

FORÊT • NATURE

OUTILS POUR UNE GESTION
RÉSILIENTE DES ESPACES NATURELS

Tiré à part de la revue **Forêt.Nature**

La reproduction ou la mise en ligne totale ou partielle des textes
et des illustrations est soumise à l'autorisation de la rédaction

foretnature.be

Rédaction : Rue de la Plaine 9, B-6900 Marche. info@foretnature.be. T +32 (0)84 22 35 70

Abonnement à la revue Forêt.Nature :
librairie.foretnature.be

Abonnez-vous gratuitement à Forêt.Mail et Forest.News :
foretnature.be

Retrouvez les anciens articles de la revue
et d'autres ressources : **foretnature.be**

L'évolution de la santé des forêts wallonnes

Principaux enseignements des réseaux de monitoring « ICP-forests »

Hugues Diteux¹ | Mathieu Jonard¹ | Élodie Bay² | Christian Laurent³ | Patrick Mertens² | Quentin Ponette¹

¹ Environmental Sciences, Earth and Life Institute (UCL)

² Observatoire wallon de la Santé des Forêts (DEMNA, SPW)

³ Département de la Nature et des Forêts (SPW)

Si les pluies acides des années '80 n'ont pas entraîné de dépérissement massif dans nos forêts, les sols en gardent toutefois encore aujourd'hui la marque. Le réseau ICP-forests suit depuis 1989 des placettes de chêne, hêtre et épicéa afin d'en évaluer l'état sanitaire.

RÉSUMÉ

Le réseau européen de surveillance de la santé des forêts (ICP-forests) a été mis en place dans les années '80 pour mesurer l'impact des pluies acides et comprendre les processus impliqués. En Wallonie, aucun dépérissement massif n'a été constaté sur les placettes de ce réseau et les retombées acides ont considérablement diminué depuis lors. Toutefois, le pH des sols est resté très bas et l'état sanitaire de plusieurs essences s'est considérablement dégradé ces dix dernières années. Ces détériorations peuvent être reliées principalement à

des épisodes climatiques extrêmes (chaleur, sécheresse ou excès d'eau en été) ainsi qu'à des attaques d'insectes ou d'organismes pathogènes. La pauvreté des sols en nutriments, accentuée par les apports passés d'acides et la pollution actuelle en ammonium, est susceptible de fragiliser les arbres face à ces stress à répétition. La poursuite de cette surveillance est indispensable pour identifier les nouvelles menaces, bien cerner le fonctionnement des systèmes et proposer des orientations de gestion pertinentes.



Les années '80 ont été marquées par des phénomènes de dépérissement des forêts à grande échelle, en particulier en Europe Centrale, mettant en évidence la vulnérabilité de ces écosystèmes. À cette époque, ces dégâts ont été attribués aux célèbres « pluies acides », liées aux émissions excessives d'oxydes de soufre et d'azote dans l'atmosphère.

Cette prise de conscience a conduit à l'instauration de mesures drastiques de réduction des émissions, telles que l'abandon progressif du charbon comme source d'énergie ou l'installation de filtres dans les industries. Simultanément, les autorités ont compris la nécessité d'observer et de comprendre l'évolution de la santé des écosystèmes forestiers. Il est en effet indispensable de connaître les conséquences à long terme de cette crise, de vérifier l'efficacité des mesures prises et de détecter précocement les nouvelles menaces.

Pour répondre à cette préoccupation le programme européen « ICP-forests » (*International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests*) a été mis sur pied en 1985. Ce programme, instauré dans le cadre de la convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance (CLRTAP) des Nations unies, réunit actuellement la plupart des pays membres de l'Union européenne ainsi qu'une dizaine de pays européens non membres. En Belgique, ce programme relève de la compétence des régions et la Wallonie y contribue activement.

Les réseaux ICP-forests

Le programme de monitoring ICP-forests s'appuie sur deux réseaux complémentaires de placettes d'observation permanentes :

- Le réseau de niveau 1 comporte 6500 placettes en Europe dont 65 en Wallonie. Il a pour objectif principal la description de l'évolution de l'état sanitaire en prenant en compte la variabilité locale.
- Le réseau de niveau 2 comporte 860 placettes en Europe dont 8 en Wallonie. Il est focalisé sur la compréhension des processus afin d'identifier les facteurs responsables des évolutions de l'état sanitaire.

Les paramètres suivis et la fréquence des observations pour les deux réseaux sont détaillés dans le tableau 1.

En Wallonie, le réseau de niveau 1 a été installé en 1989 sur base d'un quadrillage indépendant de l'Inventaire Permanent des Ressources Forestières de

Wallonie (IPRFW), comme le demandait la Commission européenne. Afin de compenser la perte progressive de placettes suite à des exploitations (mises à blanc) et des chablis, 45 nouvelles placettes ont été ajoutées en 2010. En vue d'une meilleure intégration des différents réseaux de suivi et dans une perspective d'extrapolation, ces nouvelles placettes ont été sélectionnées parmi les placettes de l'IPRFW qui disposent d'analyses de sols.

Le réseau de niveau 1 initial (que nous appellerons « 1a » ci-dessous) a été mis en place et suivi par le DNF avec l'appui du groupe « Sciences Forestières » de l'UCL. Il est composé actuellement de 20 placettes. Le suivi des 45 nouvelles placettes du réseau 1 (que nous appellerons « 1b » ci-dessous) est effectué par l'Observatoire wallon de la Santé des Forêts (OWSF) et les résultats sont analysés par l'UCL. Le réseau de niveau 2 est entièrement géré par l'UCL (entretien, observations, mesures, analyses des échantillons et interprétation des résultats) grâce à un financement de la Wallonie. La localisation des placettes des différents réseaux ICP-forests est représentée à la figure 1. L'évaluation de la défoliation des arbres et les principaux équipements installés sur le réseau de niveau 2 sont illustrés à la figure 2.

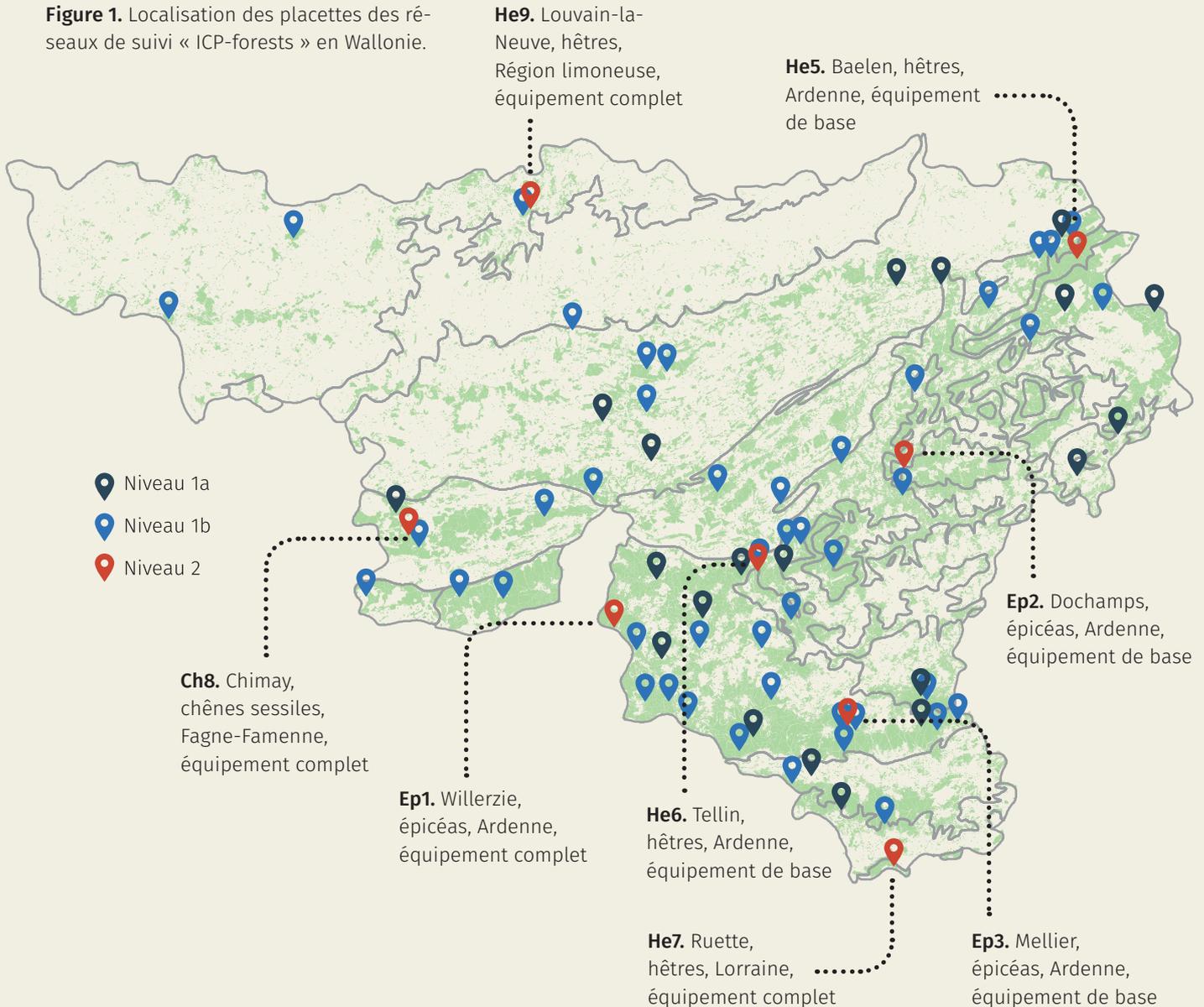
Ces deux réseaux ICP-forests sont complémentaires à l'IPRFW, qui se caractérise par une meilleure couverture spatiale (près de 12 000 placettes), mais par une évaluation sanitaire nettement moins détaillée et par une alternance de visites sur un cycle de 8-12 ans.

Tableau 1. Périodicité des paramètres suivis dans les deux réseaux ICP-forests.

	ICP-Forests Niveau 1	ICP Forests Niveau 2
Mesures dendrométriques	5 ans	1 an
Végétation herbacée	5 ans	5 ans
Analyse de sols	10 ans	10 ans
État sanitaire	1 an	1 an
Phénologie	1 an	1 an
Teneurs en éléments dans les feuilles	-	2 ans
Retombées par les litières	-	1 an
Observations météorologiques	-	1 heure*
Retombées atmosphériques	-	1 mois*
Teneur en eau dans le sol	-	1 heure*
Éléments dissous dans la solution du sol	-	1 mois*

* Sur les quatre placettes disposant d'un équipement complet (voir figure 1).

Figure 1. Localisation des placettes des réseaux de suivi « ICP-forests » en Wallonie.



Évolution des dépôts atmosphériques et conséquences sur les sols

Forte diminution des dépôts acides

Les dépôts de sulfate ont nettement diminué en 20 ans (figure 3), grâce aux mesures anti-pollution (filtres, qualité des carburants...) mais aussi à l'abandon progressif de l'usage du charbon. Les dépôts de nitrate ont également diminué, mais de manière moins spectaculaire. Les dépôts d'ammonium, par contre, sont élevés et ne présentent pas d'évolution.

Faible diminution de l'acidité du sol

En profondeur (plus de 20 cm), nous observons une hausse de pH de 0,2 unité en moyenne, dont la direction est en accord avec la diminution des dépôts acides, mais dont l'intensité reste faible (figure 4). En

surface, nous n'observons pas d'évolution globale : certaines placettes présentent une légère hausse tandis que d'autres présentent une légère baisse.

Cette faible réponse du sol suite à la forte diminution des dépôts est surprenante à première vue. Elle peut toutefois s'expliquer en considérant les mécanismes impliqués dans la régulation de l'acidité dans les sols.

La libération du sulfate stocké dans le sol agit comme une source d'acidité différée

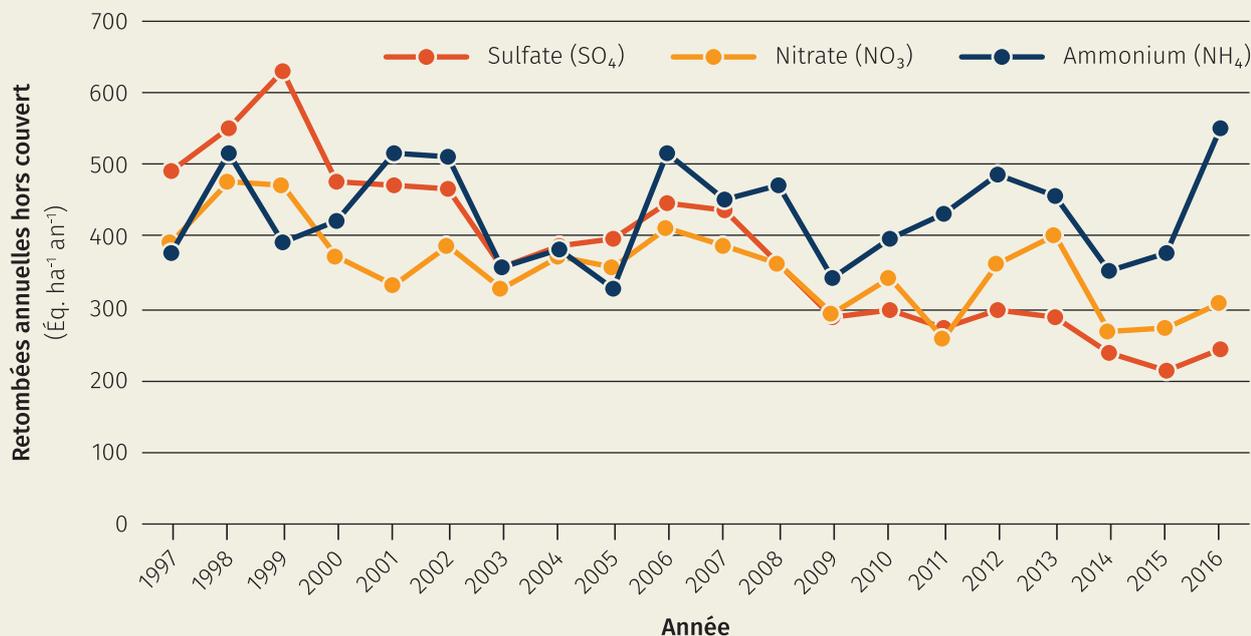
Une partie du sulfate apporté par les pluies a été fixée par les particules de sol, principalement les oxydes de fer. Cette fixation s'est accompagnée de la consommation d'un proton (via la libération d'un groupe « hydroxyde ») par molécule de sulfate fixée, ce qui a permis de contrecarrer partiellement l'apport



Figure 2. Estimation de la défoliation et principaux dispositifs installés dans les placettes de niveau 2.

1. Estimation visuelle de la défoliation (déficit de feuilles par rapport à « l'arbre parfait ») dans la partie non concurrencée du houppier.
2. Prélèvement de rameaux de la cime en vue de l'analyse chimique des feuilles.
3. Dispositif de récolte de l'eau s'écoulant le long du tronc, qui intervient dans le calcul des dépôts atmosphériques.
4. Dispositif de récolte de l'eau percolant dans le sol.
5. Solutions du sol (= eau + éléments dissous) récoltées sous la litière (gauche) et jusqu'à -70 cm (droite).
6. Installation de sondes destinées à mesurer en continu la teneur en eau du sol.

Figure 3. Évolution des dépôts de sulfates, nitrate et ammonium à Willerzie (Ep1).



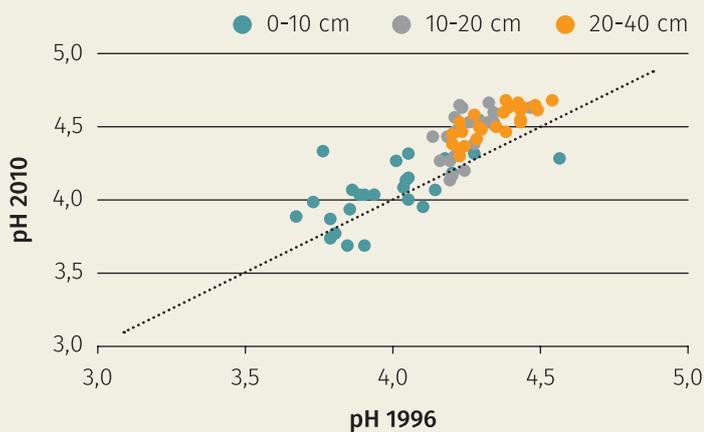


Figure 4. Comparaison des valeurs de pH des sols entre les campagnes 1996 et 2010 dans les placettes de niveau 2 (cinq points par placette et par profondeur sont représentés ; la droite pointillée représente une absence d'évolution).

atmosphérique d'acide. A contrario, suite à la diminution des concentrations en sulfate dans les pluies, les molécules fixées dans le sol sont remobilisées, entraînant la libération de protons (via la fixation d'un groupe « hydroxyde »). Ce processus, dont l'amplitude doit encore être étudiée, pourrait donc différer de plusieurs années l'impact des dépôts.

Les perturbations du cycle de l'azote engendrent une production excédentaire d'acides

L'ammonium atmosphérique provient de la neutralisation de l'ammoniaque, émis principalement par les élevages. Au contraire du nitrate et du sulfate, les dépôts d'ammonium n'ont pas diminué au cours des vingt dernières années. Cet ion est peu mobile dans le sol et est donc retenu dans les couches superficielles, où il est converti en nitrate par des micro-organismes adaptés aux sols forestiers. Cette transformation s'accompagne de la production d'acide (deux protons par molécule de nitrate produite). L'ammonium, sans être un acide, a donc un effet potentiellement acidifiant sur le sol. Cet effet est encore plus marqué si le nitrate n'est pas prélevé par les racines et se déplace vers des couches plus profondes, voire jusqu'au sous-sol. Les détails de ces processus sont expliqués dans la figure 5. Vu que l'ammonium est essentiellement converti en nitrate dans la couche de surface, mais qu'une partie de ce nitrate se déplace et est absorbée par les racines dans les couches sous-jacentes, on peut s'attendre à une diminution du pH en surface et une hausse en profondeur, ce qui correspond bien aux observations.

La capacité des sols à neutraliser l'acidité a été durablement affectée

Les protons ne peuvent s'accumuler indéfiniment dans le sol, car une grande partie d'entre eux est généralement neutralisée par réaction avec certains minéraux du sol, conduisant à la dissolution de ces derniers (réaction d'altération). La capacité du sol à neutraliser les protons est liée à la réactivité des minéraux présents : plus un minéral est réactif, plus il s'oppose à la diminution du pH en solution en consommant des protons par dissolution. Cette propriété, appelée « pouvoir tampon », dépend surtout du type de minéraux présents et de leur accessibilité (surface en contact direct avec l'eau du sol). L'altération des minéraux par les protons provoque un épuisement progressif et irréversible des réserves en minéraux à partir de la surface du sol et les plus réactifs sont consommés les premiers. Il en résulte à long terme une diminution du pouvoir tampon du sol et donc une lente baisse de pH. Ce phénomène est naturel, mais accéléré par l'apport de polluants acides ou acidifiants.

Grâce au pouvoir tampon, le pH des sols n'aurait donc que faiblement diminué au cours de cette période, comme cela a été observé par WEISSEN *et al.*⁶ Réciproquement, le pH ne devrait pas augmenter fortement après le pic de pollution. Toutefois, ce processus a vraisemblablement affecté la réserve en minéraux des sols, provoquant un épuisement partiel des formes les plus réactives (en termes de composition chimique et d'accessibilité). Une telle dégradation pourrait avoir un effet négatif sur la fertilité chimique des sols. Ces minéraux réactifs constituent en effet une source importante d'éléments nutritifs (principalement le magnésium) et permettent normalement d'assurer leur disponibilité à moyen et à long termes.

Évolution de l'état sanitaire des arbres

Observations

Les évolutions moyennes de la défoliation des quatre principales essences wallonnes jusqu'en 2017 sont présentées à la figure 6. Une augmentation de défoliation est synonyme d'une dégradation de l'état sanitaire. Avant d'analyser ces tendances, il est nécessaire de mentionner qu'un nombre significatif de nouvelles placettes ont été ajoutées en 2010, ce qui a pu engendrer une discontinuité. Une telle discontinuité n'a pas été détectée pour le hêtre et les chênes. Par contre, dans le cas de l'épicéa, les nouvelles placettes étaient en moyenne plus dégradées que les anciennes, ce qui a provoqué une augmentation biaisée, matérialisée par un trait discontinu sur la figure 6.

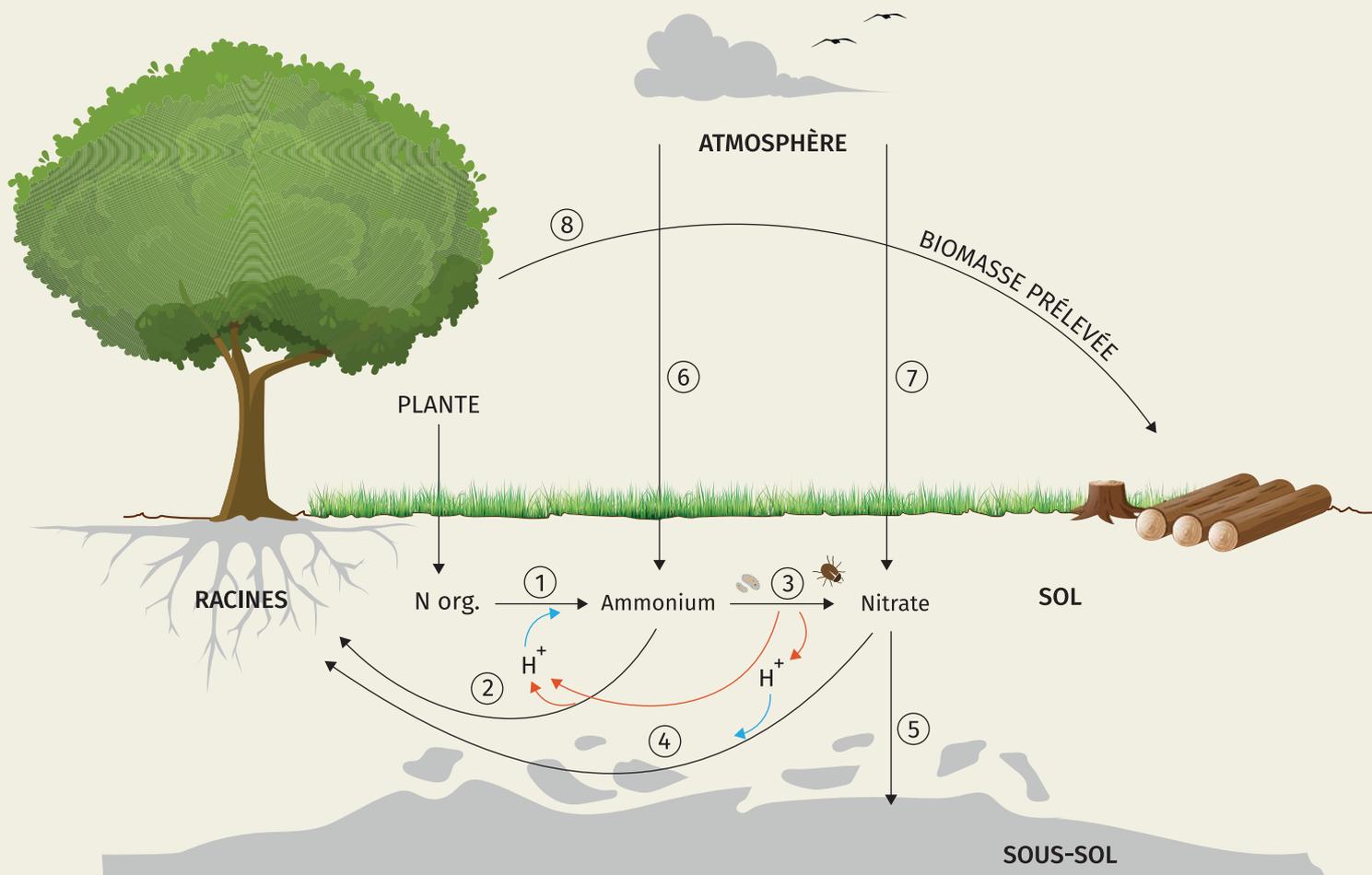


Figure 5. Connexions entre les cycles de l'azote et des protons dans le système sol-plante-atmosphère.

Les impacts du cycle de l'azote sur l'acidification du sol

Le cycle de l'azote dans le sol est intimement lié au cycle des protons, qui constitue le « principe actif » des acides.

La minéralisation de l'azote de la matière organique s'accompagne de la consommation d'un proton par molécule d'azote (1). Si l'ammonium est absorbé par une racine (2), un proton est libéré par cette dernière. L'ammonium peut également être transformé en nitrate par les micro-organismes du sol (3). Cette transformation entraîne la libération de deux protons par molécule d'azote. Ensuite, l'absorption de nitrate par les racines s'accompagne de la consommation d'un proton (4).

Lorsque les apports sont modérés, l'azote est stocké dans la biomasse et une partie sera exportée lors

de la récolte de bois. Dans ce cas, le bilan de protons lié au cycle de l'azote est à l'équilibre. En effet, la quantité de protons produite est semblable à la quantité consommée, indépendamment de la voie suivie (2 ou 3+4).

Par contre, lorsque les dépôts atmosphériques sont élevés, l'apport d'azote peut excéder la capacité de stockage de l'écosystème induisant une situation d'eutrophisation. La quantité de nitrate disponible excède alors la consommation par la végétation (offre très supérieure à la demande). Le nitrate en excès est alors lessivé vers la nappe (5), et une quantité équivalente de protons n'est pas neutralisée par les racines.

De plus, lorsque l'azote est apporté sous forme NH_4 (6), l'étape de

minéralisation (1) est court-circuitée ce qui induit un bilan de proton positif.

La combinaison de ces deux processus (apport direct de NH_4 et absence de neutralisation par les racines) constitue le pire des scénarios, conduisant à la libération de deux protons par molécule d'azote. Cette situation est également dommageable pour les écosystèmes aquatiques et la qualité de l'eau des nappes.

Par contre, l'apport externe d'azote sous forme de nitrate (7) induit un bilan de proton négatif, pour autant que ce nitrate soit absorbé par les racines. Or, un apport élevé de NO_3 (surtout en période de repos) favorise généralement le lessivage, ce qui limite la neutralisation des protons.

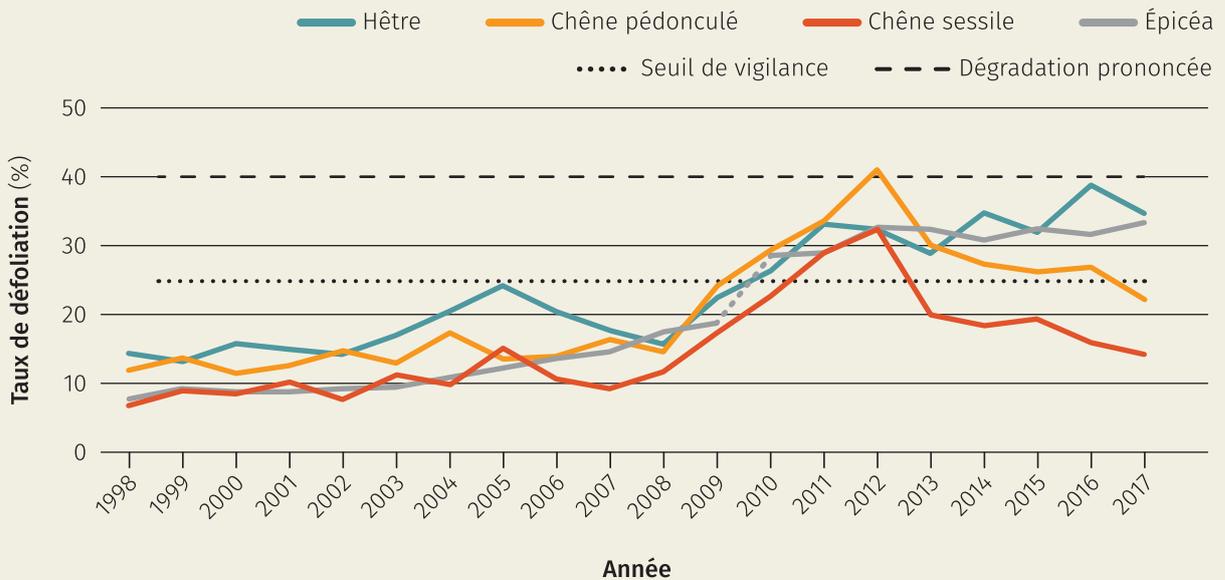


Figure 6. Évolution des taux de défoliation moyens sur l'ensemble des arbres des réseaux 1 et 2 (en 2017, l'échantillon était constitué de 292 hêtres, 223 chênes sessiles, 133 chênes pédonculés et 387 épicéas).

Globalement, les quatre essences présentent une dégradation de leur état sanitaire au cours des vingt dernières années. Le seuil de vigilance est atteint pour les quatre essences entre 2009 et 2011, mais l'évolution diffère nettement d'une espèce à l'autre.

Les épicéas, si l'on fait abstraction du biais méthodologique constaté en 2010, présentent une dégradation lente mais continue de 2003 à 2012, suivie d'une stabilisation entre 2012 et 2017. La défoliation moyenne actuelle se situe largement au-delà du seuil de vigilance.

Les deux espèces de chênes présentent une forte dégradation entre 2008 et 2012 suivie d'une nette amélioration. La défoliation moyenne reste toutefois plus élevée qu'avant 2008, en particulier pour le chêne pédonculé.

Pour le hêtre, nous observons une première dégradation de 2002 à 2005, suivie d'une récupération. Ensuite, une seconde dégradation est observée entre 2008 et 2011 suivie d'une tendance générale à la hausse associée à de fortes oscillations.

Seuls deux arbres suivis sont morts au cours de cette période : un hêtre en 2010 et un chêne sessile en 2016. On est donc loin du dépérissement massif observé dans certaines régions d'Europe Centrale dans les années '70 et '80.

On pourrait s'attendre à ce que les arbres les plus endommagés soient éliminés avant leur mort lors

des éclaircies puisque les placettes sont soumises au même régime que les parcelles où elles se situent. Ceci est vrai pour les chênes. Les arbres coupés étaient en moyenne plus dégradés que les arbres maintenus : +12 % de défoliation pour les chênes sessiles (18 arbres sur 134) et +36 % pour les chênes pédonculés (3 arbres sur 71). L'enlèvement de ces arbres a pu contribuer à la diminution de la défoliation moyenne après 2012, mais dans une faible mesure vu le faible nombre d'arbres concernés. Par contre, pour les hêtres et les épicéas, les individus sélectionnés lors des coupes d'éclaircie étaient en moyenne au même niveau de défoliation que les individus maintenus (-0,1 % pour les hêtres et -1,9 % pour les épicéas).

Les douglas, suivis depuis 2014, présentaient en 2017 une défoliation moyenne de 29 %, en faible augmentation depuis 3 ans, et attribuée principalement à la rouille suisse.

Facteurs explicatifs

Âge des arbres

Étant donné que l'on suit l'évolution des mêmes peuplements depuis le départ, l'âge moyen augmente forcément chaque année, ce qui affecte leur état sanitaire. Nous ne disposons pas d'un échantillon suffisamment grand pour distinguer l'effet « âge » de l'effet « année ». Une étude à plus grande échelle réalisée en Allemagne (EICKENSCHIEDT, communication personnelle) peut toutefois nous orienter : ces chercheurs ont montré que l'âge des arbres a un effet significatif sur leur état sanitaire, indépendamment de l'année d'observation. L'augmentation est de 0,18 %

par an pour les épicéas, 0,15 % par an pour les hêtres et 0,07 % par an pour les chênes de plus de 60 ans. Ces effets sont très marqués si l'on s'intéresse au cycle de vie complet de l'arbre, mais sont par contre insignifiants par rapport aux évolutions que nous observons.

Déficiences en nutriment

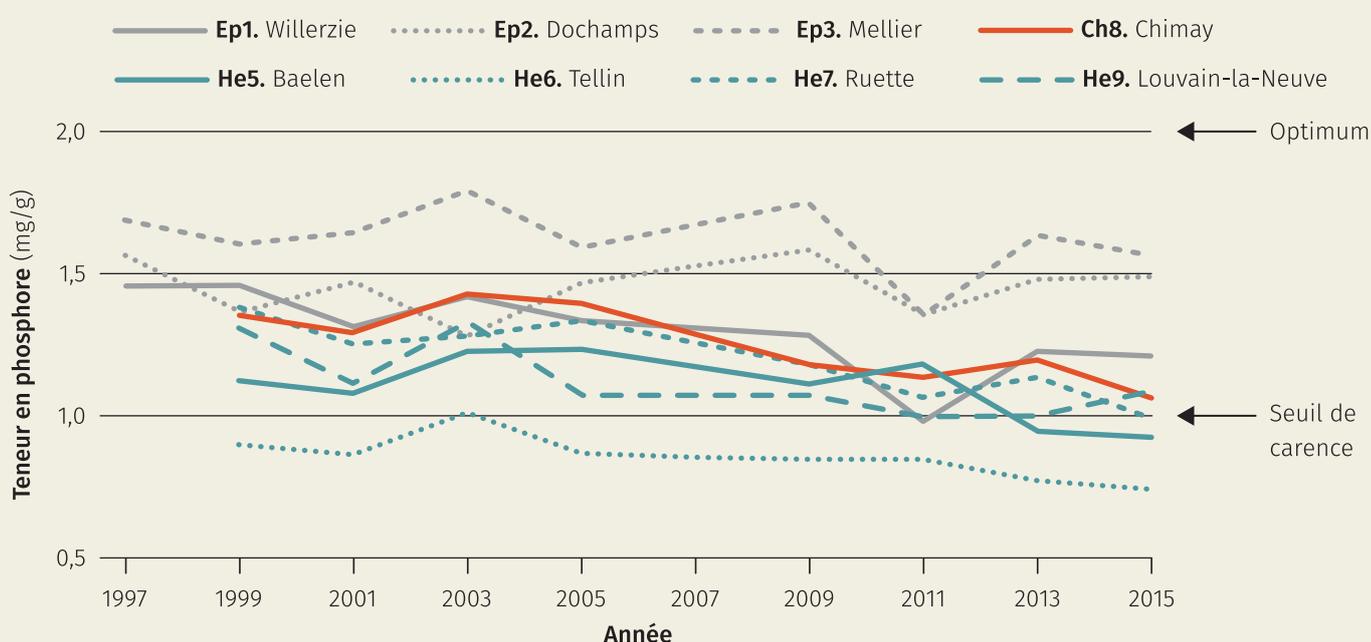
À la fin des années '80, certaines dégradations sanitaires (en particulier la mortalité de verticilles de la cime des épicéas) ont été attribuées à des déficiences en magnésium (Mg)⁶. Nous avons également observé des teneurs très basses (moins de 0,5 mg/kg) dans les aiguilles d'épicéas et les feuilles de hêtres sur certaines placettes du réseau de niveau 2. Toutefois, nous n'observons pas de corrélation entre ces teneurs foliaires et le taux de défoliation et ne constatons pas de diminution aux cours des vingt années de suivi. Il semble donc qu'il n'y ait pas de lien direct entre déficience en Mg et augmentation de défoliation, mais il est tout à fait plausible que cette déficience ait fragilisé les arbres et accentué les effets d'autres facteurs⁶.

Par ailleurs, nous observons actuellement des teneurs en phosphore dans les feuilles ou aiguilles proches du seuil de carence (voire inférieures) dans plusieurs placettes et ces teneurs sont en diminution depuis le début du suivi dans la plupart des placettes, en particulier pour le hêtre (figure 7). Cette chute des teneurs foliaires en phosphore a également été constatée dans les pays limitrophes. Des carences en phosphore peuvent contribuer à fragiliser les arbres.

Les raisons d'une telle diminution ne sont pas clairement établies. Plusieurs hypothèses peuvent être avancées :

- Augmentation de la demande en phosphore des arbres : suite à l'effet fertilisant du CO₂ atmosphérique sur la croissance des forêts et à l'allongement de la période de végétation, la demande en phosphore est accrue. Si cette demande ne peut pas être satisfaite par la disponibilité en phosphore du sol, ceci conduit à une dilution du phosphore dans la biomasse.
- Diminution des retombées de soufre : le soufre et le phosphore sont en compétition pour la fixation sur les oxydes de fer du sol. La diminution de la concentration en soufre dans le sol aurait favorisé la fixation du phosphore, le rendant moins disponible pour les plantes. Il s'agirait donc d'un effet négatif inattendu de la diminution de la pollution atmosphérique.
- Maintien des retombées d'azote : la disponibilité élevée en azote dans les écosystèmes forestiers wallons pourrait avoir un impact négatif sur le développement des mycorhizes, qui jouent un rôle clé dans le prélèvement du phosphore par l'arbre.
- Augmentation de la fréquence et de l'intensité des épisodes de fructification, qui engendre une consommation accrue des éléments nutritifs.
- Fréquence accrue des épisodes de sécheresse : lors d'un tel épisode, les horizons de surface se dessèchent les premiers, ce qui oblige les racines à aller chercher l'eau dans les horizons profonds, où le phosphore est moins abondant et moins disponible.

Figure 7. Évolution des teneurs moyennes en phosphore dans les feuilles et les aiguilles (de l'année) des arbres du réseau de niveau 2.



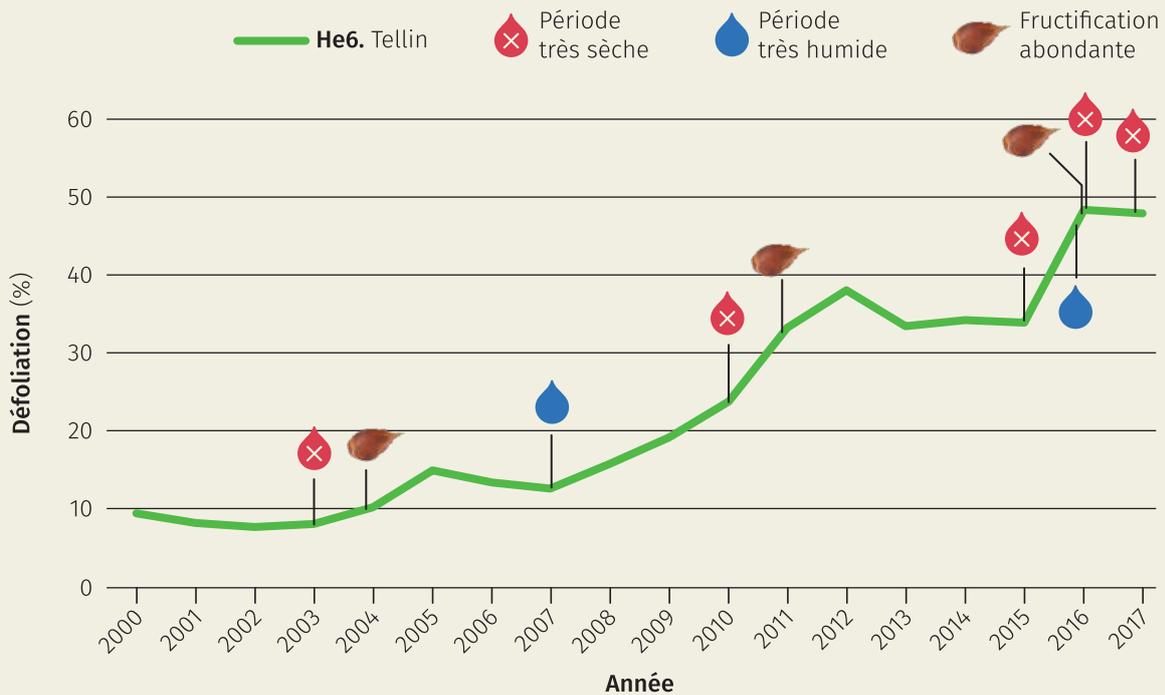


Figure 8. Évolution de la défoliation moyenne des hêtres sur la placette de Tellin (He6).

Conditions climatiques défavorables

L'influence des conditions d'humidité doit être étudiée site par site, étant donné la forte variabilité locale des précipitations, surtout en été. Pour chaque placette, sur base des précipitations enregistrées dans la station météo la plus proche, nous avons identifié les années présentant des épisodes très secs ou très humides durant la période de végétation. Ces épisodes sont détectés sur des intervalles de 90 jours « mobiles » (ne correspondant pas à des dates fixes), selon la procédure mise en place par l'IRM². Une période de 90 jours correspond à la durée nécessaire pour qu'un sol « moyen » s'assèche fortement. Il s'agit d'une première approche ; cette durée devra être ajustée en fonction des caractéristiques de chaque site étudié.

Pour la placette de hêtre à Tellin (figure 8), nous avons identifié cinq épisodes très secs (mais pas extrêmes) et deux épisodes humides affectant la période de végétation. L'année 2016 est très particulière car un épisode très humide et un épisode très sec se sont succédés. Nous observons des augmentations des défoliations moyennes durant les deux années qui suivent les épisodes secs de 2003, 2010 et 2015. Ces augmentations sont accompagnées de fructifications intenses en 2004, 2011 et 2016. La fructification chez le hêtre suit un cycle bisannuel (non strict), mais pourrait être accentuée par une période sèche

durant l'année antérieure. Une fructification intense pourrait expliquer en partie l'augmentation de la défoliation, en raison de l'utilisation préférentielle des nutriments pour les fruits. Il existe visiblement des liens entre épisodes secs, fructifications et pics de défoliation. Toutefois, nos observations ne couvrent pas une période suffisamment longue pour pouvoir déterminer précisément les mécanismes impliqués.

Outre les pics de défoliation, d'une durée de 2 à 3 ans, nous observons aussi une augmentation particulièrement marquée, et non réversible, de la défoliation entre 2007 et 2010. Il est possible que cette dégradation soit la conséquence des conditions particulièrement humides de l'été 2007. De telles conditions pourraient provoquer des dégâts aux racines, en induisant un manque d'oxygène ou en favorisant le développement de *Phytophthora*. Ce pathogène endommage les racines fines et rend l'arbre moins résistant aux sécheresses durant les années qui suivent l'infection. Son rôle dans la dégradation des couronnes de hêtres a été mis en évidence en Wallonie⁵. Il pourrait être responsable de la dégradation observée sur cette placette, même si aucun symptôme spécifique n'a été détecté.

Pour les seules années 2015 à 2017, nous avons identifié trois épisodes secs et un épisode humide en période de végétation, tous susceptibles d'entraîner des

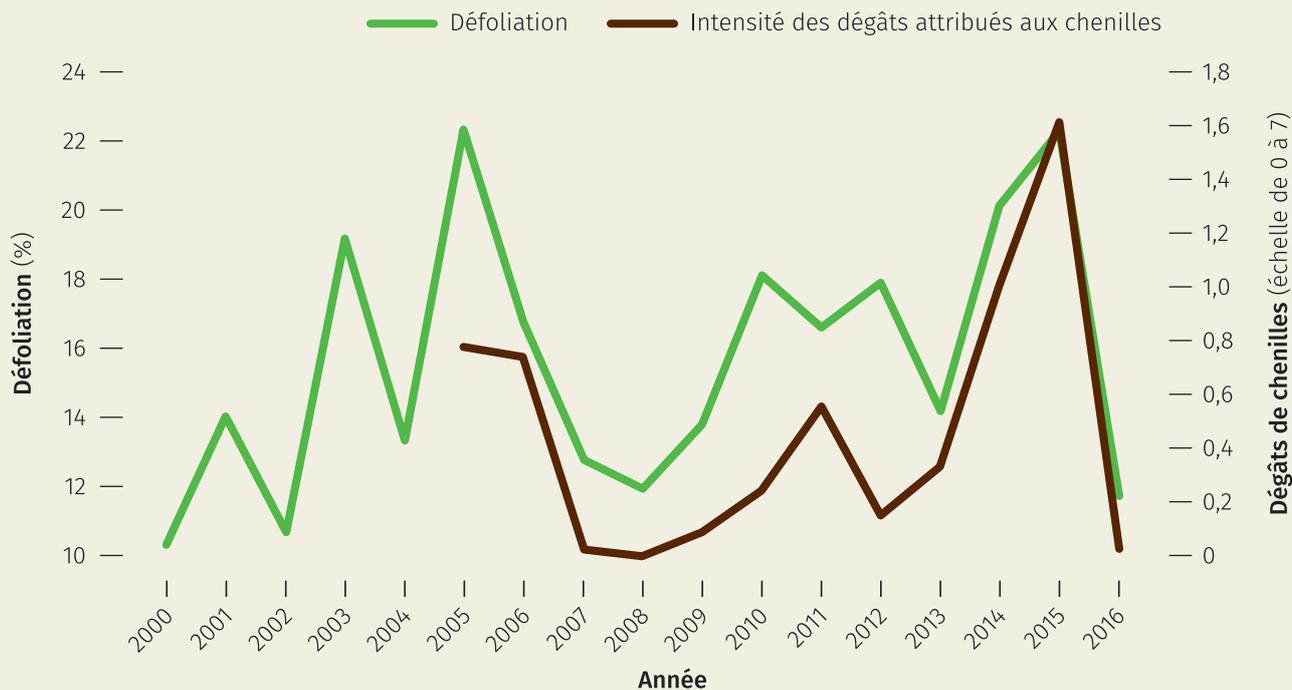


Figure 9. Évolution de la défoliation moyenne des chênes sessiles et de l'intensité des dégâts attribués aux chenilles (quantifiée à partir de 2005) sur la placette de Chimay (Ch8).

effets durant plusieurs années. Nous ne disposons pas actuellement du recul nécessaire pour en mesurer les conséquences. Le suivi durant les prochaines années sera donc d'un grand intérêt.

L'effet des périodes sèches et l'augmentation non-réversible entre 2007 et 2010 ont également été observés dans les autres placettes de hêtre du réseau, mais les sécheresses « estivales » ne se produisent pas toujours lors des mêmes années.

En ce qui concerne les épicéas, nous constatons systématiquement une augmentation lente mais s'étalant sur presque 10 ans à partir de 2003. L'été 2003 s'est avéré très sec sur une grande partie de la Wallonie, mais aussi exceptionnellement chaud. La chaleur n'aurait pas provoqué de chute d'aiguilles immédiate, mais aurait affaibli l'arbre et réduit la production de nouvelles aiguilles au cours des années suivantes. Étant donné le caractère persistant des aiguilles, l'effet sur la défoliation aurait été « dilué » sur une période plus longue que pour les feuillus. Toutefois, nos observations sont basées sur une fenêtre de temps trop restreinte pour affirmer sans ambiguïté que la chaleur est bien responsable de cette dégradation.

Pour les chênes, les effets de la sécheresse et de l'excès d'humidité pourraient également expliquer en partie les tendances observées. Néanmoins, comme

expliqué ci-dessous, les facteurs biotiques semblent jouer un rôle prépondérant chez ces essences.

Dégâts d'insectes

Sur la placette de chêne de Chimay, les feuilles sont régulièrement dévorées par les chenilles tordeuses (probablement *Tortrix viridana*) au printemps. Malgré que l'arbre soit capable de produire de nouvelles feuilles au mois de juin, ces dégâts restent bien visibles lors de l'évaluation de l'état sanitaire en été. Nous observons que ces dégâts sont bien corrélés à la défoliation, indiquant qu'il s'agit d'un facteur explicatif prépondérant. Le lien entre les dégâts de chenilles et la défoliation des chênes est également observé sur les placettes du réseau de niveau 1 en Ardenne, où le dernier pic a eu lieu en 2011-2012.

Les insectes, tels que les scolytes et l'orcheste (*Rhyssa fagi*; figure 10), affectent aussi les autres essences mais contrairement à ce qui a été observé sur les placettes de l'IPRFW¹, aucune attaque significative de scolytes n'a été relevée sur les placettes de ces réseaux depuis le début des observations. Ceci met en évidence la complémentarité des différents réseaux.

Qualité de l'air

Aucun dégât imputable à l'action directe de polluants dans l'air n'a été observé sur les placettes étudiées. Seules les concentrations en ozone sont considérées

comme potentiellement critiques au niveau des forêts, mais ce paramètre n'est pas (encore) mesuré sur nos placettes.

Résilience

Les chênes semblent présenter la capacité la plus élevée à retrouver une situation normale après une crise. Cette observation est sans doute liée à la « contribution » élevée des attaques de chenilles dans la défoliation. Dans ce cas en effet, il ne s'agit pas de la conséquence d'une détérioration de fond du fonctionnement de l'arbre. De plus, le chêne possède une bonne capacité à restaurer sa couronne à partir de pousses éplicormiques (gourmands). Toutefois, des attaques de chenilles intenses et répétées peuvent provoquer la mort des arbres préalablement affaiblis par des sécheresses⁴.

L'épicéa semble présenter une très faible capacité de récupération. Pratiquement aucun arbre ne présente d'amélioration après l'épisode de dégradation 2003-2011. Toutefois, le caractère longévif des aiguilles, ralentit certainement la récupération, tout comme il aurait ralenti la dégradation.

Les hêtres semblent récupérer après les épisodes de sécheresse et de fructification, mais cette récupération n'est pas complète. L'augmentation « de fond » pourrait être liée à la succession de ces épisodes ainsi qu'à des pathogènes affectant à plus long terme la santé des arbres (*Phytophthora* par exemple). Par ailleurs, si l'intervalle entre les épisodes de sécheresse se réduit, on peut craindre une moins bonne récupération des arbres, voire une dégradation irréversible.

Quel a été l'impact des pluies acides ?

La dégradation générale de l'état sanitaire des épicéas et des hêtres s'est produite environ 30 ans après l'épisode des pluies acides, et ne peut donc résulter d'un effet direct de celles-ci. Cela ne signifie toutefois pas que les pluies acides ne sont pas impliquées dans le processus de dégradation observé actuellement. L'apport massif d'acides et de substances acidifiantes aurait été en grande partie neutralisé par la fixation d'une partie du sulfate dans le sol et la réaction avec certains minéraux du sol, empêchant une chute significative du pH du sol. Ces processus constituent une protection à court terme de l'écosystème, mais la libération ultérieure du sulfate fixé est un processus acidifiant, tandis que l'altération des minéraux conduit à la diminution irréversible des réserves nutritives du sol. Ceci augmente le risque de carences à moyen terme, et fragilise les arbres face aux sécheresses. En limitant les dépôts acides, on n'a pas reconstitué ces réserves, mais juste limité leur gaspillage.

Conclusions

Les réseaux de suivi ICP-forests ont été initialement mis en place pour faire face à la crise des « pluies acides » sur les écosystèmes forestiers. Le désastre redouté à l'époque n'a heureusement pas eu lieu et cette menace semble s'éloigner suite aux efforts entrepris pour réduire les émissions de composés acidifiants.

Toutefois, la santé des forêts est préoccupante et s'est même considérablement détériorée au cours des dix dernières années. Les retombées acides passées ont probablement affecté le sol en accentuant la perte de nutriments, induisant des carences et rendant les arbres plus fragiles face aux perturbations. En outre, la libération du sulfate fixé et la nitrification sont également des sources potentielles d'acidité susceptibles d'accentuer la consommation irréversible des ressources minérales des sols. Les précieuses informations accumulées durant 20 ans grâce aux réseaux de monitoring ont permis d'identifier l'impact probable de nouvelles menaces non prévues au départ : les dépôts d'ammonium, les épisodes climatiques extrêmes, de nouveaux pathogènes et parasites, etc.

La compréhension des processus en jeu est indispensable si l'on souhaite prédire l'évolution de la santé des forêts et proposer des orientations de gestion adaptées. L'analyse des données actuellement disponibles a déjà permis de comprendre certains mécanismes, mais le système est très complexe et les interactions nombreuses. Un travail considérable reste par conséquent à fournir pour comprendre précisément le fonctionnement de ces écosystèmes, tout en élargissant la fenêtre d'observation, dans le temps et dans l'espace.

Perspectives

Mieux comprendre les effets des sécheresses

La détermination de l'intensité des stress hydriques sur base des données météorologiques est délicate, car le niveau de dessèchement atteint par un sol dépend de nombreux facteurs, tels que sa texture, sa profondeur et sa teneur en cailloux. En 2013, nous avons installé sur quatre sites des sondes de mesure en continu de l'humidité du sol. Les observations disponibles sur une période de 5 ans doivent permettre de mettre au point des modèles d'estimation des teneurs en eau dans ces sols sur base des données météo, pour les années passées ou futures. Cette modélisation permettra d'une part d'étudier plus précisément le lien entre stress hydrique (ou excès d'eau) et défoliation (modélisation du passé) et de tester des scénarios climatiques (modélisation du futur).



Figure 10. Nécroses sur les feuilles de hêtre provoquées par les larves de l'orcheste (*Rhynchaenus fagi*).

Identifier les nutriments limitants et prédire les impacts à long terme

Les résultats ont montré des risques de carence pour certains éléments, en particulier le phosphore et le magnésium. Leur caractère limitant devrait être confirmé en étudiant les liens avec la croissance des arbres, mais cela doit inclure une période plus longue et un nombre de sites plus élevé. Par ailleurs, les mesures effectuées dans les sites du réseau de niveau 2 permettent de calculer les flux de nutriments. Lorsque la modélisation des flux d'eau sera finalisée, nous pourrions calculer les « bilans » de nutriments au niveau des écosystèmes (entrées et sorties) et estimer la contribution provenant de l'altération des minéraux. Ces informations sont essentielles pour appréhender l'impact des retombées acides, la disponibilité des nutriments à long terme et donc la durabilité des systèmes³.

Quantifier l'impact des passages d'engins forestiers

Nous suspectons dans certaines placettes du réseau 2 des liens entre le passage d'engins d'exploitation et une augmentation de la défoliation durant les années qui suivent. Ceci pourrait être lié à des blessures raci-

naires et au développement de maladies qui peuvent en résulter, ainsi qu'au tassement du sol. Ces effets sont toutefois difficiles à distinguer des effets des sécheresses étant donné le faible nombre d'observations. Nous prévoyons de récolter également les informations relatives aux coupes sur les placettes de niveau 1 afin d'étudier ces effets sur un échantillon plus large.

Analyser les trajectoires de vie

Nous nous sommes focalisés sur l'évolution des défoliations moyennes, mais d'autres facteurs doivent être pris en compte si l'on veut étudier la résilience des arbres. Ainsi, certains arbres ne sont pas affectés lors des pics de dégradation, tandis que d'autres ne récupèrent pas aussi bien que la majorité après un épisode sec. Il est important d'identifier ce qui distingue ces arbres des autres, afin de mieux prédire la réaction d'un peuplement face à des perturbations futures et de guider le martelage. À cette fin, nous envisageons de comparer les trajectoires des différents arbres sur base de la croissance et de la défoliation en vue d'identifier les facteurs fragilisant et les facteurs de résistance.

POINTS-CLEFS

- ▶ L'acidité des pluies n'est plus une menace en Wallonie, mais l'apport excessif d'ammonium continue à perturber le fonctionnement des sols.
- ▶ Les épisodes de sécheresses répétées et l'humidité excessive de l'été 2007 expliquent vraisemblablement la forte dégradation de l'état sanitaire des hêtres, qui est actuellement inquiétant, même si la très faible mortalité laisse entrevoir une possibilité de restauration.
- ▶ Les épicéas se sont considérablement dégradés suite à la canicule de 2003, mais leur situation s'est stabilisée depuis 2012, sans qu'un dépérissement massif ne soit observé.
- ▶ Les chênes suivis dans ce dispositif présentent une bonne récupération après la crise de 2008-2012, liée à de fortes attaques de chenilles tordeuses.

S'appuyer sur des séries temporelles plus longues

Dans un tel dispositif, nous ne contrôlons pas la variation des facteurs explicatifs. Ceci peut conduire à des évolutions simultanées de plusieurs facteurs, rendant impossible l'identification de leurs impacts respectifs. De plus, de nombreux processus présentent un caractère cyclique pluriannuel (dégâts de chenilles sur les chênes, effets d'une sécheresse sur les hêtres...). Il est dès lors primordial d'augmenter au maximum la longueur des séries temporelles. Il est possible d'étudier la croissance passée via l'étude des cernes, mais ce n'est pas le cas pour l'état sanitaire. À court terme, les effets des anomalies climatiques de 2015 à 2017 méritent, par exemple, une attention particulière. À plus long terme, il est important de vérifier si la nutrition en phosphore continue à se dégrader.

Extrapoler les résultats dans l'espace

En théorie, un nombre plus élevé de sites de suivi est utile afin d'inclure d'autres essences, d'autres conditions stationnelles, d'autres âges. Toutefois, une telle augmentation est irréaliste, d'autant plus que l'on n'aurait pas de recul (série temporelle) sur les nouveaux sites. Il est plus intéressant de compléter nos observations grâce aux données collectées sur les mêmes dispositifs dans les régions limitrophes (sites ICP-forests). Les résultats obtenus grâce à ces réseaux doivent en outre être complétés par les observations effectuées sur l'IPRFW, qui en raison du nombre très élevé de placettes est plus pertinent pour la détection et la quantification de certains problèmes sanitaires, par exemple les attaques de type « sco-

lytes ». L'inclusion des nouvelles placettes de niveau 1 dans l'IPRFW depuis 2010 ouvre des perspectives en termes d'analyses croisées et d'extrapolations à l'échelle de la région. ■

Bibliographie

- ¹ Claessens H., Claessens L., Longrée Ch., Nivelles L., Tahir B., Lisein J., Lecomte H. (2017). Près de 20 ans après sa grave crise sanitaire, où en est la hêtraie ardennaise ? *Forêt.Nature* 142 : 30-36.
- ² IRM (2018). Situation de la sécheresse en Belgique. meteo.be/meteo/view/fr/31722781-Secheresse.html 
- ³ Jonard M., André F., Ponette Q. (2009). Cycle des éléments et évaluation de la fertilité chimique en forêt. *Forêt Wallonne* 98 : 60-70. 
- ⁴ Losseau J., Jonard M., Titeux H., Vincke C. (2018). Les dépérissements récents du chêne pédonculé en Ardenne : une longue histoire ? *Forêt.Nature* 147 : 15-27.
- ⁵ Schmitz S., Zini J., Chandelier A. (2006). *Implication des Phytophthora dans le dépérissement du hêtre en Wallonie*. AFPP, 8^e conférence internationale sur les maladies des plantes, Tours, 5-6/12/2006.
- ⁶ Weissen F., Van Praag H.J., Maréchal P., Delecour F., Farcy C. (1988). Les causes de la dégradation sanitaire de forêts en Wallonie : le point de la situation. *Bulletin de la société royale forestière de Belgique* 95(2) : 57-68.

Cette recherche bénéficie d'un financement du Service Public de Wallonie (SPW-DEMNA). Nos remerciements s'adressent également à : Frédéric Hardy pour la gestion technique du réseau de niveau 2 ; Olivier Bouchez, Claude Fraselle, Monique Pierard et Francis Wilmart pour la récolte des échantillons d'eau ; Karine Henin pour les analyses de feuilles, sols et eaux ; et l'ensemble des observateurs (DEMNA, DNF, UCL) pour le suivi sanitaire.

Crédits photos. H. Titeux (sauf figure 2.2 : T. Manise).

Hugues Titeux¹

Mathieu Jonard¹

Élodie Bay²

Christian Laurent³

Patrick Mertens²

Quentin Ponette¹

hugues.titeux@uclouvain.be

¹ Environmental Sciences, Earth and Life Institute (UCL)
Croix du Sud 2 L7.05.09 | B-1348 Louvain-la-Neuve

² Observatoire wallon de la Santé des Forêts (SPW)
Département de l'Étude du Milieu naturel et agricole
Avenue Maréchal Juin 23 | B-5030 Gembloux

³ Département de la Nature et des Forêts (SPW)
Avenue Prince de Liège 15 | B-5100 Jambes