Sud (Brésil, Bolivie, Colombie et Pérou) ; le taux de pertes annuelles est plus faible en Asie (Malaisie, Cambodge et Nouvelle-Guinée) et ralentit en particulier en Indonésie. Six des dix pays présentant le plus fort taux de perte de forêts primaires[1] se situent en Afrique (Cameroun, Ghana, Guinée équatoriale, Liberia, Nigéria et Sierra Léone) où le bassin du Congo présente depuis trois ans des signes très alarmants de déforestation due principalement à l'agriculture itinérante et où la situation de Madagascar est très préoccupante. Les efforts de restauration restent très insuffisants (18 % des objectifs fixés pour 2020, NYDF Assessment Partners, 2019)[2], avec un taux de restauration qui est passé de deux millions d'hectares avant 2011 à moins d'un million après cette date (NYDF Assessment Partners, 2019).

(1) Les forêts primaires sont ici entendues au sens de la FAO (2015) qui qualifie de « primaires », les forêts naturellement régénérées d'espèces indigènes où il n'y a pas d'indications clairement visibles d'activités humaines et où les processus écologiques ne sont pas sensiblement perturbés.

(2) En septembre 2014, partant du constat qu'il est essentiel de mettre un terme à la déforestation pour maintenir l'augmentation de la température en dessous de 2 degrés Celsius par rapport aux niveaux préindustriels, quelque 200 acteurs publics et privés (gouvernements, entreprises, ONG et organisations de peuples indigènes) ont approuvé la Déclaration de New York sur les forêts (NYDF). Cette déclaration porte engagement sur dix objectifs pour réduire de moitié la déforestation tropicale d'ici 2020, y mettre fin d'ici 2030 et restaurer 150 millions d'hectares de paysages et de forêts dégradés d'ici 2020 et 350 millions d'hectares d'ici 2030.

CC BY NC ND

Selon les modèles utilisés, le commerce international est à l'origine de 29 à 39 % des émissions de carbone liées à la déforestation (Pendrill *et al*., 2019). La guerre commerciale entre la Chine et les États-Unis, et notamment l'augmentation des tarifs douaniers sur le soja, pourraient avoir une influence négative sur la déforestation brésilienne et sud-américaine si les importations chinoises, actuellement originaires des États-Unis, se relocalisaient en Amérique du Sud (Fuchs *et al*., 2019).

La récente étude internationale de Decaëns *et al*. (2018) sur les pertes de biodiversité le long d'un gradient de déforestation dans les paysages agricoles amazoniens montre que la richesse en espèces décroît avec l'intensification agricole et que le maintien d'une couverture forestière sur plus de 40 % de la surface peut éviter les pertes de biodiversité en Amazonie.

LES LIENS ENTRE FORÊTS ET SANTÉ HUMAINE

Le rapport *Planetary health* publié dans le journal *The Lancet* en 2015 prévoit que la disparition de la forêt tropicale, l'augmentation de la température, l'acidification des océans, la perte de biodiversité auront de nombreuses conséquences sur la santé humaine, notamment :

— moindre accès à la nourriture en raison du déclin des pollinisateurs,

— perte de qualité de la nourriture due à la sur-fertilisation, aux produits chimiques et à la dégradation des sols,

— augmentation des désastres environnementaux responsables des déplacements de population (par exemple, des températures supérieures à 43 degrés sont attendues dans des pays comme le Pakistan),

— augmentation des maladies émergentes.

En conséquence, la question de l'impact de la modification des forêts sur la santé humaine se pose. Les humains sont moins présents dans les écosystèmes forestiers, par rapport aux écosystèmes urbain ou périurbain (incluant les écosystèmes agricoles), mais des relations étroites peuvent exister entre tous ces milieux. Il est à présent scientifiquement établi que la probabilité de contracter certaines maladies est liée à la fréquentation des forêts par l'Homme, mais également à deux catégories de phénomènes décrits dans la troisième partie du présent article : les dégradations des écosystèmes forestiers et les changements dans la composition des communautés d'espèces, et ce tant en forêts tempérées (pour la maladie de Lyme par exemple) que tropicales (pour le virus Ebola ou l'ulcère de Buruli par exemple) (Mc Mahon *et al*., 2018).

Si, comme indiqué plus haut, les risques sanitaires découlent souvent d'une plus grande fréquentation de forêts dans les pays tempérés, les bénéfices pour la santé mentale et le bien-être de ces fréquentations sont progressivement mieux documentés (*cf.* Meyer-Schulz et Bürger-Arndt, 2019). L'évaluation française des services écosystémiques, EFESE, a ainsi mis en évidence que le service de récréation, *via* la valeur que les ménages affectent effectivement à leurs visites, peut être estimé à un total de 10 milliards d'euros en 2016.

La présence et l'accès aux espaces verts (forêts, parcs) sont à présent largement considérés comme une caractéristique de promotion de la santé des environnements résidentiels. Ils ont été associés à des bénéfices de santé tels qu'une moindre fatigue psychogène, la réduction du stress (avec concomitamment une diminution du pouls et de la tension artérielle) et des hormones de stress, un effet positif sur le système immunitaire, une baisse de la morbidité de plusieurs catégories de maladies, un meilleur bien-être physique et mental, mais aussi une meilleure cohésion sociale à l'échelle du quartier, la réduction de la criminalité, de la violence et des agressions (Gomez-Baggethun *et al.,* 2013).

Les arbres sont considérés comme ayant généralement un effet positif sur la qualité de l'air par la réduction des températures, et par élimination directe de polluants. Ils ont donc par ce biais

un effet positif sur la santé humaine même si on ne doit pas négliger les effets potentiellement négatifs de l'émission de composés organiques volatiles et de pollens (Nowak et Van den Bosch, 2019). Enfin, les sorties en forêts permettent de bénéficier d'une plus faible exposition au bruit, un paramètre aidant à dissiper le stress (Tyrväinen *et al*., 2019).

L'importance de ces liens entre Forêts et Santé humaine a fait l'objet d'une importante synthèse publiée conjointement en 2019 dans la *Revue forestière française* et dans un numéro spécial de la revue *Santé publique*.

MALADIES INFECTIEUSES ET ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS

Dégradation des écosystèmes forestiers

En détruisant les habitats et les ressources alimentaires des animaux sauvages, la déforestation a des conséquences importantes sur les dynamiques des populations qui peuvent aller jusqu'à l'effondrement. Certains déséquilibres sont induits ou aggravés de manière indirecte par le changement climatique qui modifie également les habitats, les ressources en nourriture et en eau. La conséquence de ces déséquilibres est souvent un plus fort taux de contacts entre des animaux sauvages infectés et des humains sensibles, en raison de la croissance de la population humaine, de son expansion territoriale et du recouvrement avec les territoires des animaux sauvages (Gortazar *et al*., 2014). Ce phénomène est à l'origine de maladies infectieuses nouvelles, comme Ebola ou les maladies à virus Nipah ou de l'augmentation de la fréquence de maladies anciennes comme le paludisme. L'OMS, la FAO et l'OIE, dans un rapport conjoint de 2004, alertaient déjà sur le fait que plus des trois quarts des maladies humaines nouvelles, émergentes ou réémergentes au début du XXIe siècle étaient causées par des agents pathogènes provenant d'animaux ou de produits d'origine animale.

À la fin des années 1990, la déforestation massive à Bornéo, due à la fois à l'avancée des cultures de palmiers à huile et des feux générés par le phénomène El Niño, a provoqué la fuite des populations de chauves-souris vers les abords des villes où elles trouvaient à manger. Les chauves-souris du genre *Pteropus* sont porteuses naturelles du paramyxovirus Nipah qu'elles ont transmis aux porcs en se réfugiant notamment dans des vergers de litchis dans lesquels les porcs pâturaient. Les cochons ont servi d'hôtes intermédiaires avant la transmission à l'homme. Cette épidémie a causé de septembre 1998 à décembre 1999 des cas d'encéphalite dont une centaine mortelle en Malaisie.

En 2018, Mc Mahon, Morand et Gray ont publié une synthèse relative aux liens entre la modification des écosystèmes et les zoonoses(3). La déforestation y est identifiée comme une source fréquente et bien connue d'émergence de ces maladies en provenance d'animaux sauvages. Ils citent plusieurs cas emblématiques, le virus Ebola, le virus du sida et le paludisme. Pour cette dernière maladie, la diffusion à partir des singes macaques s'est tout d'abord produite chez les hommes adultes travaillant dans les forêts ou les plantations. Une étude épidémiologique conduite en Malaisie et aux Philippines (îles de Bornéo et Palawan) a permis de démontrer que la recrudescence des cas de transmission du protozoaire responsable de la maladie était associée aux changements environnementaux et notamment à la déforestation (Fornace *et al.*, 2018). Les auteurs concluent que la déforestation, la modification des habitats, la fréquentation humaine des forêts et l'efficacité des mesures de lutte antivectorielle (en éliminant une partie des vecteurs) pourraient avoir entraîné des modifications dans la composition des populations de vecteurs, dans leurs

(3) Une zoonose est une maladie ou infection qui se transmet des animaux vertébrés à l'homme et vice versa. Les pathogènes en cause peuvent être des bactéries, des virus ou des parasites.

préférences en matière de piqûres, une modification de la densité de la population de macaques et un contact plus étroit entre les macaques, les humains et les moustiques vecteurs.

L'équipe de Chavy a publié dans *Plos Neglected Tropical Diseases*, en 2018, des cartes de risques à partir de données sanitaires, climatiques, anthropiques et environnementales pour une meilleure gestion des cas de leishmanioses cutanées(4) en forte recrudescence en Amérique du Sud. La maladie a ainsi pu être corrélée à la densité de la population humaine pour 30,8 % des cas, à l'empreinte humaine (perturbation des zones forestières) pour 30,2 % des cas, et à la température saisonnière pour 18,9 % des cas, à la richesse en espèces de mammifères pour 13,8 % des cas et enfin à la biomasse au sol pour 6,3 % des cas. À plus petite échelle, en Guyane française, la même étude montre que l'empreinte humaine, et donc la dégradation des habitats forestiers, est la cause majeure de l'explosion de la maladie avec une explication de 70 % des cas de maladie.

A contrario, l'augmentation des populations de tiques a été constatée dans des zones de déprises agricoles qui se transforment progressivement en habitat forestier favorisant la création d'un habitat propice aux tiques.

Sur la côte Est des États-Unis, Matuschka et Spielman (1986) ont ainsi établi un lien entre cette déprise et la recrudescence de la maladie de Lyme. En Europe de l'Est, Šumilo *et al.* (2008) et Randolph *et al.* (2008) ont, quant à eux, établi une relation entre l'augmentation d'une autre maladie, l'encéphalite à tiques(5) et, d'une part, l'abandon de terres agricoles dans un contexte de bouleversements économiques consécutifs à l'effondrement de l'Union soviétique et, d'autre part, l'augmentation de la fréquentation de ces forêts par les populations humaines pour récolter des champignons et des fruits sauvages.

Ce processus de reforestation est aussi en cours en Europe de l'Ouest, mais aucune étude n'a pour l'instant établi de lien entre ce processus et la recrudescence de la maladie de Lyme (Mc Mahon, 2018).

Changements dans la composition des communautés d'espèces animales

Les animaux sauvages sont souvent des réservoirs de pathogènes transmissibles à l'homme. Or leurs populations subissent des variations saisonnières et annuelles naturelles ou induites par des déséquilibres dans les écosystèmes.

Les pathogènes qui ont un cycle sylvatique dépendent donc d'hôtes potentiels qui habitent les forêts et sont plus ou moins capables de transmettre les agents pathogènes, on parle alors d'hôtes animaux plus ou moins « compétents ». Dans certains cas, les hôtes les plus compétents résistent mieux dans les écosystèmes perturbés, on assiste alors à des recrudescences, voire des explosions de certaines maladies en lien avec l'augmentation ou la disparition de certaines espèces.

Deux cas sont bien documentés, la souris à pattes blanches aux États-Unis (*Peromyscus leucopus*), qui se trouve être un hôte très important pour la maladie de Lyme, et le rouge-gorge américain (*Turdus americanus*) qui est très compétent pour transmettre le virus de la maladie du Nil occidental. Ces deux espèces prolifèrent davantage que leurs congénères dans les milieux forestiers perturbés et fragmentés. Il y a ainsi moins de bactéries dans les habitats qui abritent une diversité d'autres espèces, moins compétentes que la souris à pattes blanches pour transmettre la *Borrelia*, comme l'écureuil gris (*Sciurus arolinensis*). Une étude conduite par Allan *et al.* en 2003 avait conclu que les souris étaient majoritaires dans les petits îlots de forêts de moins de deux hectares, trop petits pour que les prédateurs puissent s'y installer.

(4) La leishmaniose cutanée est une maladie zoonotique causée par un parasite protozoaire, du genre Leishmania, au cycle de vie complexe impliquant de multiples phlébotomes (petits insectes) et différentes espèces de mammifères agissant comme réservoirs du parasite. En Amérique centrale et méridionale, 940 396 nouveaux cas de leishmanioses, cutanée et muqueuse, ont été signalés par 17 pays de 2001 à 2017. Elle provoque des lésions ulcéreuses et peut secondairement être infectées par des bactéries.
(5) Appelée également méningo-encéphalite à tique, cette maladie virale rare est transmise par des tiques et provoque des symptômes grippaux, voire, dans une minorité de cas, des atteintes neurologiques ou cérébrales.

Toujours dans le cas de la maladie de Lyme, les cerfs ou les chevreuils sont le plus souvent associés à la maladie, car ils occupent les mêmes habitats que les hôtes réservoirs des bactéries (petits rongeurs forestiers). Ce qui est moins connu en revanche, c'est que si ces ongulés sont indispensables au cycle de vie de la tique elle-même (Gray *et al.*, 1998 ; Cosson, 2019), ces grands mammifères ne sont pas compétents pour transmettre la bactérie responsable de la maladie : en la détruisant dans leur sang, ils participent à sa régulation en constituant un cul-de-sac pour le pathogène (Jaenson et Talleklint, 1992). La seule présence de cervidés n'est donc pas suffisante pour comprendre la dynamique de l'infection par la maladie. Selon Rizzoli *et al.* (2014), dans les habitats urbains d'Europe, les rongeurs (souris, campagnols, loirs, écureuils et rats), les hérissons, les musaraignes, les oiseaux, les lézards et les animaux de compagnie (chiens et chats), mais aussi, dans les zones périurbaines, les mammifères comme les renards, les chevreuils et les sangliers, jouent le rôle d'hôtes et de réservoirs pour de nombreux agents pathogènes transmis par les tiques. L'adaptation des animaux sauvages à l'environnement urbain peut également entraîner une augmentation des contacts avec les humains et un risque accru d'exposition aux agents zoonotiques. En outre, les populations animales des zones urbaines peuvent présenter une différenciation génétique par rapport aux populations sauvages de la même espèce. Ainsi, l'urbanisation peut modifier la biologie et les densités de population des tiques et des hôtes et peut entraîner une transmission accrue des agents pathogènes entre les vecteurs et les hôtes adaptés à l'environnement urbain.

Sous nos latitudes, l'échinococcose alvéolaire provoquée par le ver plat *Echinococcus multilocularis* a pour hôte définitif le renard roux ou les canidés domestiques et pour hôtes intermédiaires les rongeurs. L'abondance des renards est donc *a priori* un contributeur majeur à la diffusion de la maladie. La dynamique de l'infection a effectivement changé dans certaines parties de l'Europe, en lien avec l'augmentation des populations de renards due au succès des campagnes de vaccination antirabique et à l'adaptation des renards aux milieux urbanisés (Otero-Abad et Torgerson, 2013). La population de renards était en effet « contrôlée » par le virus de la rage responsable de mortalités importantes, la campagne de vaccination antirabique a donc eu pour effet collatéral inattendu la transmission accrue du ver plat aux Hommes (Combes *et al.*, 2012 ; Schneider *et al.*, 2013), notamment dans les régions alpines (Schweiger *et al.*, 2007 ; Schneider *et al.*, 2013).

Toutefois, il n'existe probablement pas de relation linéaire stricte entre l'accroissement des populations de renard, l'extension de l'aire de distribution du parasite et l'augmentation des cas d'échinococcose alvéolaire, notamment dans les zones urbaines ou périurbaines (Maas *et al.*, 2014 ; Lewis *et al.*, 2014 ; Otero-Abad *et al.*, 2017a et 2017b). Dans le cas du renard, les opérations d'abattage localisées se heurtent de surcroît à la forte capacité de l'espèce à recoloniser les zones dépeuplées (Lieury *et al.*, 2015). Plus grave, ce type d'opération peut avoir un effet contraire à l'objectif attendu, car ce sont des jeunes renards qui recolonisent prioritairement les milieux et ceux-ci sont plus fortement parasités que les individus plus âgés (Comte *et al.*, 2017).

Ces opérations de régulation ne prennent pas non plus en compte l'importance du rôle écologique du renard en tant que méso-prédateur influant sur les populations de rongeurs et, par là, sur la prévalence de la maladie de Lyme. Par des expériences de terrain aux Pays-Bas, Hofmeester *et al.* (2017) ont mis en évidence une moindre contamination des tiques par la *Borrelia* en présence de renard. Ce résultat s'explique par deux mécanismes, d'une part une prédation directe sur les rongeurs et d'autre part un effet indirect dû à la simple présence du prédateur qui augmente le stress chez les proies, diminuent leur activité d'exploration de l'environnement et de rencontre de leurs congénères et donc diminue les échanges de tiques entre eux.

L'hypothèse sous-jacente à cette capacité d'un hôte à transmettre ou non des maladies est le concept d'effet de dilution qui postule que, plus il y a d'espèces incompétentes dans un écosystème, moins un pathogène sera transmis facilement. Effectivement, certaines espèces ont une compétence nulle ou proche de zéro. Ce sont de véritables « pièges écologiques » ou encore « cul-de-sac

épidémiologique ». C'est le cas par exemple des vautours qui, en raison de l'acidité de leur estomac, ne transmettent ni le virus de la rage ni de nombreuses bactéries. L'opossum *Didelphis virginiana* quant à lui a la capacité à tuer la grande majorité des tiques qui le mordent.

Contrairement à toute attente, la décroissance des populations de chevreuils en Suède a été associée à un taux plus élevé d'encéphalite à tiques en raison d'un détournement des tiques vers les campagnols (*Myodes glareolus*), réservoirs animaux du virus de l'encéphalite à tiques, qui connaissaient un pic de population au même moment. Ces deux facteurs cumulés ont entraîné une transmission accrue à l'Homme (Jaenson *et al.*, 2012). Ce dernier exemple illustre la complexité des liens entre maladie et écosystèmes et l'éventuel danger d'une généralisation de solutions à partir d'un cas particulier.

SRAS-CoV-2 ET ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS

L'émergence du SRAS-CoV-2 (« la COVID19 ») chez l'homme fin 2019 a été attribuée au contact de l'homme avec des espèces réservoirs, probablement forestières, la chauve-souris (hôte d'origine) et un hôte intermédiaire encore à déterminer (Zhang *et al.*, 2020). Bien que la déforestation est encore en cours dans plusieurs régions chinoises et pays limitrophes (notamment Vietnam et Laos), aucune étude n'a encore établi de lien formel, vu le caractère très récent de la pandémie, entre la perturbation des écosystèmes forestiers et l'émergence de la maladie. Nous manquons, par exemple, d'études de cas faisant le lien entre émergence de pathogènes, déforestation et développement des plantations monospécifiques (Silvain *et al.*, 2020).

DES CONNAISSANCES ENCORE INSUFFISANTES

Les questions de recherche sur le rôle des écosystèmes dans la régulation des pathogènes sont encore nombreuses et le sujet est loin d'avoir été complètement étudié, notamment dans un contexte de perte de biodiversité et de changement climatique. C'est une des conclusions du travail de revue systématique conduit par Léa Lugassy au sein de la Fondation pour la recherche sur la biodiversité de mars 2018 à mars 2019 (https://www.fondationbiodiversite.fr/wp-content/uploads/2019/04/Colloque-Biodiversite-Sante-avril-2019-Messages-cles.pdf). D'autres résultats récents poussent aussi à poursuivre les investigations sur le rôle de la biodiversité dans la régulation des maladies infectieuses. Ainsi, Guo *et al.* (2014), en conduisant une étude sur 130 000 parcelles forestières[6], ont démontré que la diversité des organismes nuisibles aux arbres diminuait à partir d'une certaine diversité d'arbres.

Plusieurs domaines méritent ainsi d'être explorés *via* des recherches multidisciplinaires, intégrant les comportements humains, l'épidémiologie des épidémies et l'écologie des pathogènes, des hôtes et des vecteurs (habitat, interaction entre individus, saisonnalité, accès aux ressources alimentaires et recouvrements spatiaux, etc.).

Il s'agit notamment :

— de mieux comprendre les mécanismes de diffusion des maladies infectieuses, les interactions entre les espèces à différentes échelles spatiotemporelles, le rôle des communautés écologiques dans la régulation de l'abondance naturelle des pathogènes zoonotiques, la dynamique des systèmes plurispécifiques complexes comme la maladie de Lyme ;

(6) Parcelles de forêts naturelles et plantées situées entre 18,1 et 53,2° N et 75,53 et 131,8° E, et entre 7 et 4 240 m d'altitude. Les forêts ont été regroupées en six des huit zones de climat-végétation classées par Wu (1980), ce qui a permis d'examiner conjointement le climat, la distribution potentielle de la végétation et la zonalité latitudinale, longitudinale et verticale.

— de conduire des études sur les liens entre les fonctions écologiques (prédation, compétition, dilution, amplification) et l'épidémiologie des pathogènes transmis par les moustiques et les tiques (arboviroses) et des études de long terme ;

— de modéliser les dynamiques des écosystèmes et leur capacité à réguler les maladies.

Hélène SOUBELET
Directrice
de la FONDATION POUR LA RECHERCHE SUR LA BIODIVERSITÉ
195 rue Saint-Jacques
F-75005 PARIS
(helene.soubelet@fondationbiodiversite.fr)

Jean-François SILVAIN
Président (2014-2020)
de la FONDATION POUR LA RECHERCHE SUR LA BIODIVERSITÉ
195 rue Saint-Jacques
F-75005 PARIS
(jean-francois.silvain@fondationbiodiversite.fr)

BIBLIOGRAPHIE

ALLAN B.F., KEESING F., OSTFELD R, 2003. Effect of Forest Fragmentation on Lyme Disease Risk. *Conservation Biology*, 17(1), pp. 267-272. [En ligne] disponible sur : https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2003.01260.x

CHAVY A., FERREIRA DALES NAVA A., LUZ S.B.L., RAMIREZ J.D., HERRERA G., VASCONCELOS DOS SANTOS T. *et al.*, 2019. Ecological niche modeling for predicting the risk of cutaneous leishmaniasis in the neotropical moist forest biome. *Plos neglected tropical diseases*, 2018, 13(8). [En ligne] disponible sur : https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0007629

COMBES B., COMTE S., RATON V., RAOUL F., BOUÉ F., UMHANG G., FAVIER S., DUNOYER C., WORONOFF N., GIRAUDOUX P., 2012. Westward Spread of *Echinococcus multilocularis* in Foxes, France, 2005-2010. *Emerging Infectious Diseases*, 18(12), pp. 2059-2062.

COMTE S., UMHANG G., RATON V., RAOUL F., GIRAUDOUX P., COMBES B., BOUÉ F., 2017. *Echinococcus multilocularis* management by fox culling: An inappropriate paradigm. *Preventive Veterinary Medicine*, 147, pp. 178-185.

COSSON J.-F., 2019. Écologie de la maladie de Lyme. *Santé publique*, 31 (Hors série), pp. 73-87. *Revue forestière française*, LXX (2-3-4 spécial "Forêts et santé publique", 2018, paru en 2019), pp. 185-203.

CURTIS P.G., SLAY C.M., HARRIS N.L., TYUKAVINA A., MATTHEW C., HANSEN M.C., 2018. Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361, pp. 1108-1111.

DECAËNS T., MARTINS M.B., FEIJOO A. *et al.*, 2018. Biodiversity loss along a gradient of deforestation in Amazonian agricultural landscapes. *Conservation Biology*, 32 (6), pp. 1380-1391.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO), WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO), WORLD ORGANISATION FOR ANIMAL HEALTH (OIE), 2004. *Report of the WHO/FAO/OIE joint consultation on emerging zoonotic diseases*. 72 p. [En ligne] disponible sur : https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/68899/WHO_CDS_CPE_ZFK_2004.9.pdf;sequence=1

FORNACE K.M., HERMAN L.S., ABIDIN T.R., CHUA T.H., DAIM S., LORENZO P.J., GRIGNARD L., NUIN N.A., YING L.T., GRIGG M.J. *et al.*, 2018. Exposure and infection to Plasmodium knowlesi in case study communities in Northern Sabah, Malaysia and Palawan, The Philippines. *Plos neglected Tropical diseases*, 12(6). [En ligne] disponible sur : https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0006432

GOMEZ-BAGGETHUN E., BARTON D.N., 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics*, 86, pp. 235-245. [En ligne] disponible sur : https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.08.019

GORTAZAR C., REPERANT L.A., KUIKEN T., de la FUENTE J., BOADELLA M., MARTINEZ-LOPEZ B. *et al.*, 2014. Crossing the Interspecies Barrier: Opening the Door to Zoonotic Pathogens. *PLOS Pathogens*, 10(6): e1004129. [En ligne] disponible sur : https://doi.org/10.1371/journal.ppat.1004129

GRAY J.S., KAHL O., ROBERTSON J.N., DANIEL M., ESTRADA-PENA A., GETTINBY G., JAENSON T.G.T., JENSEN P., JONGEJAN F., KORENBERG E., KURTENBACH K., ZEMAN P., 1998. Lyme Borreliosis Habitat Assessment. *Zentralblatt für Bakteriologie*, 287(3), pp. 211-228.

GUO Q., REN H., 2014. Productivity as related to diversity and age in planted versus natural forests. *Global ecology and biogeography*, 23 (12), pp. 1461-1471.

HOFMEESTER T.R., JANSEN P.A., WIJNEN H.J., COIPAN E.C., FONVILLE M., PRINS H.H.T., SPRONG H., VAN WIEREN S.E., 2017. Cascading effects of predator activity on tick-borne disease risk. *Proc. R. Soc. B*, 284, 20170453. [En ligne] disponible sur : http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2017.0453

INTERGOVERNENMENTAL SCIENCES-POLICY PLATFORM ON BIODIVERSITY AND ECOSYSTEMS SERVICES, IPBES, 2019. *Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services* / S. Díaz, J. Settele, E.S. Brondízio, H.T. Ngo, M. Guèze, J. Agard, A. Arneth, P. Balvanera, K.A. Brauman, S.H.M. Butchart, K.M.A. Chan, L.A. Garibaldi, K. Ichii, J. Liu, S. M. Subramanian, G.F. Midgley, P. Miloslavich, Z. Molnár, D. Obura, A. Pfaff, S. Polasky, A. Purvis, J. Razzaque, B. Reyers, R. Roy Chowdhury, Y.J. Shin, I.J. Visseren-Hamakers, K.J. Willis, and C.N. Zayas (eds.). Bonn, Germany: IPBES secretariat. 56 p. [En ligne] disponible sur : https://doi.org/10.5281/zenodo.3553579

JAENSON T.G., TALLEKLINT L., 1992. Incompetence of roe deer as reservoirs of the Lyme borreliosis spirochete. *Journal of Medical Entomology*, 29, pp. 813-817.

JAENSON T.G., HJERTQVIST M., BERGSTROM T., LUNDKVIST A., 2012. Why is tick-borne encephalitis increasing? A review of the key factors causing the increasing incidence of human TBE in Sweden. *Parasites Vectors*, 5, p. 184. [En ligne] disponible sur : https://doi.org/10.1186/1756-3305-5-184

LEWIS F.I., OTERO-ABAD B., HEGGLIN D., PETER DEPLAZES P., TORGERSON P.R., 2014. Dynamics of the Force of Infection: Insights from *Echinococcus multilocularis* Infection in Foxes. *PLOS Neglected Tropical Diseases*, 8(3), e2731.

LIEURY N., RUETTE S., DEVILLARD S., ALBARET M., DROUYER F., BAUDOUX B., MILLION A., 2015. Compensatory Immigration Challenges Predator Control: An Experimental Evidence-Based Approach Improves Management. *The Journal of Wildlife Management,* 79(3), pp. 425-434.

MAAS M., DAM-DEISZ W.D.C., VAN ROON A.M., TAKUMIA K., VAN DER GIESSEN J.W.B., 2014. *Veterinary Parasitology,* 206, pp. 167-172.

MATUSCHKA F.R., SPIELMAN A., 1986. The emergence of Lyme disease in a changing environment in North America and Central Europe. *Experimental and Applied Acarology,* 2, pp. 337-353. [En ligne] disponible sur : https://doi.org/10.1007/BF01193900

McMAHON B.J., MORAND S., GRAY J.S., 2018. Ecosystem change and zoonoses in the Anthropocene. *Zoonoses Public Health*, 65, pp. 755-765. [En ligne] disponible sur : https://doi.org/10.1111/zph.12489

MEYER-SCHULZ K., BÜRGER-ARNDT R., 2019. Les effets de la forêt sur la santé physique et mentale. Une revue de la littérature scientifique. *Santé publique*, 31 (Hors série), pp. 115-134. *Revue forestière française*, LXX (2-3-4 spécial "Forêts et santé publique", 2018, paru en 2019), pp. 243-272.

NYDF Assessment Partners, 2019. *Protecting and Restoring Forests: A Story of Large Commitments yet Limited Progress*. New York Declaration on Forests Five-Year Assessment Report. Climate Focus (coordinator and editor). 94 p. [En ligne] disponible sur : https://forestdeclaration.org/images/uploads/resource/2019NYDFReport.pdf

NOWAK D.J., VAN DEN BOSCH M., 2019. Les effets des arbres et de la forêt sur la qualité de l'air et la santé humaine dans et autour des zones urbaines. *Santé publique*, 31 (Hors série), 2019, pp. 153-161. *Revue forestière française*, LXX (2-3-4 spécial "Forêts et santé publique", 2018, paru en 2019), pp. 297-308.

OTERO-ABAD B., ARMUA-FERNANDEZ M.T., DEPLAZES P., TORGERSON P.R., HARTNACK S., 2017a. Latent class models for *Echinococcus multilocularis* diagnosis in foxes in Switzerland in the absence of a gold standard. *Parasites & Vectors*, 10, p. 612. DOI 10.1186/s13071-017-2562-1

OTERO-ABAD B., RÜEGG S.R., HEGGLIN D., DEPLAZES P., TORGERSON P.R., 2017b. Mathematical modelling of *Echinococcus multilocularis* abundance in foxes in Zurich, Switzerland. *Parasites & Vectors*, 10:21 DOI 10.1186/s13071-016-1951-1.

OTERO-ABAD B., TORGERSON P.R., 2013. A systematic review of the epidemiology of echinococcosis in domestic and wild animals. *PLOS Neglected Tropical Diseases*, 7(6), e2249.

PENDRILL F., MARTIN PERSSON U., GODAR J., KASTNER T., MORAND D., SCHMIDT S., WOOD R., 2019. Agricultural and forestry trade drives large share of tropical deforestation emissions. *Global Environmental Change*, 56, pp. 1-10.

RANDOLPH S.E., 2008. Tick-borne encephalitis incidence in Central and Eastern Europe: consequences of political transition. *Micr. Infect.*, 10, pp. 209-216.

RIZZOLI A., SILAGHI C., OBIEGALA A., RUDOLF I., HUBALEK Z., FOLDVARI G., PLANTARD O., VAYSSIER-TAUSSAT M., BONNET S., SPITALSKA E., KAZIMIROVA M., 2014. *Ixodes ricinus* and its transmitted pathogens in urban and peri-urban areas in Europe: new hazards and relevance for public health. *Front. Public Health*, 2, 251. [En ligne] disponible sur : https://doi.org/10.3389/fpubh.2014.00251

SCHNEIDER R., ASPÖCK H., AUER H., 2013. Unexpected Increase of alveolar echinococcosis, Austria, 2011. *Emerging Infectious Diseases*, 19, pp. 475-477.

SCHWEIGER A., AMMANN R.W., CANDINAS D., *et al.*, 2007. Human alveolar echinococcosis after fox population increase, Switzerland. *Emerging Infectious Diseases*, 13, pp. 878-882.

SILVAIN J.-F., GOFFAUX R., SOUBELET H., SARRAZIN F., 2020. *Mobilisation de la FRB par les pouvoirs publics français sur les liens entre Covid-19 et biodiversité*. Paris : Fondation pour la recherche sur la biodiversité (FRB). 57 p. [En ligne] disponible sur : https://www.fondationbiodiversite.fr/wp-content/uploads/2020/05/Mobilisation-FRB-Covid-19-15-05-2020-1.pdf

SONG X.P., HANSEN M.C., STEHMAN S.V., POTAPOV P.V., TYUKAVINA A., VERMOTE E.F., TOWNSHEND J.R., 2018. Global land change from 1982 to 2016. *Nature*, 560, pp. 639-643.

SUMILO D., BORMANE A., ASOKLIENE L., VASILENKO V., GOLOVLJOVA I., AVSIC-ZUPANC T., HUBALEK Z., RANDOLPH S., 2008. Socio-economic factors in the differential upsurge of tick-borne encephalitis in central and Eastern Europe. *Medical virology*, 18(2). [En ligne] disponible sur : https://doi.org/10.1002/rmv.566

TYRVÄINEN L., OJALA A., NEUVONEN M., KATJA BORODULIN K., LANKI T., 2019. Effets bénéfiques de la forêt sur la santé et le bien-être. L'expérience de la recherche finlandaise. *Santé publique*, 31 (Hors série), pp. 249-256. *Revue forestière française*, LXX (2-3-4 spécial "Forêts et santé publique", 2018, paru en 2019), pp. 421-430.

ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS ET MALADIES INFECTIEUSES : DES LIENS COMPLEXES (Résumé)

Les surfaces forestières se sont accrues dans les régions tempérées et ont diminué significativement dans les régions tropicales consécutivement à la déforestation. Ces processus modifient les liens entre forêts et santé humaine. La probabilité de contracter certaines maladies est liée à la fréquence ou la quantité des fréquentations des forêts par l'Homme, mais également à deux autres catégories de phénomènes, les dégradations des écosystèmes forestiers et les changements dans la composition des communautés d'espèces, et ce tant dans les forêts tempérées (maladie de Lyme par exemple) que tropicales (virus Ebola ou l'ulcère de Buruli par exemple). Mieux comprendre les liens entre forêts et maladies infectieuses passe par des recherches multidisciplinaires, intégrant les comportements humains, l'épidémiologie des épidémies et l'écologie des pathogènes, des hôtes et des vecteurs.

FOREST ECOSYSTEMS AND INFECTIOUS DISEASES – COMPLEX INTERACTION (Abstract)

Forested surface areas have increased in temperate regions and significantly decreased in tropical regions as a result of deforestation. These processes alter the links between forests and human health. The likelihood of catching certain diseases is connected with the frequency or intensity of human presence but also with two other categories of phenomena: degradation of forest ecosystems and changes in the composition of communities of species, both in temperate forests (e.g. Lyme's disease) and tropical forests (e.g. Ebola virus or buruli ulcer). A better understanding of the links between forests and infectious diseases requires multidisciplinary research that encompasses human behaviour, the epidemiology of epidemics and the ecology of pathogens, hosts and vectors.

Licence Creative Commons
Attribution + Pas de Modification + Pas d'Utilisation Commerciale (BY ND NC)