

OZONE ET FORET

Synthèse Bibliographique

2024



Auteurs : Cécile Trébuchon / Prisca Ray

Diffusion : juin 2024

Avec la participation de



agence nationale
de la cohésion
des territoires

Avec le soutien de



FONDS NATIONAL
D'AMENAGEMENT
ET DE DEVELOPPEMENT
DU TERRITOIRE
Massif des Alpes

Conditions de diffusion

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes est une association de type « loi 1901 » agréée par le Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie (décret 98-361 du 6 mai 1998) au même titre que l'ensemble des structures chargées de la surveillance de la qualité de l'air, formant le réseau national ATMO.

Ses missions s'exercent dans le cadre de la loi sur l'air du 30 décembre 1996. La structure agit dans l'esprit de la charte de l'environnement de 2004 adossée à la constitution de l'Etat français et de l'article L.220-1 du Code de l'environnement. Elle gère un observatoire environnemental relatif à l'air et à la pollution atmosphérique au sens de l'article L.220-2 du Code de l'Environnement.

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes communique publiquement sur les informations issues de ses différents travaux et garantit la transparence de l'information sur le résultat de ses travaux.

A ce titre, les rapports d'études sont librement disponibles sur le site www.atmo-auvergnerhonealpes.fr

Les données contenues dans ce document restent la propriété intellectuelle d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes. Toute utilisation partielle ou totale de ce document (extrait de texte, graphiques, tableaux, ...) doit faire référence à l'observatoire dans les termes suivants : © **Atmo Auvergne-Rhône-Alpes (2024) Ozone et forêt : synthèse bibliographique.**

Les données ne sont pas rediffusées en cas de modification ultérieure.

Par ailleurs, Atmo Auvergne-Rhône-Alpes n'est en aucune façon responsable des interprétations et travaux intellectuels, publications diverses résultant de ses travaux et pour lesquels aucun accord préalable n'aurait été donné.

En cas de remarques sur les informations ou leurs conditions d'utilisation, prenez contact avec Atmo Auvergne-Rhône-Alpes

- depuis le [formulaire de contact](#)
- par mail : contact@atmo-aura.fr
- par téléphone : 09 72 26 48 90

Financement

Cette étude d'amélioration de connaissances a été rendue possible grâce à l'aide financière particulière :

Du commissariat de massif des Alpes et du commissariat de massif Central

Toutefois, elle n'aurait pas pu être exploitée sans les données générales de l'observatoire, financé par l'ensemble des membres d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes.

Résumé

Les écosystèmes forestiers d'un côté, et le changement climatique et la pollution de l'air d'un autre côté sont étroitement liés. En effet, les végétaux ont des effets bénéfiques sur le climat et la protection de notre environnement, avec l'absorption du dioxyde de carbone (puits de carbone réduisant l'effet de serre) et autres polluants atmosphériques (dioxyde d'azote, ozone, particules..) et la lutte contre les îlots de chaleur par la végétalisation ... Mais les écosystèmes et les activités agricoles peuvent être impactés par la pollution atmosphérique, en particulier par la pollution à l'ozone, avec des effets nuisibles, par exemple, sur la croissance des végétaux ou sur le rendement des cultures. Et d'autre part, ces mêmes végétaux peuvent également contribuer à la pollution atmosphérique de par leurs émissions de COV précurseurs de l'ozone.

C'est pourquoi, ATMO Auvergne-Rhône-Alpes, a démarré en 2023 une étude visant à améliorer les connaissances sur les Composés Organiques Volatils (COV), émis et absorbés par les arbres et la végétation, afin de mieux comprendre les contributions des forêts et notamment de certaines espèces d'arbres sur la formation d'ozone, mais aussi de mieux appréhender les impacts de l'ozone sur la végétation.

Cette étude s'inscrit dans le cadre plus large du « plan régional ozone », au sein de la stratégie Eau-Air-Sol-Energie, et des fiches actions conçues pour guider l'amélioration des connaissances et pour essayer d'enrayer la dégradation des niveaux d'ozone, en identifiant des leviers d'actions possibles et en informant les acteurs cibles.

Les travaux proposés dans cette étude ont pour principaux objectifs :

- d'identifier, dans le cadre d'un plan d'adaptation, les choix et leviers d'actions possibles s'offrant aux professionnels pour réduire les émissions de COV d'origine végétale ayant un fort impact sur la production d'ozone à travers un outil d'aide à la décision intégrant divers facteurs dont la qualité de l'air et le climat,
- de sensibiliser les acteurs régionaux professionnels et décideurs au sujet,
- et d'améliorer les outils d'Atmo Auvergne-Rhône-Alpes pour le diagnostic de l'ozone et des émissions de COV émis par la végétation.

Ces travaux sont réalisés conjointement avec les services de l'Etat, en charge du suivi du plan régional Ozone, et également l'ensemble des membres du comité de pilotage qui sont associés aux différents livrables.

Le présent rapport constitue le premier axe de travail réalisé au travers d'une étude bibliographique. Il présente une synthèse des connaissances disponibles concernant le rôle des COV biogéniques dans la formation d'ozone ainsi que l'impact de l'ozone sur la végétation.

Sommaire

1. L’ozone : chimie et enjeux.....	5
1.1. Des impacts multiples	5
1.2. Un polluant qui ne diminue pas	6
1.3. La chimie complexe de l’ozone	8
1.4. Stratégies de réduction	12
2. Les COV biogéniques précurseurs d’ozone	14
2.1. Caractéristiques générales des COV.....	14
2.2. Le rôle des COV dans la formation d’ozone.....	16
2.2.1. Les indices de réactivité photochimiques	16
2.3. Les COV émis par les arbres.....	19
2.3.1. Les composés majoritaires.....	20
2.3.2. Production, stockage et émissions de COV par les plantes	24
2.3.3. Emissions par espèces d’arbres.....	31
2.4. Quantification des flux de COVB.....	34
2.4.1. Mesures des concentrations de COVB	34
2.4.2. Les modèles d’estimation d’émissions biogéniques	36
2.5. Discussion sur la contribution des COVB à la formation d’ozone	39
3. Impact de l’ozone sur la végétation.....	46
3.1. Impact de l’ozone sur les arbres.....	46
3.2. Impact de l’ozone sur le secteur agricole et forestier.....	51
3.2.1. Évolution des Impacts de la Pollution à l’O ₃ sur les cultures et les forêts en Europe.....	51
3.2.2. Estimation de l’impact de l’ozone en France	54
3.2.3. Estimation de l’impact de l’ozone selon les régions	54
3.3. Impact des autres polluants.....	58
3.3.1. Impact direct sur les végétaux.....	58
3.3.2. Impact de la pollution azotée.....	58
3.3.3. Impact des dépôts acides ou « pluies acides »	59
4. Services écosystémiques rendus par les arbres	61
4.1. Réduction de la pollution de l’air.....	61
4.1.1. Processus de dépollution de l’air par la végétation	61
4.2. Absorption du CO ₂	68
4.3. Autres services écosystémiques	72
4.4. Sensibilité des arbres aux changements climatiques.....	73
4.5. Production de pollens	85
4.5.1. La production de pollen par les plantes	85
4.5.2. Variabilité régionale des risques allergiques	85
4.5.3. Interactions entre pollens, polluants atmosphériques et réactions allergiques	88
4.5.4. Pollens et changement climatique.....	89
4.6. Benchmark des outils de végétalisation	91
5. Conclusions	91
Bibliographie	92
Table des illustrations.....	97

1. L'ozone : chimie et enjeux

L'ozone (O₃) est un gaz naturellement présent à l'état de traces dans l'atmosphère. Lorsque les concentrations dans les basses couches de l'atmosphère sont trop élevées, il peut avoir des effets toxiques pour les systèmes vivants. Ce polluant est l'un des principaux problèmes de pollution atmosphérique en Europe et dans d'autres pays du monde et le troisième gaz à effet de serre en termes de forçage radiatif après le dioxyde de carbone et le méthane.

1.1. Des impacts multiples

L'ozone troposphérique (à distinguer de l'ozone stratosphérique qui nous protège du rayonnement UV) est un gaz nocif lorsqu'il pénètre les voies respiratoires. Des taux élevés peuvent provoquer toux, crise d'asthme, inconfort thoracique, essoufflement, irritations nasales et oculaires. La présence d'une concentration importante d'ozone peut également augmenter la sensibilité aux pollens. Lorsque les concentrations ambiantes en ozone augmentent, des études épidémiologiques ont démontré une élévation des indicateurs sanitaires (mortalité prématurée, admissions hospitalières pour causes cardio-vasculaires et respiratoires, etc.). Les enfants, les personnes âgées, asthmatiques, ou souffrant d'insuffisance respiratoire sont particulièrement sensibles à la pollution par l'ozone. L'Agence Européenne de l'Environnement, dans son rapport sur la qualité de l'air en Europe de 2018, estime que l'ozone pourrait être responsable de près de 17 000 morts prématurées en Europe chaque année). En région Auvergne-Rhône-Alpes, l'ozone serait responsable de 1140 hospitalisations chaque année chez les plus de 65 ans. Les études de santé sur les effets de l'ozone montrent que ceux-ci se manifestent à des concentrations peu élevées qui correspondraient aux niveaux de fond¹.

L'ozone a également un impact sur la faune et flore. Une étude récente montre par exemple que l'ozone est une menace sur les populations d'oiseaux². Sa présence dans l'atmosphère peut perturber la croissance de la végétation, en particulier les forêts et les cultures, notamment en diminuant la capacité de photosynthèse de certaines espèces. En 2010, la perte de rendement due à la pollution à l'ozone pour le blé tendre en France a été estimée à 15%. Des études récentes ont montré qu'il peut également altérer les fonctions olfactives de certains insectes pollinisateurs et ainsi perturber le fonctionnement d'écosystèmes entiers.

L'ozone troposphérique est le troisième gaz à effet de serre (en termes de forçage radiatif) et joue ainsi un rôle important dans le réchauffement climatique. Mais le lien entre ozone et réchauffement climatique ne s'arrête pas là. Depuis quelques années, plusieurs études confirment que le changement climatique aura un effet pénalisant sur la pollution à l'ozone pour une grande partie de l'Europe continentale. L'INERIS prévoit ainsi *une augmentation des concentrations en ozone en été de l'ordre de 2 à 3 µg/m³ en moyenne d'ici la fin du siècle*¹. Dans un contexte de réchauffement climatique global, l'amélioration des connaissances sur l'ozone est donc un enjeu majeur pour les prochaines années. Dans le scénario RCP8.5 du GIEC, tous les modèles montrent des augmentations d'O₃ au niveau du sol en raison du climat, en particulier sur l'ouest des États-Unis, le Groenland et l'Asie du Sud et le nord-est de la Chine et les changements allaient de +1 à +5 ppb sur l'Amérique du Nord et l'Europe³.

¹ Evaluation quantitative d'impact sur la santé (EQUIS) de la pollution de l'air ambiant en région Auvergne-Rhône-Alpes, SPF (2021)

² <https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-023-01645-y>

³ <https://doi.org/10.5194/acp-17-12177-201>

1.2. Un polluant qui ne diminue pas

Polluant secondaire (il n'est pas émis directement en tant que tel, mais se forme lorsque d'autres polluants (polluants primaires) réagissent dans l'atmosphère) à la chimie très complexe (cf. prochain paragraphe), l'ozone troposphérique est l'un des principaux problèmes de pollution atmosphérique en Europe et dans le monde. Parmi les polluants réglementés sur le plan européen par les directives 2004/107/CE et 2008/50/CE, l'ozone est le seul dont les concentrations de fond ne diminuent pas sur les dix dernières années, en région Auvergne-Rhône-Alpes, mais aussi dans plusieurs autres régions françaises, en dépit des mesures de réduction des émissions des polluants précurseurs à sa formation mises en place depuis plusieurs décennies.

Les analyses du système de prévision PREV'AIR sur la période 2000-2015, basées sur des simulations couplées aux observations de terrain des associations agréées de surveillance de la qualité de l'air (AASQA), montrent l'absence de tendances claires à la baisse ou à la hausse, des niveaux d'ozone en France^[2], constat confirmé par les études d'évolution à long terme de la qualité de l'air en France et en Europe. Bien que le nombre et l'intensité des pics de pollution à l'ozone aient diminué entre 2000 et 2015, et ce malgré l'occurrence récurrente de conditions météorologiques favorables à l'accumulation d'ozone (températures et rayonnement solaire élevés), signe de l'efficacité des plans de réduction des émissions de précurseurs mis en place par la France et les pays voisins. Les concentrations peuvent toutefois rester localement élevées, avec par exemple des épisodes d'ozone très intenses en 2018 et 2019.

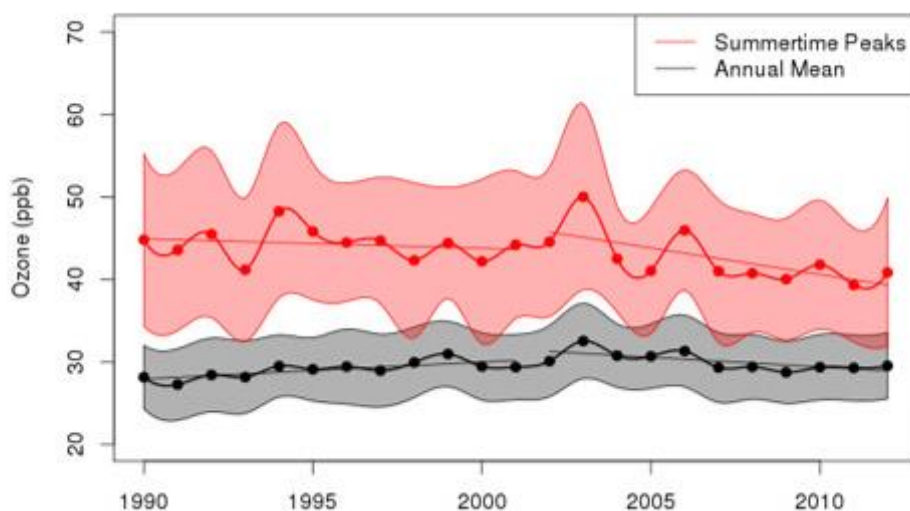


Figure 1 : Tendances d'indicateurs d'ozone (pics estivaux en rouge ; moy. annuelle en noir) en Europe de 2000 à 2015 ^[2]

Cependant, l'absence de diminution substantielle des niveaux de fond d'ozone est bien considérée comme le paramètre le plus préoccupant par les experts de la santé.

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) recommande des seuils d'exposition à l'ozone afin d'éviter des effets négatifs sur la santé humaine^[3]. Le seuil d'alerte pour une exposition moyenne de 8 heures est fixé à 50 ppb à ne pas dépasser plus de 3 à 4 jours par an (99ième percentile) et les concentrations à court terme ne doivent pas dépasser 80 ppb (moyenne de la concentration journalière maximale sur 8 heures au cours des six mois consécutifs où la concentration moyenne a été la plus élevée). Cependant, de nombreuses législations nationales et supra nationales, y compris la directive européenne, autorisent des expositions plus élevées. L'Union Européenne (UE) fixe une valeur cible de 60 ppb qui ne doit pas être dépassée plus de 25 jours par an, en moyenne sur 3 ans. En Europe, les seuils fixés sont fréquemment atteints ou dépassés dans les zones urbaines, en particulier pendant les vagues de chaleur^[4]. Des données récentes indiquent que plus de 95% de la population urbaine de l'UE a été exposée à des concentrations en ozone supérieures aux lignes directrices de l'OMS en matière de qualité de l'air au cours de la période 2006-2016. Toutefois, dans les zones

métropolitaines, il existe de grandes hétérogénéités temporelles et spatiales des niveaux d’ozone qui sont influencées par un gradient rural-urbain distinct et par un large éventail de facteurs abiotiques et biotiques^[5].

Malgré une évolution à la baisse notable sur les niveaux les plus élevés, la diminution des concentrations de fond en ozone reste faible. Cette exposition chronique demeure un sujet de préoccupation, notamment au regard de la santé humaine et environnementale. Afin d’adapter les objectifs de réduction des émissions de précurseurs de l’ozone à ces nouvelles données, l’OMS recommande d’utiliser un indicateur sanitaire, appelé « SOMO35 ». Cet indicateur correspond au nombre cumulé des maxima journaliers de moyennes sur 8 heures des concentrations d’ozone supérieures au seuil de 35 ppb. Ce seuil a été dépassé à plusieurs reprises sur les dernières années sur l’ensemble de la France, laissant présager de possibles conséquences sur la santé et les écosystèmes, induisant également des coûts économiques.

Au niveau régional, les valeurs cibles pour la santé comme pour la végétation ne sont toujours pas respectées. Depuis 2007, la moyenne régionale est en augmentation et les épisodes estivaux de pollution photochimique sont même en recrudescence alors qu’ils avaient diminué après la mise en place des plans de réduction d’émissions de précurseurs, notamment concernant les COV industriels.

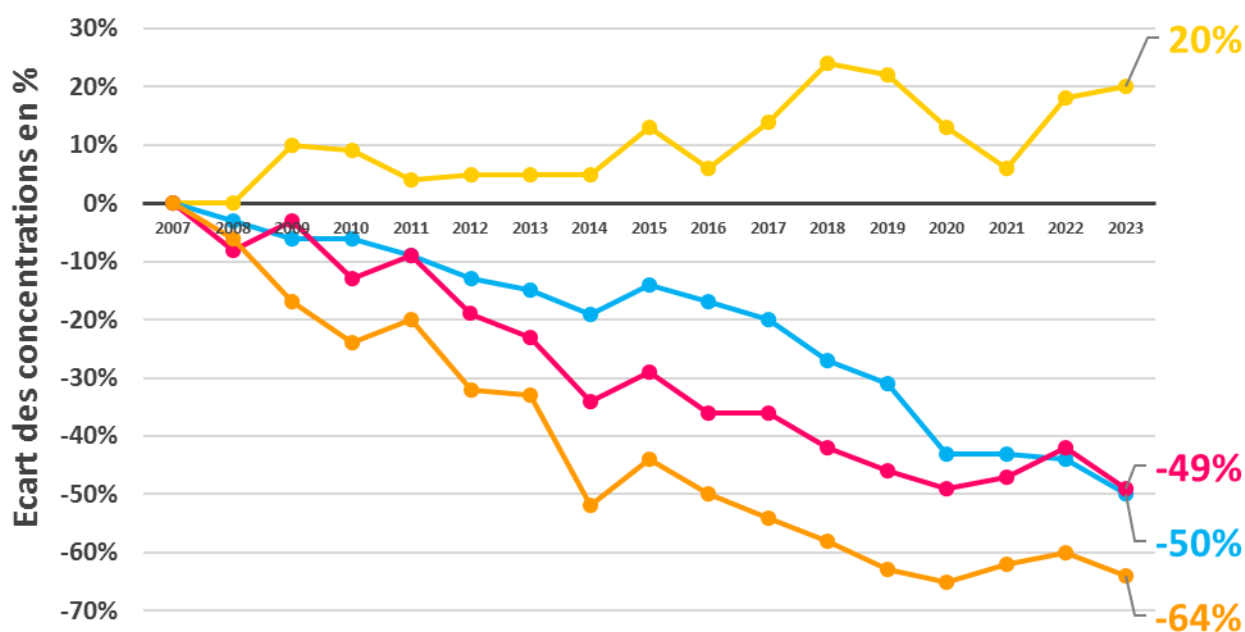


Figure 2 : Evolution des concentrations en polluants (moyennes annuelles) depuis 2007 sur la région Auvergne-Rhône-Alpes (données Atmo Auvergne-Rhône-Alpes)

Si les effets et impacts de l’ozone sur la santé et l’environnement commencent à être connus, la complexité des mécanismes de formation, de transformation dans l’atmosphère et de transport de ce polluant secondaire rend difficile la prévision de l’évolution de ses concentrations dans les prochaines années. Une meilleure compréhension de ces mécanismes de formation de l’ozone sur notre région et le rôle des composés précurseurs est notamment nécessaire dans le but d’améliorer la prévision et les cartographies d’exposition mais également pour identifier les bons leviers d’actions qui permettront de réduire les concentrations d’ozone sur les territoires. Dans ce cadre, l’ozone fait désormais partie des enjeux prioritaires de la Stratégie Eau-Air-Sol-Energie au niveau régional^[6].

Focus sur le plan régional ozone

Le plan régional ozone issu de la stratégie Eau-Air-Sol-Energie du Préfet de région, débuté en 2022, est une démarche volontaire pour lutter contre le seul polluant en augmentation en région Auvergne-Rhône-Alpes. Il est construit autour de **23 actions visant à améliorer les connaissances sur l'ozone, à diminuer les émissions de ses précurseurs ainsi qu'à sensibiliser les acteurs publics et les citoyens à cette problématique complexe.**

L'élaboration du plan régional ozone a mobilisé un nombre important d'acteurs : collectivités territoriales, partenaires institutionnels et chambres consulaires, associations, services de l'État, opérateurs, acteurs économiques et fédérations, principaux représentants des secteurs d'activités du transport et de la mobilité, du bâtiment, de la forêt et de l'agriculture, de l'industrie et de l'artisanat ont répondu présents et apporté leur contribution. Les actions de ce plan régional ozone concernent l'ensemble des secteurs d'activité : les transports, l'agriculture et les forêts, les activités industrielles et artisanales ainsi que le secteur résidentiel et les bâtiments.

Atmo Auvergne-Rhône-Alpes pilote quatre de ces actions, dont cette étude qui vise à améliorer les connaissances sur le lien entre l'ozone et les composés précurseurs émis et absorbés par les arbres et la végétation.

Pour en savoir plus sur le Plan régional ozone :

- [les ressources sur le site de la DREAL](#) ;
- [une vidéo de 2 minutes d'explication des enjeux de l'ozone et de présentation du Plan régional ozone.](#)

1.3. La chimie complexe de l'ozone

L'ozone n'est pas directement émis par des sources de pollution mais est produit chimiquement dans l'atmosphère. Qualifié ainsi de polluant secondaire, il se caractérise par une chimie complexe difficile à maîtriser ou prévoir. Dépendante de la présence de composés précurseurs et de paramètres environnementaux divers, sa formation dans la troposphère fait intervenir des phénomènes non-linéaires. Ainsi, la diminution d'un composé précurseur n'entraîne pas systématiquement une diminution des concentrations en ozone si les équilibres avec les autres paramètres ne sont pas respectés, sa concentration pouvant même dans certaines conditions augmenter. Par ailleurs, l'intensité du rayonnement ultraviolet joue également un rôle majeur dans les processus photochimiques,

Les concentrations moyennes annuelles en O₃ les plus élevées sont mesurées en zone rurale (~ 60-70 µg/m³), notamment en haute altitude (> 80 µg/m³), tandis que les concentrations les plus faibles sont enregistrées en zone urbaine (~ 40-50 µg/m³).

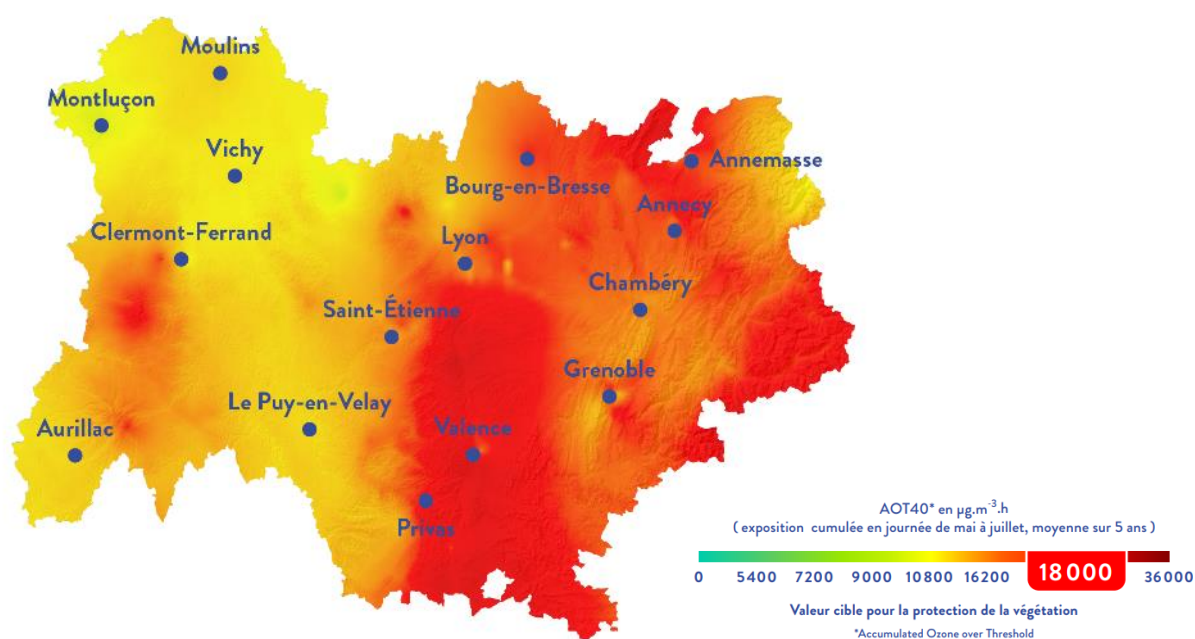
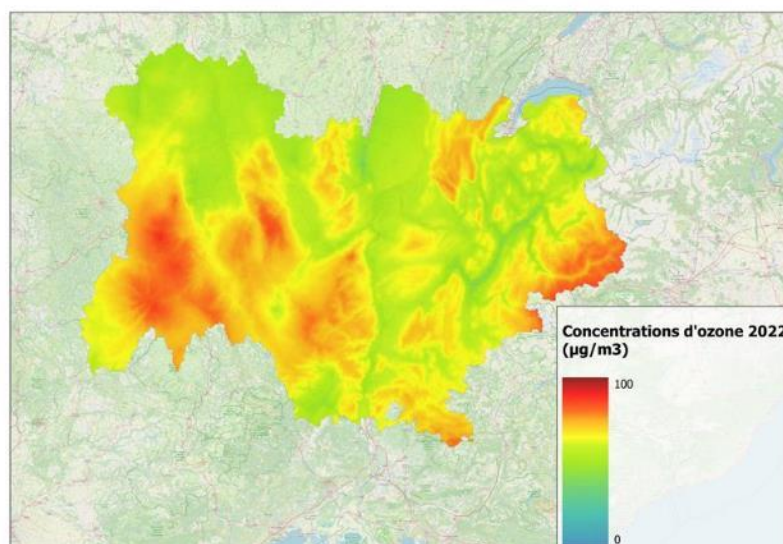


Figure 3 : Cartes modélisées de l'ozone en 2022 en région Auvergne-Rhône-Alpes – (En Haut) Carte de la concentration moyenne annuelle - (En Bas) Valeur cible pour la végétation (source : Atmo Auvergne-Rhône-Alpes)

L'ozone est une molécule composée de trois atomes d'Oxygène (O_3), relativement stable, dont le temps de vie dans la troposphère va dépendre de la concentration de ses précurseurs et réactifs (composés qui réagissent avec l'ozone) mais également de la température et de l'ensoleillement. Le temps de vie de l'ozone dans l'atmosphère est de l'ordre de quelques jours en été et à basse altitude, et de quelques mois en situation hivernale ou dans la haute troposphère. Les processus de formation d'ozone, parce qu'ils mettent en jeu des réactions chimiques plus ou moins longues, peuvent s'élaborer dans des couches d'atmosphères (ou panaches) susceptibles d'être transportés sur de longues distances. Pour ces raisons, l'ozone, tout comme d'autres polluants secondaires (certaines particules par exemple), peut se retrouver à des fortes concentrations sur des territoires éloignés des sources de polluants précurseurs (Fig. 3).

Le niveau de l'ozone observé à la surface de la Terre dépend de quatre facteurs principaux :

- les émissions de ses précurseurs (principalement les oxydes d'azote NO_x et les composés organiques volatils COV) ;
- les réactions photochimiques induisant la formation et la destruction de l'ozone ;
- le transport de l'ozone et de ses précurseurs loin des sources d'émissions (la dynamique) ;
- l'élimination de l'ozone par déposition ou absorption sur les écosystèmes, matériaux, etc.

Tous ces facteurs dépendent individuellement des conditions météorologiques.

Comme c'est le cas pour la pollution photo-oxydante en général, ce sont les COV, les oxydes d'azote (NOx) ainsi que les radicaux HOx qui gouvernent la formation d'ozone aussi bien à l'échelle locale ou régionale qu'à l'échelle globale.

La principale voie de formation de l'ozone se fait à partir de la photodissociation du dioxyde d'azote (NO₂). Cette réaction aboutit à la formation d'une molécule de monoxyde d'azote (NO) et de l'oxygène atomique (O). Le NO réagira alors très rapidement avec une molécule d'oxygène pour former une molécule d'ozone. La molécule d'ozone ainsi formée va réagir avec NO pour reformer du NO₂. En absence de COV, ce cycle, connu sous le nom de cycle de Leighton^[7] a un bilan nul dans lequel il n'y a pas de formation additionnelle d'ozone car chaque molécule d'ozone produite est immédiatement « consommée ».

Mais en présence des COV, le cycle de Leighton est perturbé. En effet, ces derniers vont s'oxyder et former par la suite des radicaux RO₂ et HO₂ qui convertiront NO en NO₂ sans consommer d'ozone. Cela provoquera alors une accumulation du niveau de l'ozone dans l'atmosphère (Fig. 4^[8] > schéma rouge).

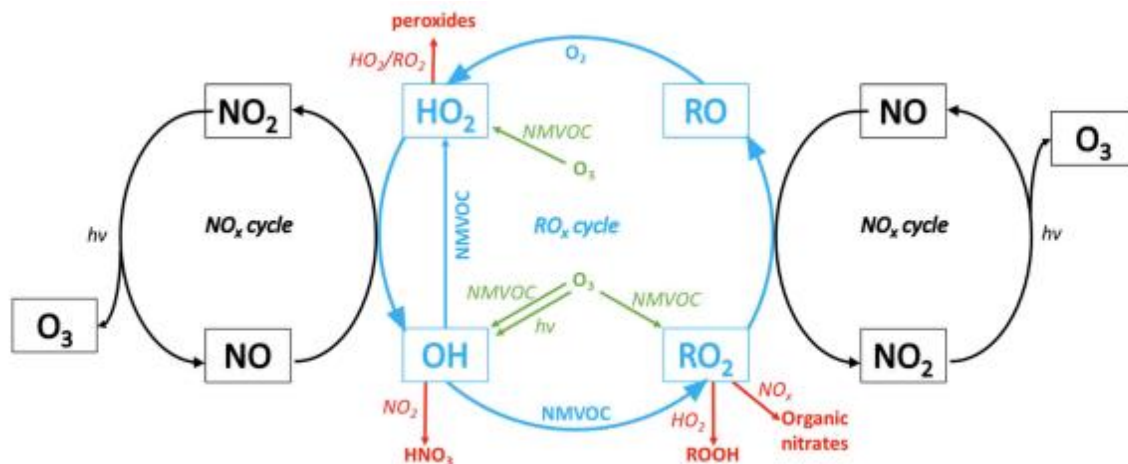


Figure 4 : Schéma des principaux mécanismes impliqués dans la formation de l'ozone troposphérique et de l'oxydation des COV primaires, qui font intervenir les cycles des radicaux ROx (en bleu) et des NOx (en noir)

La relation entre l'ozone et ses précurseurs devient non-linéaire et se décline par régime chimique dépendant du rapport COV/NOx. Celle-ci peut être représentée par un diagramme isoplèthe qui trace des iso-concentrations maximales en ozone en fonction des concentrations initiales des NOx et des COV (Fig. 5^[8]).

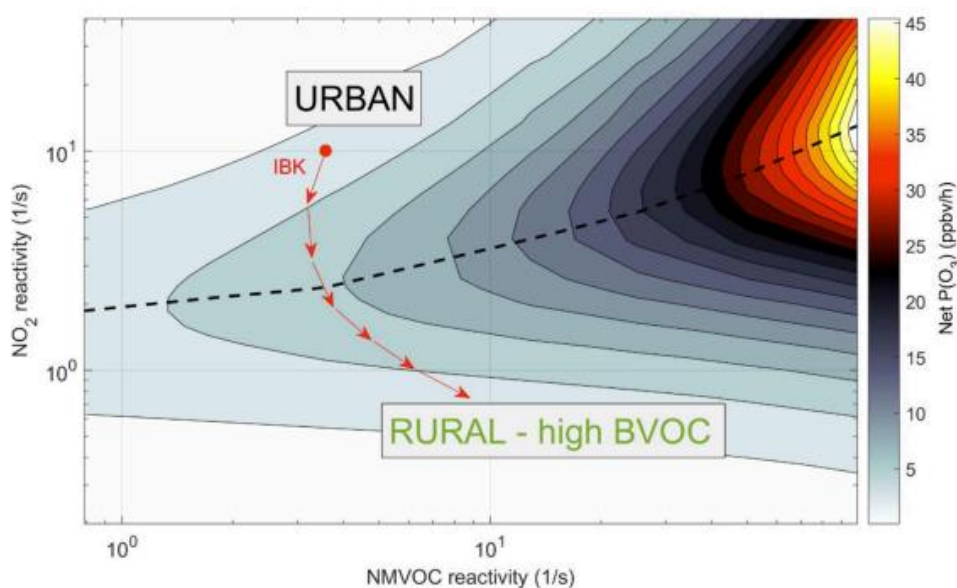


Figure 5 : Diagramme isoplèthe représentant les régimes chimiques de formation d'ozone

- **Le régime limité en NOx (ou saturé en COV).** Ce régime se caractérise par de faibles concentrations en NOx ($COV/NOx > 15$). Il est généralement rencontré dans les zones rurales ou dans les zones éloignées des sources d'émissions d'oxydes d'azote. Dans ce régime, la formation d'ozone augmente lorsque les NOx augmentent et n'est que très peu perturbée par les variations des COV.
- **Le régime saturé en NOx (ou limité en COV).** Ce régime se caractérise par des concentrations élevées en NOx ($COV/NOx < 4$). Il est généralement rencontré dans les zones urbaines et périurbaines. Dans ce régime, la formation d'ozone augmente lorsque les niveaux de NOx diminuent, et inversement.
- **Le régime standard.** Dans ce régime, la production d'ozone dépend à la fois des concentrations des NOx et des COV. Donc une diminution des concentrations des NOx et/ou des COV peut entraîner une diminution du niveau d'ozone.

La dynamique chimique de la formation d'ozone, dépendante de ces régimes chimiques non linéaires, explique en partie l'évolution des niveaux d'ozone observés ces dernières années ainsi que ceux prévus par les modélisations. En effet, on peut s'attendre à ce que les concentrations urbaines de NOx continuent de diminuer grâce au remplacement des véhicules thermiques, en particulier des modèles diesel, par des véhicules moins émetteurs. De ce fait, les concentrations en ozone vont augmenter dans les zones urbaines, comme nous l'avons observé lors des confinements liés au COVID-19¹. Les régimes dits « standard », dans lesquels la production d'ozone dépend à la fois des concentrations en NOx et en COV, se retrouveraient donc de plus en plus proches des centres urbains, ce qui conduirait à une augmentation de la formation d'ozone en zones urbaines et périurbaines (cf. Fig. 6^[8]).

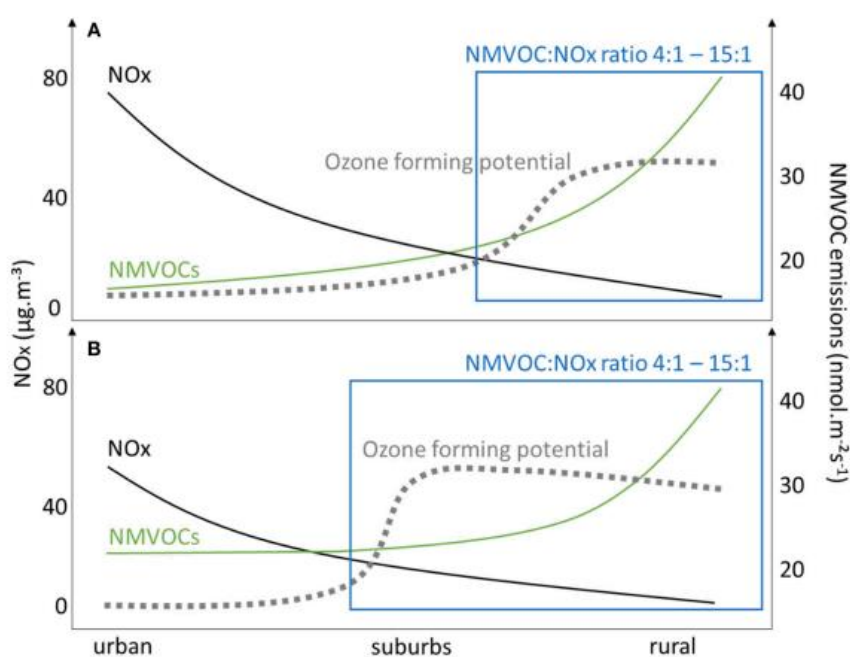


Figure 6 : schéma des relations NOx-COV-O₃ actuelles (à partir des valeurs de la littérature) (A), et un scénario futur possible après la diminution des NOx et augmentation des COV dans les villes en raison du verdissement (B)

Par conséquent, la chimie de l'ozone en zone urbaine et périurbaine devient plus sensible aux émissions de COV. Afin de diminuer les concentrations en ozone dans les zones urbaines, il faut continuer à réduire les émissions de NOx tout en diminuant drastiquement les émissions de COV.

Si les émissions de COV anthropiques en zones urbaines et périurbaines sont aujourd'hui connues et relativement bien caractérisées, le rôle des COV biogéniques, émis majoritairement par la végétation, reste en revanche encore mal compris. De la même façon, les émissions de COV biogéniques sur les territoires ruraux, notamment par les forêts, et leur rôle dans la formation d'ozone à différentes échelles restent encore entachés d'incertitudes. Dans ce contexte, une meilleure compréhension des mécanismes d'émissions de COV par les arbres ainsi que leur rôle dans la formation d'ozone aux échelles locales et régionales est essentielle, pour

¹ <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139542>

permettre aux politiques de planifications territoriales, d'aujourd'hui et de demain, au niveau des villes mais aussi de territoires plus ruraux, d'identifier les bons leviers d'action en faveur de la diminution des concentrations d'ozone.

1.4. Stratégies de réduction

Afin de réduire les niveaux d'ozone, des politiques de réduction ont été établies depuis plusieurs décennies en se basant sur la réduction des émissions de ses principaux précurseurs. Ces stratégies de contrôle des émissions établies par les différents gouvernements à travers le monde se sont principalement focalisées sur les émissions des NOx et des COV anthropiques. Pourtant, les émissions des COV biogéniques sont à prendre en compte, surtout dans les zones urbaines (régime saturé en NOx); sans quoi la réduction de la pollution à l'ozone serait inefficace. De plus, la séparation des régimes chimiques en « saturé en NOx » dans les zones urbaines et « limité en NOx » dans les zones rurales s'est avérée être simpliste et erronée selon une étude récente^[9]: ceux-ci dépendent en effet du moment de la journée, avec une photochimie dominée par un régime saturé en NOx dans la matinée tandis que le régime limité en NOx dominait pendant la soirée.

Une stratégie efficace de réduction du niveau d'ozone dans les zones urbaines serait donc de combiner des réductions significatives des émissions de COV (biogéniques et anthropiques) avec une baisse des émissions des NOx^[10].

En France, les concentrations moyennes annuelles en ozone diminuent en moyenne de 0,35% par an en zone rurale (44 stations rurales) sur la période 2005-2014 du fait des réductions substantielles des émissions de NOx et de COV en Europe depuis le début des années 1990¹.

. A l'inverse, les niveaux d'ozone sont en hausse dans les centres urbains (en moyenne + 1,29% par an) sur la même période (136 stations urbaines). Cette augmentation est attribuée à une plus faible destruction de l'ozone par le NO en raison de la réduction des émissions locales de NOx par le trafic routier. En ville, pour réduire les concentrations en ozone, il faut diminuer les émissions de COV en poursuivant les efforts concernant les émissions de COV anthropiques mais également en travaillant sur les émissions biogéniques, notamment en sélectionnant des essences végétales non ou peu émettrices de COV biogéniques^[5].

¹ <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.110193>

QUE RETENIR ?

- L'ozone (O₃), gaz naturellement présent dans l'atmosphère, devient un problème majeur de pollution atmosphérique en Europe et dans le monde.
 - En tant que gaz à effet de serre, l'ozone contribue également au réchauffement climatique, occupant la troisième place après le dioxyde de carbone et le méthane.
 - L'ozone troposphérique impacte la santé humaine, engendrant des problèmes respiratoires et cardiaques, accroissant le risque de mortalité. Les populations vulnérables, notamment les enfants, les personnes âgées et celles souffrant de maladies respiratoires, sont particulièrement affectées.
 - L'ozone affecte également la faune et la flore, avec des conséquences sur la croissance des végétaux, la perte de rendement des cultures, et des altérations des fonctions olfactives des insectes pollinisateurs.
 - Malgré les efforts de réduction des émissions de précurseurs, les concentrations en ozone ne montrent pas de tendance significative à la baisse au cours des dix dernières années dans la région Auvergne-Rhône-Alpes et d'autres régions françaises, représentant ainsi une menace persistante pour la santé humaine et les écosystèmes.
 - L'Organisation Mondiale de la Santé recommande l'utilisation d'un indicateur sanitaire, le "SOMO35", basé sur le nombre cumulé des maximas journaliers de moyennes sur 8 heures dépassant le seuil de 35 ppb
 - La complexité de la chimie de l'ozone, dépendante de multiples facteurs environnementaux, rend difficile la prévision de son évolution, soulignant la nécessité d'une meilleure compréhension des mécanismes de formation.
 - Les émissions de Composés Organiques Volatils (COV), qu'elles soient d'origine anthropique ou biogénique, jouent un rôle important dans la formation de l'ozone, nécessitant des stratégies de réduction spécifiques et régionales pour lutter efficacement contre ce polluant. Compte tenu de la complexité des processus impliqués dans la formation de l'ozone, les disparités entre les zones urbaines et rurales (régimes chimiques différents) il est primordial d'adopter en complément des approches adaptées aux caractéristiques spécifiques de chaque région.
- Le **plan régional ozone** issu de la Stratégie Eau-Air-Sol-Energie au niveau régional s'inscrit dans cette dynamique.
-

2. Les COV biogéniques précurseurs d'ozone

2.1. Caractéristiques générales des COV

La famille des Composés Organiques Volatils (COV) regroupe toutes les molécules organiques formées d'atomes d'hydrogène et de carbone (hydrocarbures). Au sein de cette famille chimique constituée de milliers de molécules aux caractéristiques chimiques très diverses, les atomes d'hydrogène peuvent être substitués par d'autres atomes comme l'azote, le chlore, le soufre, les halogènes (brome, chlore, fluor...), le phosphore ou l'oxygène. Les COV ont la particularité d'avoir un point d'ébullition très bas, ils s'évaporent ou se subliment facilement depuis leur forme solide ou liquide et peuvent ainsi se trouver sous forme gazeuse et se disperser dans l'atmosphère.

Selon leur nature chimique, les COV peuvent donc être particulièrement volatils et ainsi se retrouver sur des zones plus ou moins éloignées de leur lieu d'émission, et entraîner des impacts directs ou indirects sur la santé humaine et sur les écosystèmes. Les effets des COV sur la santé sont très divers selon la nature des composés. Ils vont de la simple gêne olfactive à des risques d'effets mutagènes et cancérogènes en passant par une irritation des voies respiratoires et une diminution des capacités respiratoires.

Dans l'air ambiant, seul le benzène fait l'objet d'une réglementation à respecter, avec une valeur limite de $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle (fixée à l'échelle européenne) et un objectif de qualité de l'air de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne annuelle (fixée par la réglementation française).

De manière générale dans le domaine de la qualité de l'air, le méthane est exclu de la famille des COV en raison de sa faible réactivité, de sa longue durée de vie dans l'atmosphère (12-15 ans) et de son impact sur le climat en tant que gaz à effet de serre.

Plusieurs milliers de COV différents ont pu être identifiés mais seulement un nombre réduit d'espèces sont présentes en quantité relativement importante dans l'atmosphère. Les espèces caractéristiques des émissions anthropiques sont les composés aromatiques tels que le benzène, le toluène, les xylènes, certains alcanes comme l'éthane, le propane ou le butane ou encore les aldéhydes (formaldéhyde, acétaldéhyde...). Les émissions biogéniques sont caractérisées par la présence majoritaire des terpénoïdes, dont l'isoprène et les monoterpènes.

Parmi la grande famille des COV, on retrouve également les gaz fluorés (ou fluorocarbures) figurant parmi les six gaz à effet de serre (GES) pris en compte dans le protocole de Kyoto du fait de leur pouvoir de réchauffement. Ces gaz fluorés très stables peuvent se retrouver dans les hautes couches de l'atmosphère (stratosphère). Sous l'action du rayonnement solaire, ces molécules peuvent libérer des atomes de chlore ou de brome qui détruisent l'ozone stratosphérique par un cycle catalytique complexe et ainsi participer à la destruction de la couche d'ozone.

A ces effets directs sur l'organisme et sur la couche d'ozone, viennent s'ajouter des impacts indirects sur le climat en lien avec leur rôle dans la formation de polluants secondaires dans la basse atmosphère. Leur capacité de photo-oxydation en présence d'oxydes d'azote (NOx), les classe notamment parmi les précurseurs de l'ozone troposphérique et des particules fines. Les COV contribuent donc également de façon directe et indirecte à effet de serre à l'échelle globale.

QUE RETENIR ?

- *Les Composés Organiques Volatils (COV) passent facilement de l'état solide ou liquide à l'état gazeux, se dispersent dans l'atmosphère, et ont des impacts directs sur la santé humaine et les écosystèmes, variant de simples gênes olfactives à des risques cancérigènes*

- *Parmi les milliers de COV identifiés, seuls quelques-uns, comme les composés aromatiques, sont présents en quantité significative.*

- *Les COV peuvent être particulièrement volatils et ont des réactivités chimiques différentes dans l'atmosphère*

- *Seul le benzène est réglementé dans l'air ambiant, tandis que le méthane est exclu des COV en raison de sa faible réactivité.*

- *Les gaz fluorés, membres des COV, contribuent aux impacts sur la santé et à la destruction de la couche d'ozone, avec des conséquences indirectes sur le climat.*

- *Les COV génèrent des polluants secondaires. La photo-oxydation avec les oxydes d'azote, les classent comme précurseurs de l'ozone troposphérique. Ainsi, outre leurs effets directs, les COV jouent un rôle central dans les problématiques de santé, de qualité de l'air, et de changements climatiques.*

2.2. Le rôle des COV dans la formation d'ozone

Une fois libérés dans l'air, la majorité des COV ont un temps de vie relativement court, de l'ordre de la minute à plusieurs heures. Du fait de leur forte réactivité, ils vont alors subir des transformations chimiques ou photochimiques et ainsi jouer un rôle important dans la chimie de la troposphère. Les COV réagissent notamment rapidement avec les oxydants présents dans l'air, tels que les radicaux hydroxyles OH, pouvant entraîner la formation de polluants secondaires gazeux, comme l'ozone ou les particules secondaires (appelés aussi AOS, Aérosols Organiques Secondaires) qui constituent des préoccupations majeures à l'heure actuelle pour la qualité de l'air.

2.2.1. Les indices de réactivité photochimiques

Tous les COV n'ont pas la même réactivité dans l'atmosphère. La notion de "réactivité photochimique" a été construite pour donner une image du pouvoir de production d'ozone de chaque espèce de COV. Plus celle-ci est élevée, plus le composé participe aux mécanismes de formation d'ozone. Cette réactivité photochimique va dépendre de la famille chimique des composés mais également de la taille de sa chaîne carbonée. De nombreuses méthodes existent pour déterminer cette réactivité, caractérisée par différents indices propres à chaque COV. Parmi elles, les méthodes PCOP¹ et MIR² sont particulièrement utilisées.

PCOP

Une méthode récente pour caractériser la réactivité photochimique est basée sur l'estimation de la contribution de chaque COVNM à la formation d'ozone dans une zone géographique déterminée, en prenant en compte les caractéristiques du milieu réactionnel (composition de l'air ambiant, caractéristiques des émissions). Cette méthode, extrêmement complexe, repose sur l'utilisation des modèles de chimie atmosphérique très sophistiqués et permet de déterminer le Potentiel de Création de l'Ozone Photochimique d'un COVNM, PCOP [ou POCP en anglais]. L'éthylène étant un composé très actif dans les processus photochimiques et ses concentrations étant désormais bien connues, il sert de référence dans le calcul des PCOP des autres COVNM. Son indice PCOP est fixé à 100.

Le PCOP d'un composé, noté *i* dans la formule, est défini par la formule suivante :

$$PCOP_i = 100 \times \frac{I_{COVi}}{I_{\text{éthylène}}}$$

où I_{COVi} est l'incrément d'ozone avec un COVi et $I_{\text{éthylène}}$ est l'incrément d'ozone avec l'éthylène.

Une classification des PCOP peut être proposée :

- Pouvoir très élevé : PCOP > à 80
- Pouvoir élevé : PCOP de 60 à 80
- Pouvoir moyen : PCOP de 40 à 60
- Pouvoir faible : PCOP de 10 à 35
- Pouvoir très faible : PCOP <10

En général, la famille chimique à laquelle appartient un COV est déterminante pour connaître sa réactivité. Un classement par famille chimique peut ainsi être proposé :

- Les alcènes dominant en termes de réactivité avec une valeur de PCOP compris entre 70 et 173. L'isoprène et le trans-2-butène sont les COV qui produisent le plus d'ozone avec un PCOP égale à 173.

¹ PCOP : Potentiel de Création d'Ozone Photochimique

² MIR : Réactivité Incrémentale Maximale

- Les composés aromatiques arrivent en seconde position. Les aromatiques les plus réactifs sont les composés à 9 atomes de carbone (triméthyl benzène, méthyl éthylm benzène, etc.), et 8 atomes de carbone comme les xylènes et les éthyl-toluènes. Le benzène a la plus faible contribution à la production d'ozone en termes de PCOP.
- Les COV oxygénés, appelés COVO, contribuent également à la formation d'ozone. Les plus abondants en termes de contribution à la production d'ozone sont surtout les méthylglyoxal, la méthacroléine, le formaldéhyde, et l'acétaldéhyde.
- Les alcanes sont peu réactifs avec des valeurs de PCOP inférieures à 30

MIR

Une autre méthode, également largement utilisée par les chercheurs, se base sur la réactivité incrémentale maximale (Maximum Incremental Reactivity, ou MIR en anglais) pour quantifier la production d'ozone des COV. Chaque hydrocarbure se voit attribuer un facteur MIR qui représente la quantité maximale d'ozone atmosphérique qui peut être générée par un COV dans une atmosphère urbaine. Les facteurs MIR sont exprimés en grammes d'ozone formés par gramme de COV émis. Ces coefficients peuvent varier suivant l'environnement chimique dans lequel le MIR est calculé.

Le tableau suivant indique les valeurs de PCOP et MIR pour quelques COV parmi les plus communs, pouvant être émis par des sources anthropique et **biogéniques (composés en vert dans le tableau ci-dessous)** ^[11]

Composé	Famille chimique	PCOP	MIR
Pentane	Alcanes	22	1,31
Hexane	Alcanes	20	1,24
1,3-butadiène	Alcènes et alcynes	120	12,61
Isoprène	Alcènes et alcynes	173	10,61
Propylène	Alcènes et alcynes	134	11,66
Limonène	Alcènes et alcynes	134	4,55
a-pinène	Alcènes et alcynes	109	4,51
Éthylène	Alcènes et alcynes	100	9
b-pinène	Alcènes et alcynes	70	3,52
Acétylène	Alcènes et alcynes	4	0,95
Terpinolène	Composés aromatiques	X	6,36
m-Xylène	Composés aromatiques	94	9,75
o-Xylène	Composés aromatiques	79	7,64
p-Xylène	Composés aromatiques	74	5,84
Éthylbenzène	Composés aromatiques	36	3,04
Benzène	Composés aromatiques	33	0,72
Toluène	Composés aromatiques	33	4
2-méthyl-3-butène-2-ol	Composés oxygénés	X	4,91
Méthacroléine	Composés oxygénés	136	6,01
Acroléine	Composés oxygénés	80	7,45
Formaldéhyde	Composés oxygénés	78	9,46
Acétaldéhyde	Composés oxygénés	59	6,54
Éthanol	Composés oxygénés	17	1,53
Méthanol	Composés oxygénés	8	0,67
Acide acétique	Composés oxygénés	6	0,68
Acétone	Composés oxygénés	4	0,36
Acide formique	Composés oxygénés	1	0,066
Méthane		X	0,0144

Figure 7 : Valeur des indices PCOP et MIR pour quelques COV. Pour les PCOP, les valeurs sont les valeurs maximales trouvées dans la littérature

La position des composés dans l'échelle de réactivité chimique (du plus réactif au moins réactif) diffère selon l'indice considéré : certains composés vont avoir un PCOP plus élevé que d'autres alors que leur indice MIR sera moins élevé. Pour autant, des gammes de réactivité chimique et donc de potentiel de formation d'ozone (de « pouvoir très faible » à « pouvoir très élevé ») sont bien identifiées et l'appartenance des composés à ces classes reste identique pour les deux indices.

La différence entre les indices provient du fait que le PCOP a été calculé pour la formation de l'ozone dans un environnement traversant l'Europe dans un climat modéré et sans pic de formation d'ozone (dans le sens de formation du smog local).

Ces indices permettent d'avoir une information sur les caractéristiques chimiques d'une espèce donnée. En revanche, ils ne permettent pas de connaître directement la quantité réelle d'ozone produite sur une zone présentant des concentrations spécifiques pour ces composés. En effet, la formation d'ozone va dépendre de nombreux facteurs, autres que la concentration initiale en COV. La concentration des autres précurseurs, principalement les NO_x vont également être déterminants. De la même façon, les conditions environnementales à un instant t, vont influencer les réactions chimiques pouvant conduire à la formation d'ozone. Les indices PCOP et MIR sont donc des indicateurs permettant de classer les COV selon leur potentielle capacité à former de l'ozone mais en aucun cas la quantité réelle d'ozone formée à un instant t sur un territoire donné, qui elle sera le résultat d'une série de processus chimiques complexes mettant en jeu différents facteurs.

QUE RETENIR ?

- *Les COV libérés dans l'air ont une durée de vie relativement courte, de la minute à plusieurs heures, subissant des transformations chimiques ou photochimiques dans la troposphère. Leur forte réactivité les fait réagir rapidement avec les oxydants atmosphériques, comme les radicaux hydroxyles OH, formant des polluants secondaires tels que l'ozone et les Aérosols Organiques Secondaires (AOS).*
 - *La notion de "réactivité photochimique" a été construite pour donner une image du pouvoir de production d'ozone de chaque espèce de COV. Tous les COV n'ont pas la même réactivité photochimique dans l'atmosphère.*
 - *Il existe plusieurs méthodes pour essayer de déterminer la réactivité photochimique des COV avec des indices, tels que le Potentiel de Création de l'Ozone Photochimique (PCOP) et la Réactivité Incrémentale Maximale (MIR). Ces indices classent les COV selon leur capacité à former de l'ozone, mais ne fournissent pas la quantité réelle produite, dépendante de nombreux facteurs environnementaux et chimiques.*
-

2.3. Les COV émis par les arbres

Les COV sont émis dans l'atmosphère par des sources très nombreuses et variées, d'origine naturelle ou anthropique. Les émissions de COV d'origine anthropique proviennent majoritairement de l'utilisation de solvants, peintures et produits d'entretien dans l'industrie ainsi que dans le secteur domestique, des émanations ou des fuites lors de la production ou l'usage de produits pétroliers ainsi que des phénomènes de combustion, que ce soit de matières fossiles (carburant) ou organiques (bois).

Les COV sont également produits par des phénomènes naturels, et particulièrement par la végétation. On estime que les COV d'origine biogénique, nommés ci-après COVB, représentent plus de 90% des COV émis à l'échelle du globe^[12] dont la grande majorité sont émis directement par les plantes, le reste des émissions provenant des océans (émissions par le phytoplancton) ou de la dégradation de la litière du sol et des sédiments (processus de fermentation ou de dégradation de matières organiques). Les émissions de COVB à l'échelle globale sont estimées à environ 1 000 Tg¹ par an^[13], dont environ 71 % proviennent des arbres, 17 % des arbustes, 10 % des cultures et 0,4 % des océans^[12].

Notons que ces estimations de flux sont sujettes à de fortes incertitudes par manque de données de terrain.

Les émissions biogéniques annuelles de COV en France représentent sensiblement **la moitié des émissions de COV (hors méthane)** (données CITEPA 2022). Cependant, il existe des différences régionales. Dans les régions méditerranéennes notamment, les émissions biogéniques peuvent largement dépasser les émissions anthropiques. A l'inverse, les espaces boisés étant peu développés dans le Bassin parisien, cette région est faiblement émettrice de COV biogéniques par rapport aux autres régions. En **Auvergne-Rhône-Alpes, les émissions biogéniques de COV dépassent celles des anthropiques et représentent entre 60 et 70% des émissions de COV** (donnée Atmo AuRA 2022). Notons que le secteur biogénique est encore mal documenté dans les cadastres d'émissions nationaux.

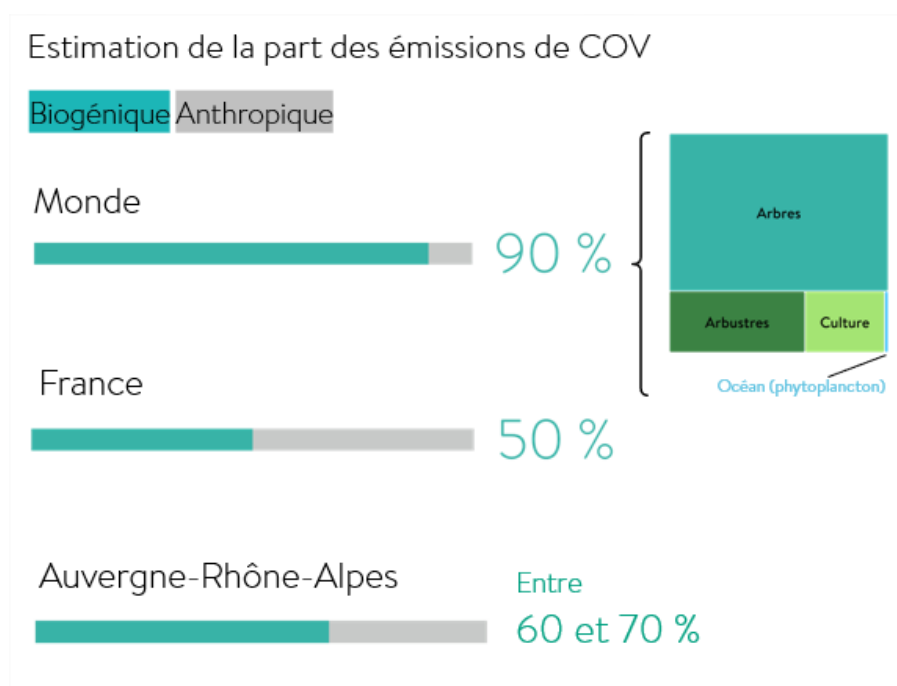


Figure 8 : Estimation de la part biogénique et anthropique des émissions de COV à différentes échelles

Source des données :

à l'échelle mondiale : <https://hal.science/hal-02905640/document>

à l'échelle nationale : inventaire CITEPA

à l'échelle régionale : Inventaire Atmo Auvergne-Rhône-Alpes

¹ Tg = Téra gramme (Unité de mesure de masse du système international) = 10¹⁵ grammes = 10⁹ tonnes

Les émissions de COVB sont fortement corrélées à la température et à l'ensoleillement, et jouent un rôle significatif dans les niveaux d'ozone atteints en été sur certains territoires. Plusieurs études ont montré que les émissions de COVB peuvent être à l'origine d'une augmentation significative des concentrations, jusqu'à plusieurs dizaines de $\mu\text{g}/\text{m}^3$ dans le bassin méditerranéen en été ^[12].

Les COVB ont donc un rôle majeur dans la chimie de l'atmosphère à l'échelle locale, régionale et mondiale. La nature et la quantité de ces émissions de COVB dépendent de nombreux paramètres biotiques (relatif au monde vivant : espèce végétale, âge de l'individu, stress subi par la plante) ou abiotiques (paramètres environnementaux : vent, température, exposition aux polluants atmosphériques). Les COVB émis interviennent ainsi dans de nombreuses fonctions métaboliques des plantes ainsi que dans les interactions entre les plantes ou avec d'autres organismes. Les premiers travaux scientifiques relatifs aux émissions de COV par les plantes ont vu le jour dans les années 1960 et se sont multipliés depuis les années 2000. Pour autant, les mécanismes qui déterminent ces émissions sont encore entachés de nombreuses incertitudes.

QUE RETENIR ?

- À l'échelle mondiale, 90% des Composés Organiques Volatils (COV) émis dans l'atmosphère proviennent de sources naturelles, principalement des arbres (70%), des océans (phytoplancton), et de la dégradation de la litière du sol et des sédiments.
 - En France, les émissions biogéniques, influencées par la température et l'ensoleillement, représentent la moitié des émissions totales de COV, surpassant parfois les émissions anthropiques.
 - Ces COV biogéniques jouent un rôle majeur dans la chimie atmosphérique, impactant les niveaux d'ozone en été. Leur quantité dépend de facteurs biotiques (influencées par des éléments vivants) et abiotiques (causés par des éléments chimiques ou physiques, non liés au vivant), influençant les fonctions métaboliques des plantes. Malgré l'intérêt scientifique initié en 1960, la diversité et complexité des émissions de COV par les plantes rendent leur impact global complexe et incertain.
-

2.3.1. Les composés majoritaires

Plusieurs milliers de molécules chimiques volatiles émises par les plantes sont connues à ce jour mais seulement quelques-unes d'entre elles contribuent de manière significative aux flux de COV dans l'atmosphère à l'échelle du globe et ont fait l'objet des principales attentions des études scientifiques rapportées à ce jour.

Famille de composés et quantités émises

La production de COV par la végétation est dominée par les émissions de composés appartenant à la famille des **TERPENES (terpénoïdes¹ ou isoprénoïdes)**.

- **L'isoprène ou hémiterpène**, composé le plus volatil de cette famille, est le COVB le plus émis quantitativement par les écosystèmes à l'échelle du globe. À lui seul, il représente plus de 50 % des émissions de COVB (jusqu'à 70% selon les estimations). Il est essentiellement produit par les **arbres à feuilles caduques**, dont les feuilles tombent à l'automne et réapparaissent au

¹ Regroupe les terpènes oxygénés et non oxygénés

printemps (tels que les érables, chênes, bouleaux, hêtres, frênes...), et ses émissions dans l'atmosphère varient selon les estimations entre 400 et 600 Tg par an^[14].

- **Les monoterpènes**, constitués de 2 molécules d'isoprène sont, quant à eux, essentiellement produits par les arbres de la famille des **résineux**. Ils représentent entre 10 et 30% des émissions selon les estimations. Parmi les monoterpènes les plus communs, on trouve les composés tels que α -pinène, β -pinène, camphène, limonène, myrcène, 3-carène. Auxquels s'ajoutent quelques mono-terpènes oxygénés comme, par exemple, le linalol ou encore l' α -terpinéol. Ce sont des molécules aromatiques à l'origine des odeurs des plantes. On peut citer le camphre, le géraniol, le menthol ou encore le limonène, responsable de l'odeur caractéristique des agrumes.
- **Les sesquiterpènes** (3 molécules d'isoprènes), sont une composante majeure des huiles essentielles. Ils font partie des COVB ayant été les moins étudiés à ce jour, du fait de leur découverte plus récente, et des difficultés de leur détermination analytique (COV très réactifs et difficiles à mesurer). Ils contribueraient à environ 10% des émissions de COVB.
- Toujours dans la famille des terpénoïdes, on trouve également les **diterpènes**, constitués de 4 unités d'isoprène. Leur détection dans l'atmosphère demeure rare du fait de leur faible volatilité.

Outre la grande famille des terpènes, on distingue divers **COMPOSES OXYGENES** dont ceux appartenant aux familles chimiques des alcools, cétones, aldéhydes, esters et acides organiques^[12]. Parmi cet ensemble de composés, le méthanol, l'acétone, l'acétaldéhyde, le 2-méthyl-3-buten-2-ol (MBO) et d'autres composés dérivés de l'hexanal sont fréquemment observés ; et dans une moindre mesure l'éthanol, l'acide formique et l'acide acétique.

Les principales familles de COVB, les principaux groupes de plantes émettrices de COVB et les estimations des flux actuels et futurs dans l'atmosphère sont présentés dans le tableau suivant^[14] :

Familles	Estimation des émissions actuelles globales (Tg par an)	Durée de vie dans l'atmosphère (jour)	Exemples	Plantes majoritairement émettrices
Isoprène	412 – 601	0,2		peuplier, saule, platane, cocotier, palmier, casuarina, épicéa, eucalyptus
Monoterpènes	33 – 480	0,1 - 0,2	β -pinène, α -pinène, limonène, camphène linalol	tomate, chêne, ciste, pommier, pin, trichostème
Ethylène	8 – 25	1,9		
COVB Oxygénés réactifs	~260	< 1	acétaldéhyde, 2-méthyl-3-buten-2-ol, hexanal et isomères	prairies, vignes, brassica, seigle, bouleau
COVB Oxygénés peu réactifs	~260	> 1	méthanol, éthanol, acide formique, acide acétique, acétone	

Figure 9 : Tableau des principales familles de COVB, émissions au niveau mondial et principaux arbres émetteurs

Réactivité des composés et formation d'ozone

L'isoprène et les monoterpènes sont les composés les plus réactifs et également les plus émis quantitativement. Ils contribuent en grande majorité à la formation d'ozone aux différentes échelles géographiques.

Les sesquiterpènes sont émis en plus faibles quantités et sont difficiles à détecter car ils se détruisent rapidement à cause de leur forte réactivité. Malgré leur potentiel de formation d'ozone similaire à celui des monoterpènes, ils exercent une influence mineure sur la formation d'ozone ^[8]. En revanche, ces composés sont importants d'un point de vue de la formation des aérosols secondaires. Ce sont des molécules plus lourdes (15 atomes de carbone) dont les produits de réaction vont avoir tendance à se condenser sur les particules existantes ou à s'agglomérer pour former des Aérosols Organiques Secondaires.

Les COV oxygénés présentent généralement une réactivité et un potentiel de formation d'ozone variable mais généralement plus faibles que l'isoprène et les monoterpènes. Cependant, malgré cette plus faible réactivité, leurs émissions peuvent être significatives. Par exemple, dans le cas du romarin, les émissions de méthanol peuvent rivaliser en importance avec celles des monoterpènes, ou dominer les émissions dans le cas des cultures (blé, maïs, colza). Bien que ces composés aient une faible réactivité, leurs fortes émissions compensent ce facteur. Il est donc essentiel de considérer ces composés dans l'évaluation globale de l'impact des plantes sur la formation d'ozone. Les composés oxygénés ont été historiquement moins étudiés en raison de méthodes analytiques peu adaptées, engendrant un manque de connaissances sur ces composés. La photographie monoterpènes/isoprènes/composés oxygénés pourrait donc évoluer dans les années à venir avec le développement de méthodes non ciblées (spectrométrie de masse haute résolution, principalement).

L'impact des alcanes, alcènes et cétones biogéniques sur la chimie de l'air en zones urbaines a longtemps été considéré comme faible puisque les émissions anthropiques pour ces familles de composés dominent dans les zones urbaines. Pour autant, de nombreux travaux scientifiques récents montrent qu'ils peuvent, au contraire, avoir un rôle important et que celui-ci devrait s'accroître avec l'évolution des émissions de précurseurs, notamment la baisse des NOx, dans les zones urbaines et le développement des politiques de végétalisation des villes.

D'autres composés, qui peuvent être considérés comme des COVB, tels que le sulfure de diméthyle et le méthane, sont des cas plus particuliers. Bien que le sulfure de diméthyle joue un rôle très important dans le système climatique de la Terre ^[16], il est principalement attribué à des sources océaniques (algues, phytoplancton). Le méthane joue également un rôle important dans le système climatique ainsi que dans la formation d'ozone troposphérique ; il serait notamment responsable d'une part non négligeable des niveaux de fond sur certains territoires ; mais les rapports faisant état de sa biosynthèse directe par des plantes terrestres restent controversés ^[17]. Dans le cadre du plan régional ozone, nous nous concentrons donc sur les COV non méthaniques produits par les plantes terrestres.

La nature et la quantité des émissions de COVB diffèrent d'une espèce végétale à une autre et évoluent en réponse à de nombreux paramètres physiologiques et environnementaux. L'influence de ces paramètres et la variabilité interspécifiques sont présentés dans les deux sections suivantes.

QUE RETENIR ?

- L'isoprène et les monoterpènes, émis principalement par les arbres, sont les COVB les plus réactifs et contribuent significativement à la formation d'ozone.

- L'isoprène (ou hémiterpène) représenterait entre 50 et 70 % des émissions. Il est essentiellement produit par les arbres à feuilles caduques, dont les feuilles tombent à l'automne et réapparaissent au printemps (tels que les érables, chênes, bouleaux, hêtres, frênes...).

- Les monoterpènes, essentiellement produits par les arbres de la famille des résineux, représenteraient entre 10 et 30% des émissions.

- Les sesquiterpènes, bien que moins émis, sont très réactifs et essentiels dans la problématique de la formation d'Aérosols Organiques Secondaires (AOS)

- Les COV oxygénés, moins réactifs mais émis en quantité importante, compensent leur plus faible réactivité par des émissions significatives.

Alcane, alcènes, et cétones biogéniques, longtemps considérés comme ayant un faible impact en zones urbaines, pourraient jouer un rôle croissant avec la végétalisation urbaine.

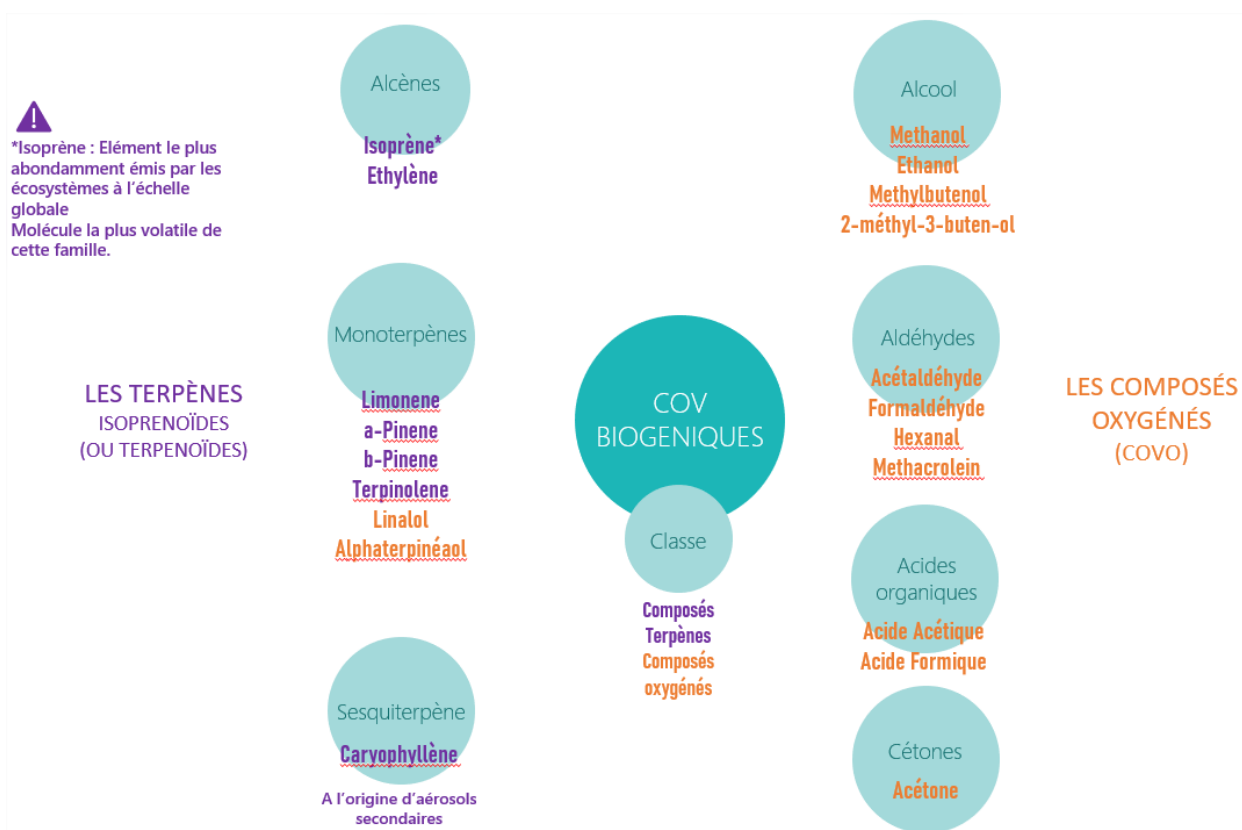


Figure 10 : Panel des COV biogéniques

2.3.2. Production, stockage et émissions de COV par les plantes

Les **émissions des COV par les plantes** peuvent être **constitutives**, c'est-à-dire qu'elles **contribuent** à certaines **fonctions métaboliques** des plantes, telles que les interactions biochimiques entre les plantes d'une même espèce ou d'une même communauté, ou bien **induites** par des **perturbations de l'environnement** et/ou les stress biotiques ou abiotiques.

Les émissions constitutives

Chez les plantes, la biosynthèse de certains COV est contrôlée par des **facteurs génétiques** et contribue à diverses fonctions métaboliques. Ces molécules sont produites par la plante quelles que soient ses interactions biotiques : elles sont donc **constitutives**.

Les **émissions constitutives** des arbres **diffèrent** selon **l'essence considérée**. Pour les arbres **à feuilles caduques**, les émissions proviennent principalement **des surfaces foliaires**. Celles-ci sont donc bien plus importantes **entre le printemps et l'automne et très faibles voire nulles en hiver**. **Chez les conifères, les terpènes** sont produits dans **tous les tissus (aiguilles, écorce, racines)** et **stockés** dans des réservoirs de stockage. Les émissions sont donc plus **diffuses toutes au long de l'année**, avec néanmoins un **pic au printemps** généré par le renouvellement des aiguilles, et été lors des fortes chaleurs. Les bourgeons, jeunes feuilles et pousses émettent jusqu'à deux fois plus de COV que les organes plus âgés.

Rôles des COV constitutifs

- Ils permettent aux plantes d'**interagir avec leur environnement**, que ce soit avec d'autres individus de la même espèce ou avec d'autres organismes.
- Ils jouent également un rôle à tous les stades de la **reproduction et du développement des plantes**. Pour assurer le succès de leur reproduction, les plantes à fleurs libèrent une myriade de COVB afin d'attirer les pollinisateurs et les aider à identifier les fleurs de la même espèce, reconnaissable par le bouquet odorant (i.e. mélange de COV) émis, lorsqu'ils sont en quête de nourriture. L'odeur des fruits peut attirer les disperseurs de graines et leur permettre de localiser et de distinguer les fruits mûrs de ceux qui ne le sont pas, même au sein d'une même espèce végétale ou d'un même individu ^[8].
- Chez certaines plantes, des COV sont libérés en tant que sous-produits de processus physiologiques et permettent la libération d'un surplus d'énergie ^[18]. Pour un même individu les émissions vont ainsi varier au cours de sa vie et de son activité physiologique. Elles seront ainsi plus importantes dans la phase de croissance de l'arbre, jusqu'à son âge de maturité (entre 20 et 50 ans pour les espèces les plus courantes).

Facteurs de production et d'émissions des COVB constitutifs

- Les composés organiques volatils peuvent être **produits et émis en continu**, comme c'est le cas pour les plantes aromatiques qui émettent des monoterpènes en continu.
- Les molécules peuvent être **stockées** dans des réservoirs **puis libérées dans l'air** à la suite d'une rupture mécanique des tissus (blessure par exemple).

L'intensité lumineuse ainsi que **la température** sont les **deux principaux facteurs** environnementaux **déterminants** pour la **production et l'émission de COVB** au niveau des feuilles et vont influencer le devenir des COVB produits, qui seront soit stockés soit émis directement dans l'air par la plante. ^[14]

Les relations entre le contrôle par la lumière et la température des taux de biosynthèse (production des COV à gauche), la capacité de stockage (au centre) et le contrôle par la lumière et la température des taux d'émission (à droite) sont illustrées sur la figure ci-dessous. ^[14]

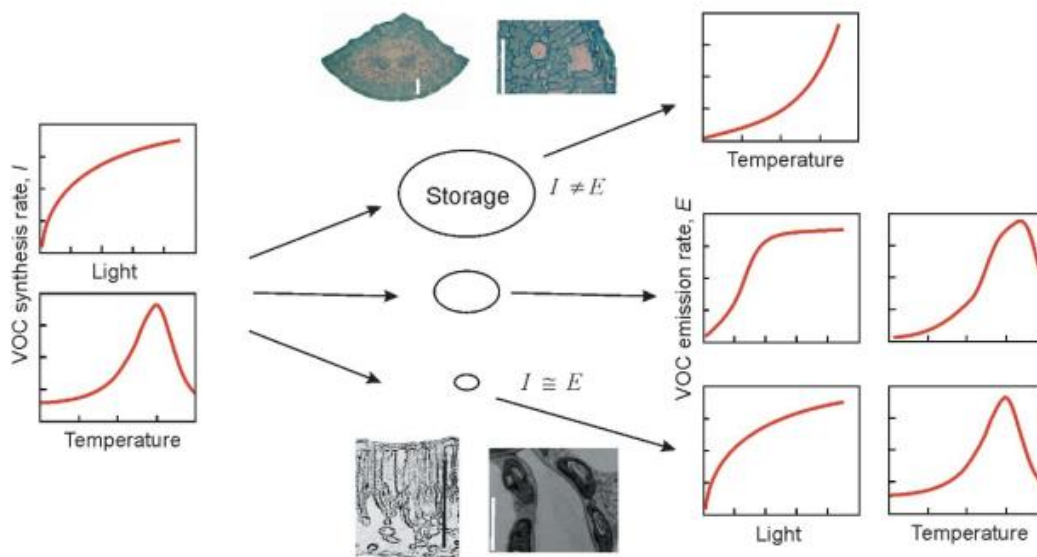


Figure 11 : Représentation schématique des relations entre le contrôle par lumière et la température des taux de synthèse de composés organiques volatils biogéniques (COBV) (I), la capacité de stockage intra-plante et les taux d'émissions

La synthèse des COV dans la plante, c'est-à-dire la quantité de COV produite au niveau cellulaire, **est conditionnée par le rayonnement**. Plus la plante est exposée à un rayonnement élevé, plus elle produit de COV. Pour la température, il existe en revanche un optimum qui est lié à l'activité enzymatique interne à la plante.

La température est le principal facteur qui contrôle les émissions des COV dans l'air.

-> Pour les **COV stockés** dans les réservoirs de la plante (conduit de sève, poil glandulaire, pool de résine, trichomes), les COVB sont diffusés à travers les parois cellulaires, la cuticule (ex : surface de l'aiguille) et non pas par les stomates. La **température** est le facteur qui va influencer les émissions de COV (**monoterpènes, sesquiterpène**) : plus il fait chaud, plus les COV vont s'évaporer (Fig. ci-dessus en haut à droite). Il s'agit principalement **des essences de résineux (comme le pin d'Alep)** dont les émissions sont maximales l'été.

-> Pour les **COV synthétisés et libérés directement (non stockés)** par les stomates (comme **l'isoprène**), la **lumière**, en plus de la **température** est un facteur important puisqu'elle est nécessaire à leur production (Fig. ci-dessus, en bas à droite). Au-delà d'une certaine température, la plante va fermer ces stomates et ne va plus émettre et produire de COV (stress thermique). Ainsi, les émissions du chêne vert (monoterpène) ou du chêne pubescent (isoprène), seront maximales au printemps, ces derniers n'ayant pas d'organes de stockage.

Stockage et diffusion des COV dans l'atmosphère

Bien que les COV puissent être émis par différents organes de la plante (feuilles, tige, racines ...) ce sont les émissions foliaires qui dominent quantitativement. Une fois produits, les COVB peuvent être émis par 4 voies d'émissions principales :

- Diffusion à travers la cuticule de l'épiderme (enveloppe qui recouvre la partie aérienne des végétaux)
- Conductance à travers les stomates (orifices à la surface des feuilles comme les pores de la peau)
- Libération de COV à la suite d'une attaque ou d'une blessure (moyen de communication)
- Évaporation des surfaces à la suite d'une blessure

Ces deux derniers points constituent des émissions induites qui sont détaillées ci-dessous.

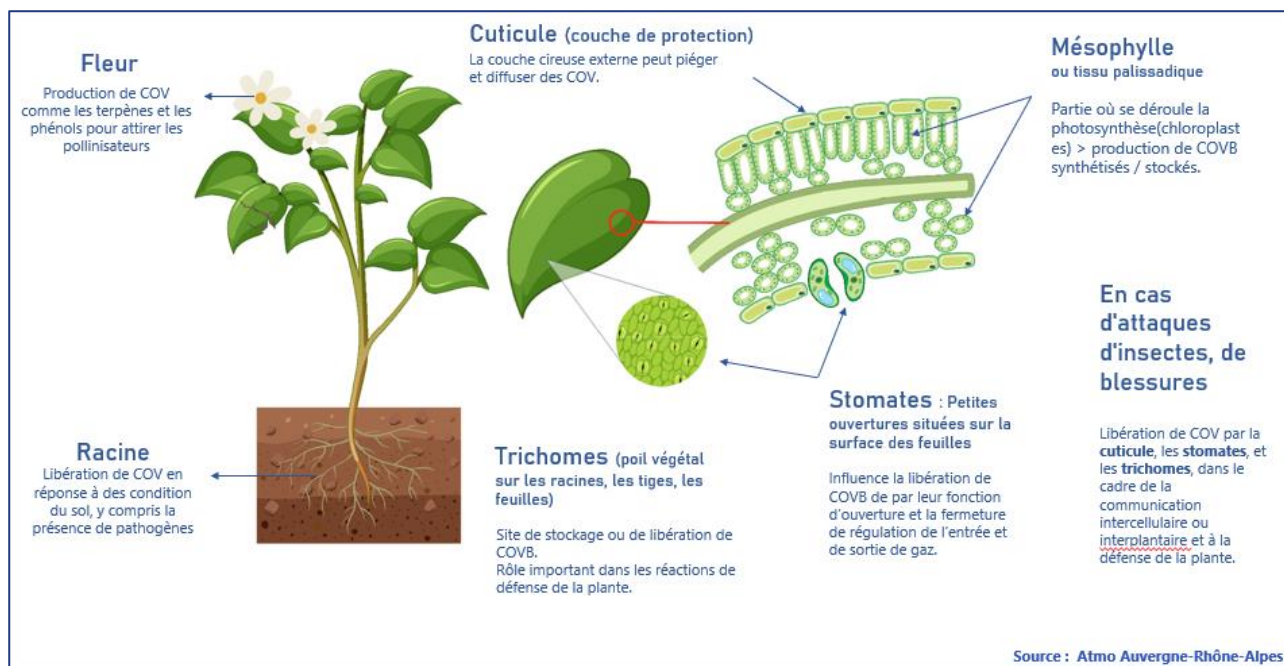


Figure 12 : Parties de la plante susceptibles de produire ou d'émettre des COV

Les émissions induites

Dans leur environnement, les plantes sont constamment soumises à des **pressions biotiques** :

- herbivores ou insectes phytophages¹,
- infections par des agents pathogènes (champignon, bactérie...),
- concurrences avec les adventives...

et **abiotiques** générées par le monde environnant :

- stress hydrique
- température élevée
- polluants

L'émission de COV joue un rôle majeur dans les mécanismes de défense et de lutte contre ces pressions. Les molécules sont alors produites en réponse à un événement et sont donc **induites** (COVi).

Dans ce contexte, **la température est un facteur déterminant** qui peut multiplier les émissions et changer leur nature. Certains COV, en particulier **l'isoprène**, sont utilisés par les plantes pour stabiliser la membrane cellulaire et augmenter la thermotolérance de la plante à des températures élevées^[8]. De façon rétroactive, les températures plus élevées dans les centres urbains déclenchant des émissions plus importantes de COVB, entraînent des concentrations d'ozone plus élevées, un effet qui devrait s'accroître avec le réchauffement climatique^[19].

L'ensoleillement est également un **facteur déterminant**, mais pour **certains composés** seulement. L'isoprène joue un rôle de défense face au **stress oxydatif** pour certaines cellules des végétaux (comme le thylakoïde, sac membraneux aplati contenant la chlorophylle dans un chloroplaste) qui se produit principalement en journée, ce qui explique la **dépendance à l'intensité lumineuse des émissions**. De nombreuses études, réalisées notamment sur des essences majoritaires du bassin méditerranéen telles que le chêne pubescent ont montré que les émissions de composés oxygénés (ex : aldéhydes, méthanol, acétone) continuaient la nuit et n'étaient donc pas dépendantes de la luminosité^[20].

L'humidité de l'air et le contenu en eau du sol sont également des paramètres importants. Les taux d'émission de COVB en cas de sécheresse dépendent fortement de l'espèce d'arbre (sensibilité) ainsi que de l'intensité et de l'étendue temporelle des événements de stress^[21]. La fermeture des stomates, réaction de défense face au manque d'eau, entraîne une augmentation de la température des feuilles car le refroidissement

¹ Phytophage = qui se nourrit principalement de plantes

par transpiration diminue, entraînant la production d'isoprène à court terme pour augmenter la thermotolérance des tissus [22]. En revanche pour d'autres COV, la fermeture des stomates entraîne une diminution des émissions par diffusion dans l'atmosphère [23]. Notons que l'humidité, que ce soit dans l'air ou dans le sol, est généralement plus faible dans les centres urbains que dans les forêts urbaines et les zones rurales [24].

La concentration en dioxyde de carbone ou en polluants atmosphériques, y compris la concentration **en ozone**, peuvent **affecter la production et l'émission de certains COVB** en affectant la conductance stomatique (mesure du flux de vapeur d'eau sortant ou de dioxyde de carbone (CO₂) entrant à travers les stomates). Il existe un consensus sur le fait qu'une **augmentation de la concentration en CO₂** induira une **réduction des émissions de terpènes au moins au niveau des feuilles** [25] et ce, malgré l'augmentation de l'activité physiologique induite par les concentrations élevées en CO₂. D'autre part, une augmentation de la concentration en ozone peut avoir des effets opposés selon la durée et le niveau d'exposition - avec une stimulation dans le cas d'expositions aiguës et une inhibition générale dans le cas d'expositions chroniques [26]. **Globalement, on estime que l'augmentation des concentrations d'ozone depuis l'industrialisation a diminué la conductance stomatique de 13 %, avec des valeurs probablement plus élevées dans les zones urbaines** [8].

Le vent est un autre facteur météorologique important mais très variable et dont l'effet est difficilement quantifiable. La ventilation de la canopée augmente l'évapotranspiration et refroidit les feuilles entraînant des émissions d'isoprène plus faibles chez certaines espèces (peupliers et chênes notamment) [27]. En outre, de fortes rafales de vent peuvent endommager les arbres, entraînant la libération de COVB. Par exemple, une explosion des émissions de monoterpènes a été mesurée à des vitesses de vent élevées chez les Eucalyptus, dont les émissions sont par ailleurs extrêmement faibles [28].

L'herbivorie, terme principalement utilisé pour les invertébrés (insectes, mollusques..) dont le régime alimentaire est basé sur la consommation de substances végétales, entraîne des émissions importantes de COVi. Lorsqu'un phytophage (ou herbivore) attaque la plante, celle-ci peut libérer des COVs toxiques suite à la rupture mécanique des structures dans lesquels ils étaient stockés (trichomes glandulaires et conduits résineux). Les blessures ainsi générées peuvent donc entraîner l'augmentation des émissions constitutives ainsi que la production d'autres composés non constitutifs. Si certains COVs ainsi induits jouent un rôle de défense à distance, en repoussant les ravageurs, d'autres agissent par contact en modifiant le comportement de l'insecte qui va alors quitter la plante ou se laisser tomber au sol [8].

La disponibilité en nutriments du sol (principalement potassium (K) et azote (N), mais également magnésium (Mg) et phosphore (N)), très variable en zones urbaines, le stress salin (notamment dans les zones concernées par des épisodes neigeux et des pratiques de salage) ou encore l'occurrence d'inondations sont également des facteurs qui peuvent modifier les émissions de COVB par les plantes [8].

Stress	Effet sur les émissions	COV principalement concernés	Phénomènes résultant
Température élevée	+++	Isoprène	Rôle de l'isoprène dans la thermotolérance, rétroaction en lien avec la surproduction d'ozone
Luminosité importante	+++	Isoprène, autres terpènes	Rôle de défense de l'isoprène contre le stress oxydatif
Sécheresse/stress hydrique long	--	Tous les COV	Inhibition des émissions par fermeture des stomates
Sécheresse/stress hydrique court	++	Isoprène	Pic d'isoprène pour augmenter la thermotolérance
Pollution de l'air CO ₂	-	Isoprène, autres terpènes	Diminution de la conductance stomatique
Épisode de pollution à l'ozone court	++	Isoprène	Pic d'isoprène pour augmenter la défense contre le stress oxydant généré
Épisode de pollution à l'ozone long	--	Tous les COV	Diminution de la conductance stomatique
Vent fort	++	Monoterpènes	Rafales entraînent des blessures et donc l'augmentation des émissions
Vent faible	-	Isoprène	Ventilation diminuée la température des feuilles et donc les émissions d'isoprène dépendantes de la température
Prédation/herbivorie (stress biotique)	+++	Monoterpènes, green leaf volatiles (aldéhydes, alcools, cétones...)	Blessure, signaux défensifs pour éloigner les prédateurs, signaux d'alertes pour les individus voisins (émission induite de composés spécifiques)
Inondation	Variable selon les composés		Diminution de l'isoprène, augmentation du méthanol
Malnutrition	Variable selon la durée du stress		Diminution de la biomasse et de l'activité physiologique
Stress salin	+		Augmentation par stress hydrique

Figure 13 : Récapitulatif des facteurs biotiques (lié au vivant) et abiotiques (conditions environnementales non vivantes) influençant les émissions de COVB induits

Dans le cas des émissions induites, les COV peuvent être émis des heures ou des jours après le stress ^[29]. Les COV oxygénés (COVO) sont généralement émis en tant que composés de signalisation ou en réponse à toute sorte de conditions stressantes ^[30]. Certaines données montrent qu'un COV émis en continu par des plantes saines et intactes peut également générer des émissions induites après un dommage foliaire par exemple ^[31].

Le schéma suivant illustre l'ensemble des processus qui interviennent dans la production et l'émission de COVB par les plantes ainsi que le rôle de ces émissions constitutives ou induites.

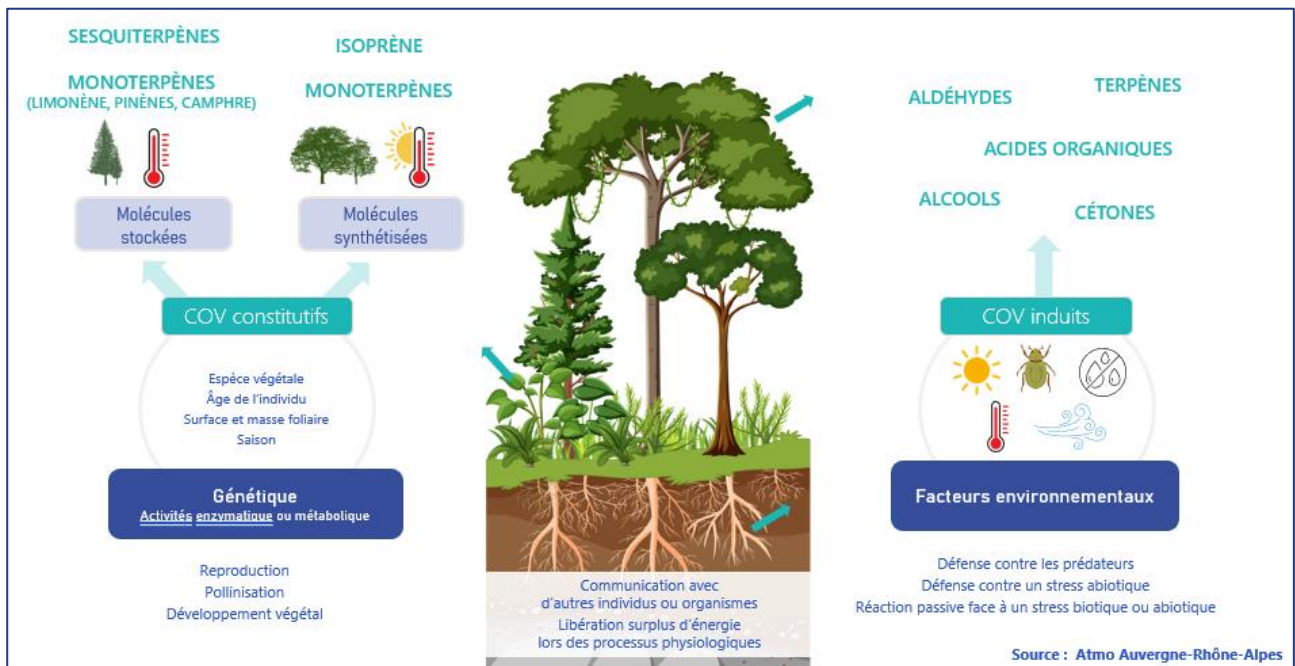


Figure 14 : Rôle- facteurs dans les processus d'émissions de COVB constitutifs et induits

Les émissions vont varier en fonction de divers facteurs **micrométéorologiques**, principalement la **température foliaire et l'intensité lumineuse** ^[32]. Ainsi, en France, les émissions sont plus importantes en juillet et août que le reste de l'année ^[33].

Cependant chez un même individu, les **émissions** vont également **varier avec l'âge, la densité de biomasse foliaire**. Dans la plupart des cas, la contribution en COVB d'une plante individuelle est proportionnelle à la **taille de sa canopée**, les espèces abondantes et/ou de grande taille ayant des taux d'émission élevés ont tendance à dominer l'inventaire des émissions de COVB dans un paysage donné.

Que retenir ?

Les plantes émettent une variété de Composés Organiques Volatils (COV) de manière constitutive et induite, influençant leur environnement.

Les émissions constitutives, déterminées génétiquement, contribuent aux interactions chimiques entre plantes et à des fonctions métaboliques diverses. Ces émissions diffèrent selon les espèces et les types d'arbres, avec des variations saisonnières. Les COV jouent des rôles cruciaux dans la communication entre les plantes, la reproduction, et le métabolisme.

La production et l'émission de COV sont influencées par des facteurs biotiques (espèce, métabolisme) et abiotiques (température, lumière).

Les émissions induites, en réponse au stress environnemental, sont essentielles pour la défense des plantes contre les herbivores et les pathogènes. La température, la lumière, l'humidité, la composition de l'air, et d'autres facteurs météorologiques modulent ces émissions.

Voici quelques différents facteurs déterminants influençant les émissions de COV par les plantes :

- **Température** : Une augmentation de température peut stimuler la biosynthèse et augmenter la production de certains COV.
- **Ensoleillement** : Crucial pour la synthèse continue de certains COV, comme l'isoprène. Les émissions de ces composés sont souvent plus élevées pendant les heures ensoleillées, lorsque l'activité photosynthétique est maximale.
- **Humidité de l'air et du sol** : Les plantes ajustent leurs émissions en réponse aux conditions de sécheresse. En cas de stress hydrique, certaines plantes peuvent augmenter leurs émissions de COV, probablement comme une stratégie pour augmenter leur tolérance à la chaleur.
- **Concentrations de GES ou de polluants** : Les niveaux élevés de dioxyde de carbone peuvent réduire les émissions de terpènes par les plantes, tandis qu'une concentration accrue d'ozone peut stimuler ces émissions lors d'expositions courtes et les inhiber lors d'expositions prolongées.
- **Stress biotiques** : Les attaques d'insectes, les infections par des agents pathogènes et d'autres pressions biotiques peuvent déclencher des émissions de COV. Ces émissions servent souvent de signaux chimiques pour alerter d'autres plantes voisines ou pour repousser les herbivores.
- **Stress abiotiques** : Les événements tels que les tempêtes, la pollution, la disponibilité en nutriments du sol, le stress salin, et les inondations peuvent affecter positivement ou négativement les émissions de COV en fonction de l'espèce végétale et du type de stress.
- **Vent** : La ventilation de la canopée peut influencer les émissions de COV. De fortes rafales de vent peuvent entraîner la libération de COV, tandis qu'une ventilation régulière peut réduire les émissions.
- **Herbivorie** : L'activité des herbivores peut déclencher des émissions importantes de COV. Les plantes peuvent libérer des composés volatils en réponse à la mastication d'insectes herbivores pour repousser les attaquants ou attirer des prédateurs.

Les COV peuvent être stockés dans des réservoirs végétaux et émis par diffusion, conductance stomatique, ou libération suite à des blessures. Ces processus de diffusion des COV, conditionnés par des facteurs météorologiques et biotiques, contribuent à la complexité des émissions par les plantes, impactant la qualité de l'air, le climat, et les interactions écosystémiques.

2.3.3. Emissions par espèces d'arbres

Dans la communauté scientifique, certains types d'arbres et certaines espèces sont considérés comme des grands émetteurs de COVB, alors que d'autres reconnus comme de faibles émetteurs. Par exemple, les arbres ayant **une capacité photosynthétique élevée** sont souvent aussi de **grands émetteurs de monoterpènes**. Les arbres **à feuilles caduques** (arbres à fleurs ou à feuilles décoratives comme le cerisier ou le pommier à fleurs, les érables, le chêne, le hêtre, le charme ou le bouleau...) sont en général de plus **grands émetteurs d'isoprène** et **de faibles émetteurs de monoterpène**, tandis que les **arbres à feuilles persistantes** vont émettre **peu d'isoprène** et peuvent être à la fois **de faibles et de forts émetteurs de monoterpène en fonction de l'espèce** ^[34]. Les biomes (ensemble d'écosystèmes caractéristique d'une aire biogéographique et nommé à partir de la végétation et des espèces animales qui y prédominent et y sont adaptées) forestiers européens sont généralement considérés comme fortement émetteurs de monoterpènes et d'isoprènes.

Le chêne, le saule, et le peuplier (et dans une moindre mesure le platane et l'acacia) font partie des **principaux émetteurs d'isoprène en Europe**. Ces grands émetteurs représentent entre 13 % et 30 % des arbres urbains en Europe de l'ouest, et semblent avoir des parts encore plus élevées en Asie. En revanche, les forêts suburbaines et rurales du nord et de l'est de l'Europe sont moins émettrices. Les villes américaines semblent avoir un peu moins de grands émetteurs ^[35]. Parmi les espèces les plus communes **en zone urbaine, Populus nigra (peuplier noir), P. tremula (peuplier tremble), Quercus robur (chêne pédonculé) et Quercus pubescens (chêne pubescent) ont été identifiés comme de grands émetteurs d'isoprène. En zones urbaines, Ginkgo biloba est également connu comme un émetteur de différentes familles de COVB** ^[36].

Les conifères et plusieurs feuillus, dont F. sylvatica (hêtre commun), qui domine dans les forêts d'Europe centrale ^[37], **émettent principalement des monoterpènes** qui peuvent ainsi être d'importants précurseurs de polluants secondaires, en particulier dans les zones de transition rurales-suburbaines.

A l'inverse, les arbres urbains communs tels **qu'Acer platanoides (érable plane) et Ulmus minor (orme champêtre)** sont considérés comme **de faibles émetteurs**. Néanmoins l'orme champêtre est une espèce vulnérable face aux maladies et peu adapté au changement climatique. Généralement, **les tilleuls et érables** sont **des espèces à faibles émissions de COVB**.

Genre	Espèce	Isoprène	Monoterpène	Sesquiterpène	COV Oxygénés
Erable					
	<i>plane</i>				
	<i>sycamore</i>				
Marronnier	<i>d'Inde</i>				
Bouleau	<i>verruqueux</i>				
Charme	<i>commun</i>				
Micocoulier	<i>occidental</i>				
Hêtre	<i>commun</i>				
Frêne					
	<i>élevé</i>				
	<i>à fleur</i>				
Epicéa	<i>commun</i>				
Pin	<i>sylvestre</i>				
	<i>parasol</i>				
Platane	<i>commun</i>				
	<i>d'orient</i>				
Peuplier					
	<i>noir</i>				
	<i>tremble</i>				
Merisier	<i>cerisier des oiseaux</i>				
	<i>cerisier noir d'automne</i>				
Chêne	<i>vert</i>				
	<i>pubescent</i>				
	<i>pédonculé</i>				
Robinier	<i>faux acacia</i>				
Sophora	<i>du Japon</i>				
Tilleul	<i>à petite feuille</i>				
	<i>à grande feuille</i>				
Orme	<i>champêtre</i>				

Figure 15 : Potentiels d'émissions des COVB par famille d'espèces d'arbres fréquentes dans les zones urbaines du nord/centre et du sud de l'Europe. ^[8]

Les taux d'émissions sont regroupés par classe : nulle (blanc), faible (vert), moyenne (jaune) et élevée (rouge)

Zoom sur le chêne blanc méditerranéen de l'OHP

Le chêne blanc, aussi appelé chêne blanc de Provence, ou chêne pubescent, est un arbre des régions tempérées de l'hémisphère Nord, appartenant à la famille des Fagaceae. Son nom vient du latin pubescens qui signifie à poils courts et mous. Il est marcescent, c'est-à-dire qu'à l'automne ses feuilles sèchent mais restent en place tout l'hiver. Ce n'est qu'à la fin de la saison froide que les dernières feuilles tombent, avec la poussée des jeunes feuilles vertes. Le chêne blanc est une espèce très largement établie en région méditerranéenne. Il recouvre environ 260 000 ha en région Paca, soit 20 % de la surface forestière et constitue **le principal émetteur d'isoprène en région méditerranéenne**, bien qu'il n'émette que peu de méthanol et de monoterpènes. À l'échelle européenne, il est responsable d'environ 15 % des émissions d'isoprène^[12].

Les émissions de COVB du chêne blanc sont étudiées au sein de l'Observatoire de Haute-Provence (OHP), situé dans le parc naturel du Lubéron, notamment à travers la campagne de mesure « Canopee » qui s'intègre dans le programme international Charmex¹ développé dans le cadre du méta-programme Mistrals².

Les résultats de cette campagne de mesure, réalisée sur les années 2011 et 2012, ont montré que le chêne blanc est un fort émetteur d'isoprène, avec des taux d'émissions fortement dépendant de la lumière et de la température. Les résultats ont également mis en lumière une forte variabilité des émissions selon la branche considérée, avec une différence d'un facteur 4 entre la branche la moins émettrice (30 µg/gsec/h)³ et la plus émettrice (140 µg/gsec/h). Cette variabilité observée pour des arbres de la même espèce traduit des différences significatives entre des individus subissant des conditions hydriques, microclimatiques ou physiologiques différentes. Elle met ainsi en évidence la difficulté d'estimer les émissions totales d'une forêt par extrapolation des taux d'émissions mesurés à l'échelle du végétal^[12].

Que retenir ?

Certains types d'arbres sont reconnus pour émettre des Composés Organiques Volatils Biogéniques (COVB) à des niveaux variables. Les arbres à feuilles caduques tels que le chêne, le saule et le peuplier émettent principalement de l'isoprène, tandis que les conifères et certains feuillus comme le hêtre commun émettent surtout des monoterpènes.

Des arbres urbains comme l'érable, l'orme champêtre et le tilleul sont considérés comme des faibles émetteurs.

Une étude menée par l'Observatoire de Haute-Provence en 2011/2012 a identifié le chêne blanc méditerranéen comme un fort émetteur d'isoprène avec une forte variabilité des émissions selon la branche considérée (facteur 4 entre la branche la moins émettrice et la plus émettrice), mettant en lumière la difficulté d'estimer les émissions totales d'une forêt par extrapolation des taux d'émissions mesurés à l'échelle du végétal.

¹ Charmex = Chemistry aerosol mediterranean experiment

² Mistrals = Mediterranean integrated studies at regional and local scales

³ µg = microgramme (10⁻⁶ g) ; gsec = grammes de biomasse sèche ; h = heure

2.4. Quantification des flux de COVB

Bien que les travaux sur les COVB et leurs émissions se soient multipliés ces dernières années, la compréhension des processus d'émissions par les plantes ainsi que la quantification fine des flux de COVB à différentes échelles spatiales reste encore assez complexe et sujette à de nombreuses incertitudes. La combinaison de différents outils et diverses méthodes, comme les mesures de flux en air ambiant couplée à la modélisation, peuvent toutefois permettre de mieux caractériser les flux de COVB ainsi que d'estimer leur contribution et leur rôle dans la formation d'ozone à différentes échelles.

2.4.1. Mesures des concentrations de COVB

La mesure des flux d'émissions et des concentrations COVB à différentes échelles spatiales et temporelles, fait l'objet de nombreux travaux scientifiques depuis plusieurs décennies.

- À l'échelle de la plante, des études en milieu contrôlé permettent de quantifier de manière précise les taux d'émissions de COVB par quantité de biomasse. Toutefois, ces études ne peuvent être appliquées que sur un nombre très limité d'espèces en raison de la complexité du système expérimental.
- Les mesures dans l'air libre (au-dessus de forêts, de champs, etc.) intègrent quant à elles les émissions d'un ensemble de végétaux constituant un écosystème.
- Enfin, des mesures aéroportées permettent d'étudier la chimie et le transport atmosphérique des COVB à des échelles spatiales encore plus larges.

L'ensemble de ces données peuvent ensuite être intégrées dans divers outils de modélisation numérique afin d'estimer les émissions de COVB à l'échelle globale et évaluer leurs impacts sur la qualité de l'air et le climat.

L'O3HP (Oak Observatory at the OHP), site de recherche expérimental situé dans l'Observatoire de Haute-Provence a pour objectif d'étudier la réponse des forêts méditerranéennes, en termes de dynamique, fonctionnement et biodiversité, au changement climatique. Le dispositif expérimental, installé sur place et incluant l'ensemble des techniques précitées, permet de réaliser des mesures de flux et d'échanges gazeux entre les végétaux et l'atmosphère. La mesure des COV émis par les arbres a été particulièrement étudiée à travers l'ANR¹ Canopée débutée en 2011 et terminée aujourd'hui [38],[39]. Plus généralement, la plateforme expérimentale de l'O3HP vise à simuler les changements climatiques prévus en région méditerranéenne, afin d'en mesurer les impacts sur la forêt de chêne pubescent (*Quercus pubescens*), l'un des principaux écosystèmes forestiers méditerranéens [12].

Mesures des concentrations en air ambiant

Pour la mesure des COV dans l'air ambiant, on distingue les méthodes indirectes (off-line) des méthodes directes (on-line).

- **Dans les méthodes indirectes**, les échantillons gazeux sont prélevés sur site, de façon passive (tubes passifs) ou active (préleveurs canister), puis analysés en différé au laboratoire.



Figure 16 : Méthode de prélèvements COV par tube passif (à gauche) et canister (à droite)

¹ ANR = Agence Nationale pour la Recherche

- **Les méthodes directes** permettent, quant à elles, le prélèvement et l'analyse simultanés d'échantillons d'air in-situ. Elles présentent donc l'avantage de fournir des données sur le terrain, avec une meilleure résolution temporelle et sans artefact lié à la conservation de l'échantillon. Parmi les nombreuses méthodes on-line, on peut citer le spectromètre de masse par réaction de transfert de proton (PTR-MS ou proton transfer reaction-mass spectrometry) ou encore la chromatographie en phase gazeuse couplée à la détection à ionisation de flamme (GC-MS/FID). Si les deux techniques présentent l'avantage de ne nécessiter aucune préparation préalable de l'échantillon, seule la technique PTR-MS permet la mesure d'une grande diversité de composés (terpènes, aldéhydes, cétones, oxygénés...) simultanément dans l'air, avec une limite de détection très basse pour la plupart des masses mesurées. Cette méthode est cependant bien plus coûteuse que la méthode par GC-MS/FID.

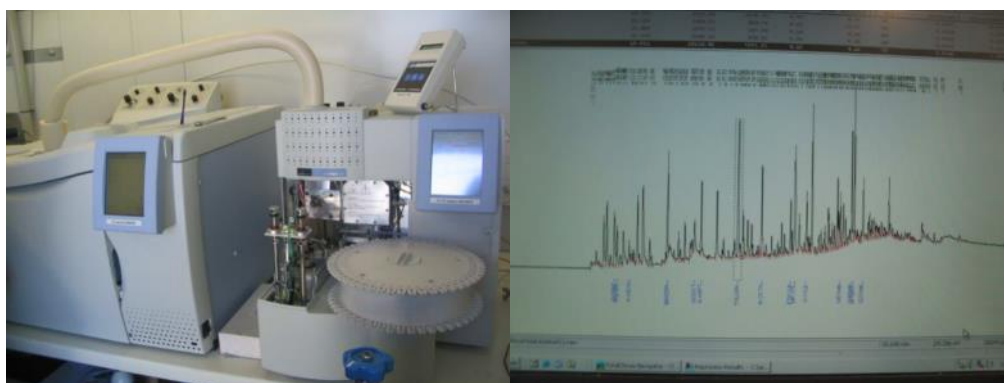


Figure 17 : Analyseur Perkin et méthode de chromatographie

Ces techniques de mesure permettent de déterminer des concentrations en air ambiant à un instant donné à l'échelle d'un périmètre défini. En revanche, elles ne permettent pas de quantifier les flux de COV à l'échelle d'un individu végétal.

Mesures in situ à l'échelle de l'individu

Les chambres d'enfermement dynamiques permettent d'enfermer un végétal (soit en partie, soit dans son intégralité, selon sa taille) et d'étudier ses échanges gazeux avec l'atmosphère environnante.



Figure 18 : Photographie d'une chambre d'enfermement dynamique mise en place sur la plateforme expérimentale de l'O3HP (Oak Observatory at the OHP), installée depuis 2009 sur le site de l'OHP

crédit photo : © Thibaut VERGOZ/IMBE/CNRS Images). Photographie prise dans le cadre des travaux de l'Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie marine et continentale (IMBE)

En enfermant une branche dans cette chambre hermétique, il est possible de mesurer très précisément les émissions de COVB par cette branche.

Pour comprendre les processus qui se déroulent à l'intérieur de la chambre (émission ou absorption de gaz), il est nécessaire de déterminer les teneurs des gaz entrant mais également sortant de la chambre. Parmi les composés cibles, la vapeur d'eau et le dioxyde de carbone sont mesurés à chaque instant et vont témoigner des processus photosynthétiques du végétal. De même, des prélèvements sur cartouches (ou via un analyseur en ligne) sont effectués afin d'estimer la quantité de COV émis par la plante dans l'enceinte. Les taux d'émission des COVB sont calculés à partir de la différence de concentration de l'espèce gazeuse considérée dans l'air entrant et sortant de la chambre. Un ensemble de capteurs placés dans la chambre permettent de mesurer les conditions (lumière, température, humidité de l'air) dans lesquelles la plante a effectué ces échanges gazeux [12].

Mesures à l'échelle d'une forêt

A l'échelle d'une forêt, la quantification des flux gazeux entre les végétaux et l'atmosphère repose principalement sur des méthodes micrométéorologiques, qui consistent à mesurer le flux turbulent vertical au-dessus de la surface (une forêt, par exemple) et à l'intérieur de la couche limite atmosphérique [12], caractérisée par la présence de mouvements turbulents qui sont responsables du transport vertical de certains composés gazeux. Ces méthodes de mesure présentent l'avantage de ne pas perturber la végétation émettrice et d'être représentatives d'une grande surface. Parmi les différentes méthodes micrométéorologiques, la technique d'eddy covariance, appelée en français méthode de covariance des turbulences, est la méthode de référence pour la mesure directe de flux de traceurs entre l'atmosphère et la surface. Son principe consiste à mettre en corrélation deux informations fondamentales : les fluctuations de la vitesse du vent vertical et de la concentration de l'espèce considérée. Ces deux composantes doivent être mesurées simultanément et à haute fréquence (10-50 Hz) afin de prendre en compte les fluctuations contribuant au flux [12]. Néanmoins, cette méthode de référence ne peut être utilisée que pour un nombre restreint de traceurs (flux de chaleur, de vapeur d'eau, de CO₂ ou bien d'ozone), car peu d'analyseurs sont capables de réaliser des mesures à des fréquences suffisantes. Afin d'élargir le champ de mise en œuvre de cette technique, d'autres techniques sont développées, dont la méthode de covariance disjointe des turbulences (*disjunct eddy covariance*), qui permet l'utilisation d'analyseurs plus lents.

2.4.2. Les modèles d'estimation d'émissions biogéniques

Dans les Associations de Surveillance de la Qualité de l'Air, la méthodologie générale de calcul des émissions de COVB est basée sur une estimation horaire d'un flux d'émissions d'après les espèces végétales (ou les types d'écosystème) rencontrées et les conditions météorologiques influençant leurs émissions.

De manière générale, le flux de COVB émis est modélisé par un terme d'émission de référence, correspondant à des conditions environnementales normalisées (date, température, ensoleillement etc ...), qu'il convient de multiplier par des facteurs de corrections qui simulent le changement de taux d'émission du aux conditions environnementales réelles.

Outre les facteurs météorologiques, l'âge des feuilles influe également sur les émissions, introduisant une variation saisonnière. Il existe de nombreux modèles ou paramétrisations permettant le calcul de ces émissions.

On trouve classiquement les sources suivantes issues de données satellitaires ou d'inventaires locaux :

-Pour les forêts : Forêts naturelles de feuillus, Forêts naturelles de résineux, Forêts de feuillus exploitées, Forêts de résineux exploitées, Prairies naturelles et autres végétations.

-Pour les autres couvertures végétales : Cultures permanentes : vigne, les Terres arables, Cultures fruitières, Prairies artificielles, Surface toujours en herbe, Jachères.

Utilisation du modèle MEGAN (au travers de son interface par le modèle CHIMERE)

Le modèle MEGAN est très largement utilisé dans la modélisation de la qualité de l'air. Il est intégré dans la plupart des modèles globaux ou régionaux reconnus (GEOS-CHEM, CMAQ, CHIMERE, WRF-CHEM). Ce modèle permet de calculer directement sur une grille fine (jusqu'à 1 km) les émissions de nombreux COV. Dans la dernière version de CHIMERE, les émissions de 8 COV sont prises en compte : l'isoprène et 7 monoterpènes : α -pinène, β -pinène, limonène, ocimène, δ -carene, sabinène, myrcène.

Dans le modèle MEGAN V2.04, le flux d'émission F (en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$) d'un composé i d'un émetteur j repose sur la formulation suivante :

$$F_{i,j} = E_{0,i,j} * \gamma_{CE} * \gamma_{Age} * \gamma_{SM} * \rho$$

Avec :

- $E_{0,i,j}$ taux d'émission à l'échelle de la canopée (en $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{h}^{-1}$), représentant l'émission d'un composé dans des conditions standards. Ce taux est différent des taux d'émission à l'échelle de la feuille plus classiquement utilisés dans les autres modèles d'émissions biogéniques,
- γ_{CE} le facteur de correction par rapport aux conditions environnementales,
- γ_{Age} le facteur de correction par rapport à l'âge des feuilles. Celui-ci dépend de l'évolution de l'indice foliaire entre le mois en cours et le mois précédent,
- γ_{SM} le facteur de correction due à l'humidité du sol,
- ρ le facteur correctif d'échappement lié à la canopée.

Dans la version disponible au travers du modèle CHIMERE, l'influence de l'humidité du sol est négligée ainsi que les productions ou pertes dans la canopée ($\rho = 1$ et $\gamma_{SM} = 1$). Les taux d'émissions standards sont fournis directement spatialisés. Ils ont été calculés (par l'équipe de développement de MEGAN) suivant 4 types d'écosystème disponible (et non pas d'espèce forestière).

Utilisation de FlorTree [67]

Il existe également à micro-échelle des modèles plus précis comme FlorTree qui permettent une estimation à l'échelle de l'arbre. Ce modèle prend en compte des paramètres spécifiques à l'espèce, tels que la morphologie de l'arbre (hauteur et surface des feuilles de la couronne), la structure des feuilles/pousses, le port des feuilles (à feuilles caduques/persistantes) et les réponses écophysiologicals aux facteurs environnementaux, pour 221 espèces d'arbres et d'arbustes urbains.

Ce modèle utilise une année de données météo/environnementales pour calculer la quantité de polluants éliminée ou formée, puis établit un bilan net. Il permet de répondre aux problématiques urbaines.

QUE RETENIR ?

Bien que la recherche sur les émissions de COVB ait progressé, la compréhension et la quantification précises des flux à différentes échelles spatiales restent complexes et sujettes à des incertitudes. Des méthodes variées, telles que les mesures de flux en air ambiant et la modélisation, offrent des moyens de caractériser les émissions et d'évaluer leur impact sur la formation d'ozone.

***La mesure** des concentrations en air ambiant, les méthodes in situ à l'échelle de l'individu (enfermement d'une branche dans une chambre hermétique), et les mesures micro météorologiques à l'échelle de la forêt, sont utilisées pour quantifier les émissions, chacune apportant des perspectives uniques et certaines limites.*

*En complément du recueil des données à des endroits particuliers, **les modèles biogéniques** offrent une vision plus large et permettent d'extrapoler les résultats à des zones plus étendues.*

Le modèle MEGAN génère des données mondiales mensuelles basées sur des champs météorologiques, tandis que FlorTree se concentre sur le milieu urbain, en tenant compte de divers critères biologiques et facteurs physiques.

Les données d'entrées intègrent des inventaires d'émissions basés sur une classification précise des activités émettrices.

2.5. Discussion sur la contribution des COVB à la formation d’ozone

La contribution des COV biogéniques à la formation d’Ozone en Auvergne Rhône Alpes a été évaluée récemment dans deux études spécifiques. La première était basée sur une étude de sensibilité réalisée avec un modèle de chimie transport de polluants¹ et l’autre basée sur la méthode d’estimation des potentielles de formation d’Ozone² (POCP).

La première étude utilisait une méthode basée sur les scénarios de coupures. Elle montre que les COV biogéniques ont une contribution sur la moyenne de l’ozone régionale qui varie dans le temps. Elle est relativement faible (~0.1 ppb sur la moyenne mensuelle régionale) en hiver et relativement importante en été (de l’ordre de 1 à 4 ppb). L’ordre de grandeur est identique pour la coupure des émissions d’origine anthropique pour la période estivale. On notera aussi que ces scénarios de coupures ont montré que la contribution de l’ozone provenant du fond reste majoritaire (différence faible entre la moyenne régionale mensuelle de l’Ozone du cas de base et du scénario sans aucune émission). Cela veut dire qu’il faut aussi considérer dans cette problématique une échelle plus large que la région Auvergne Rhône Alpes pour agir pleinement sur la réduction des concentrations d’Ozone.

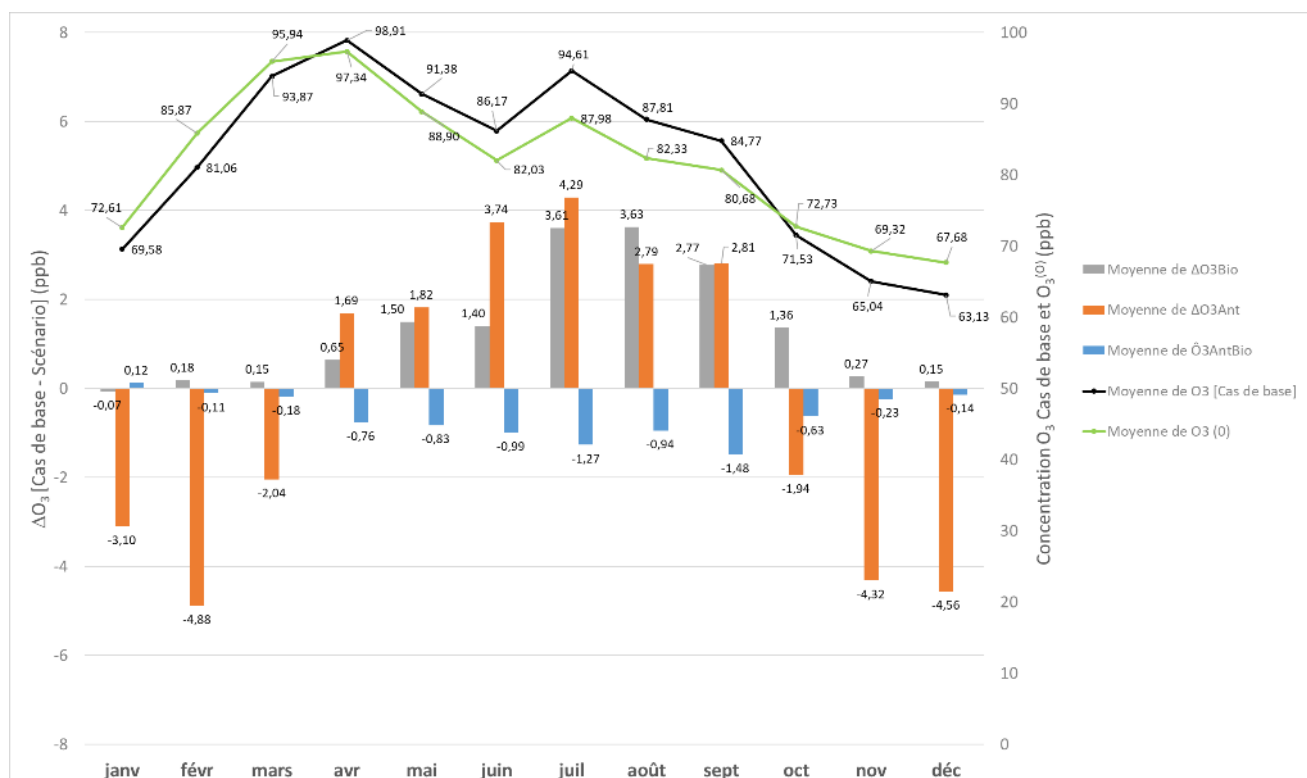


Figure 19 : Moyennes mensuelles de la région Auvergne-Rhône-Alpes

Cas de base (courbe noire et échelle secondaire des ordonnées en ppb)

Contribution extérieure à la région Auvergne-Rhône-Alpes (courbe verte et échelle secondaire des ordonnées en ppb)

Ecarts = [Cas de base – Scénario] (histogrammes groupés et échelle principale des ordonnées en ppb)

Pour mémoire, 1 ppb = 2 µg/m³ pour l’ozone

¹ Rapport Atmo AURA 2020 - OZONE TROPOSPHERIQUE : Etat des connaissances et sensibilité de réductions des émissions de précurseurs et des secteurs d’activités sur les concentrations d’ozone

² Rapport Atmo AURA 2021-2022 - Rôle des COV dans la formation de l’ozone troposphérique en région Auvergne Rhône-Alpes

Spatialement, les différences entre la moyenne du cas de base et du scénario de coupure des émissions biogéniques sont relativement homogènes sur le territoire (cf. Fig. suivantes) pour l'hiver comme pour l'été. Les différences entre le cas de base et le scénario de coupures des émissions biogéniques sont de l'ordre de 2 à 6 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ sur la moyenne hivernale et de 6 à 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ pour l'été. A noter que les différences calculées pour le scénario de coupures des émissions anthropiques (voir ΔO_3^{Ant} Fig. suivante) sont beaucoup moins homogènes que pour le scénario de coupures des émissions biogéniques et une différence nette est observable entre l'hiver et l'été. La coupure des émissions anthropique amène aussi à des augmentations des valeurs moyennes d'ozone en centre urbain. Ces résultats sont centrés sur l'indicateur de la concentration moyenne de l'Ozone. Si on regarde des indicateurs plus réglementaires et de référence comme le SOMO35¹ on observe les mêmes constats et variations (voir Figures suivantes)

¹ SOMO35: maxima journalier de moyennes sur 8 heures des concentrations d'ozone supérieur au seuil de 35 ppb

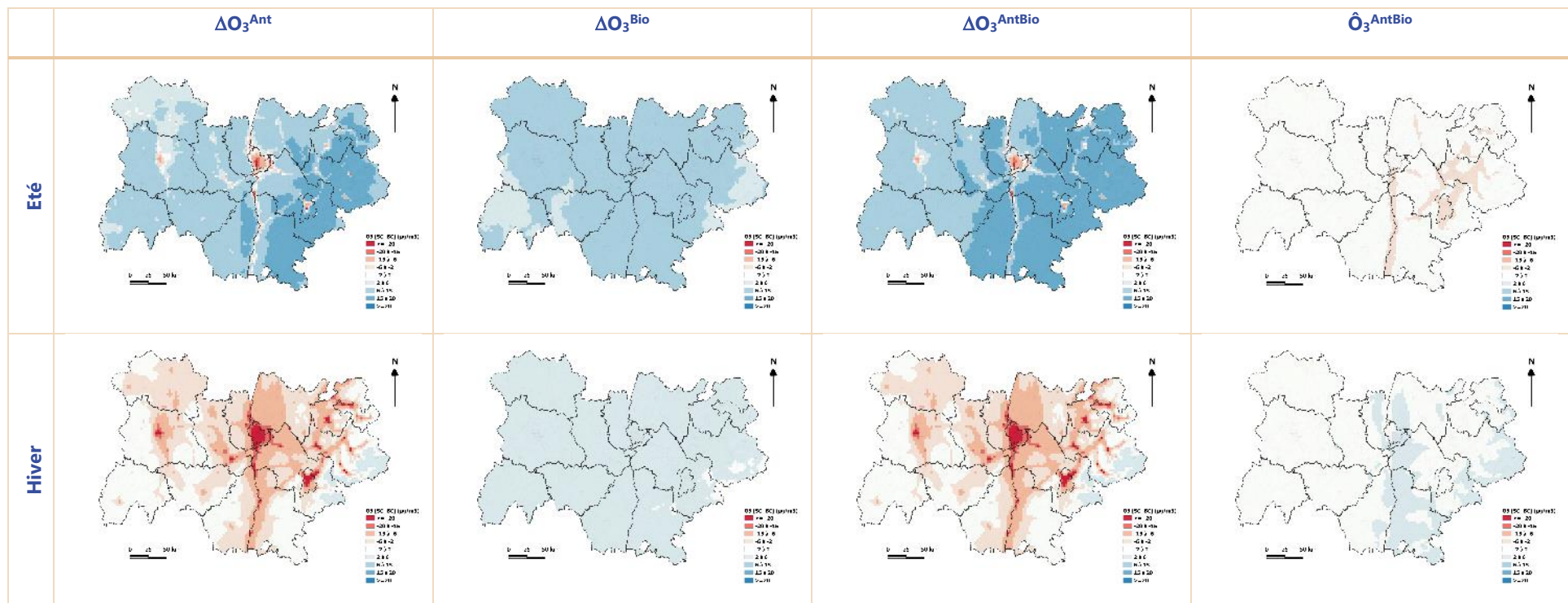


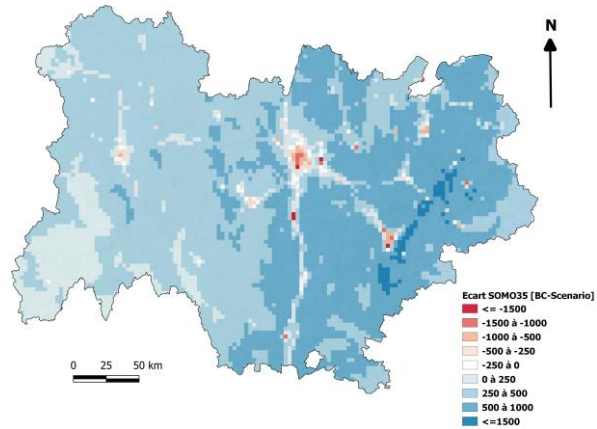
Figure 20 : Cartes des écarts des scénarios de contribution été et hiver selon les différents scénarios de coupures. Chaque carte correspond à l'écart entre la carte moyenne d'Ozone du cas de base – le scénario. ΔO_3^{Ant} correspond à l'écart due au scénario de coupure de toutes les émissions anthropiques de la région Auvergne Rhône Alpes. ΔO_3^{Bio} correspond à l'écart due au scénario de coupure de toutes les émissions biogéniques de la région Auvergne Rhône Alpes. ΔO_3^{AntBio} correspond à l'écart due au scénario de coupure des émissions anthropique et biogénique. \hat{O}_3^{AntBio} correspond au termes non linéaire (voir formulation dans l'étude).

Ecart = Cas de base – Scénario

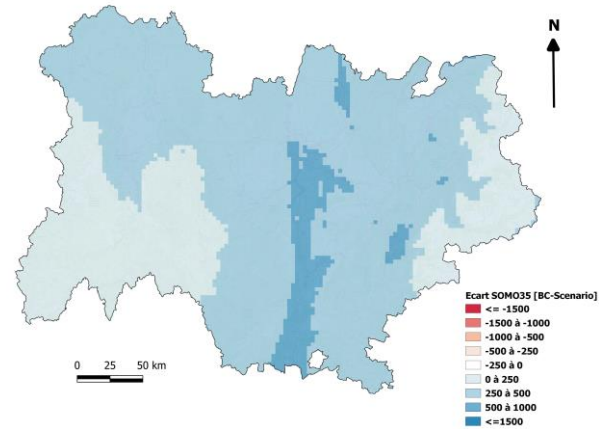
En rouge : augmentation des niveaux d'ozone - En bleu : diminution des niveaux d'ozone

Différence SOMO35

[Cas de base – Coupure émissions anthropiques]



[Cas de base – Coupure émissions biogéniques]



[Cas de base – Coupures émissions biogéniques et anthropiques]

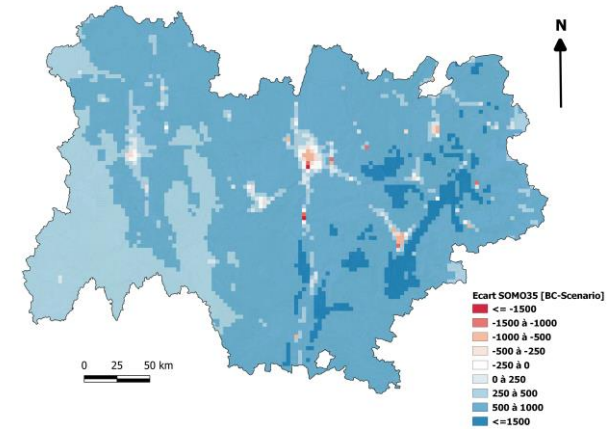


Figure 21 : Cartes des écarts des scénarios de contribution en SOMO35.

Ecart = Cas de base – Scénario de coupure.

En rouge : augmentation des niveaux d'Ozone – En bleu diminution des niveaux d'Ozone

Remarques sur les résultats :

- La configuration du modèle CHIMERE utilisé dans cette étude a montré lors de la validation du cas de base par rapport aux mesures une surestimation de l'ozone pouvant expliquer que l'on retrouve des résultats similaires entre l'indicateur moyenne d'Ozone et SOMO35.
- Les expériences de coupures totales des émissions anthropiques et biogéniques permettent d'estimer les contributions maximales à 100% mais surtout dans le cas de l'Ozone, le comportement peut encore être différent selon le niveau de coupures (voir rapport¹ avec scénario à 35%).
- Ces scénarios de modélisations sont à considérer comme des expériences théoriques basées sur une représentation des mécanismes physico-chimiques. La coupure totale des émissions biogéniques est irréalisable mais elle permet d'évaluer l'influence des COV d'aujourd'hui sur les concentrations d'ozone de la région par rapport aux émissions anthropiques d'autant que les COV biogéniques constituent environ 70% des émissions des COV de la région.

L'impact des COV dans la formation d'ozone n'est pas identique selon les espèces. Certains composés ont un potentiel de formation plus important que d'autres. C'est l'objet de la deuxième étude menée par Atmo Auvergne Rhône Alpes² dont l'objectif était d'utiliser la classification des COV par leur potentiel de formation d'Ozone (POCP voir 2.2) et de donner les émissions de polluants les plus pertinents à surveiller et réduire. Cette étude a utilisé des résultats issus du modèle MEGAN pour les COV Biogéniques et de la spéciation du cadastre des émissions de COV Anthropiques d'Atmo Auvergne Rhône Alpes à l'échelle de 3km x3km.

Les résultats montrent que d'un point de vue global les deux premières espèces modélisées avec le potentiel de formation le plus important sont d'origines biogéniques (Isoprène, Apinène). Viennent ensuite des espèces d'origines anthropiques comme le N-Butane ou encore les o-xylène.

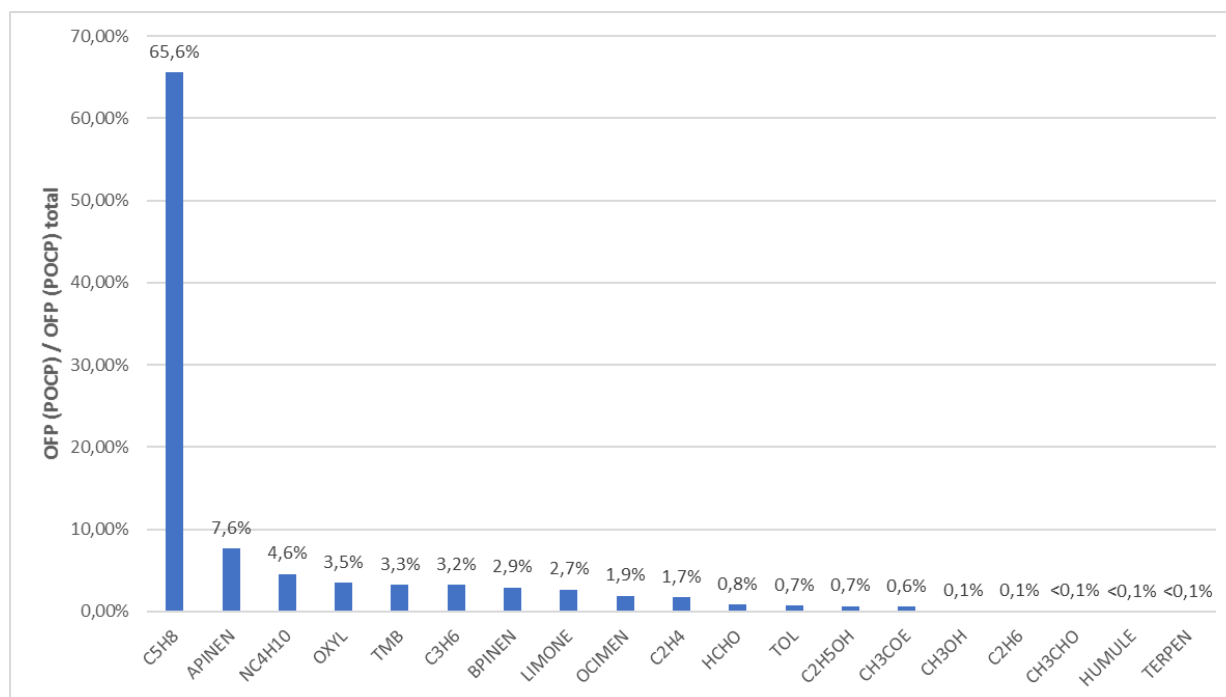


Figure 22 : potentiel de formation de l'ozone des émissions de COV avec la méthode des POCP.

NC4H10=n-butane / CH3COE=Méthyl-éthyl-cétone / C2H6=éthane / HCHO=formaldéhyde / CH3CHO=acétaldéhyde / C5H8=isoprène / C2H4=éthylène / C3H6=propylène / OXYL=o-xylène / TOL=toluène / TMB=Triméthylbenzène / APINEN=α-pinène / MGLYOX=méthylglyoxylate / BPINEN=β-pinène / LIMONE = limonène / OCIMEN=ocimène / GLYOX=glyoxylate

¹ https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/sites/aura/files/content/migrated/atoms/files/travauxozonetropospherique_connaissances_et_actions_juillet2020.pdf

² https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/sites/aura/files/medias/documents/2023-07/Rapport_Role_des_COV_AURA_POCP_final.pdf

Ce constat est établi à partir des émissions totales anthropiques et biogéniques de la région Auvergne Rhône Alpes et de la méthode globale des POCP. Il permet de cibler sur la somme des émissions des espèces de COV totaux de la région les espèces au potentiel de formation d'Ozone le plus important. Si l'on regarde spatialement le résultat à une résolution de 3kmx3km les POCP (voir Figure 23), il existe des différences importantes d'une région à une autre. Les zones urbaines présentent des POCP plus importants car les émissions locales de COV sont plus importantes que les émissions liées aux végétaux. De plus si l'on associe aussi ce potentiel à la présence du précurseur NO_x des centres urbains, on comprend que les conditions sont plus favorables à la formation d'ozone localement que sur l'ensemble du territoire.

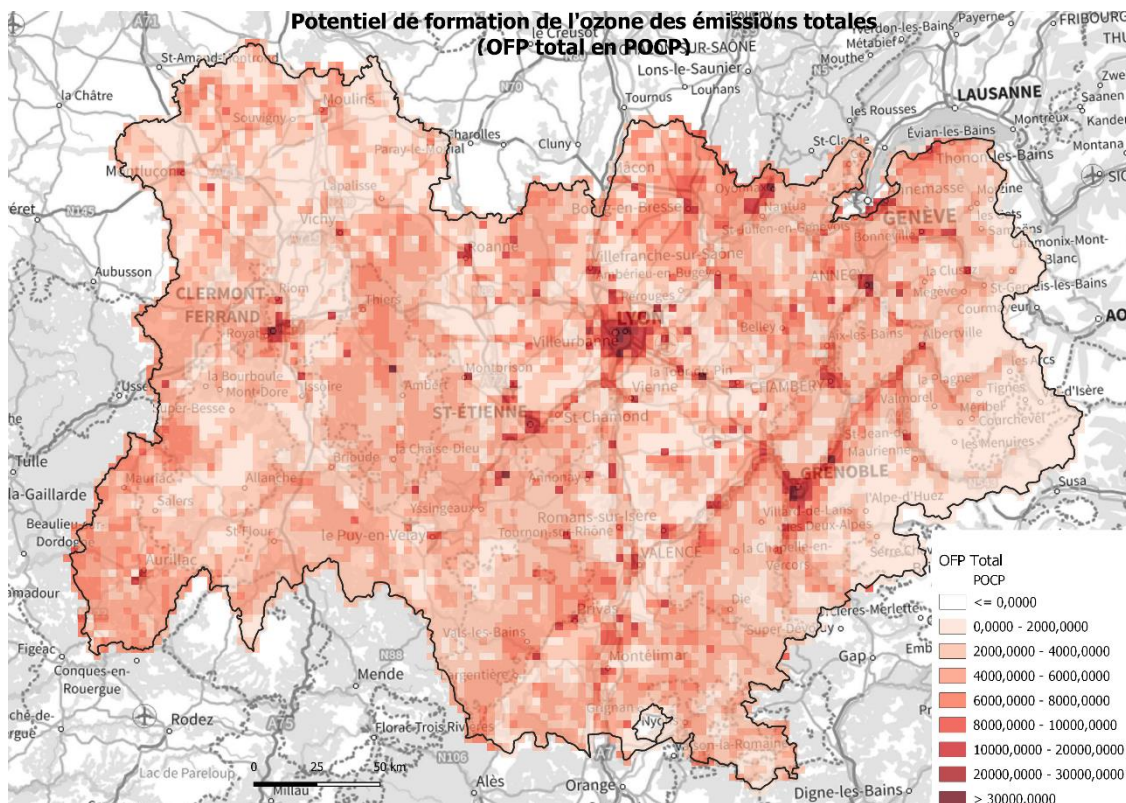


Figure 23 : Carte du potentiel de formation de l'ozone total dans la région Auvergne Rhône-Alpes (indice POCP)

QUE

RETENIR

?

Les résultats des POCP et des scénarios de coupures permettent de comprendre la sensibilité des émissions de COV biogéniques à la formation d'ozone. Au regard des coupures des émissions régionales de manière totale, les COV biogéniques représentent une source de précurseurs formant autant d'ozone que les sources anthropiques mais avec moins de disparités spatiales et temporelles. La coupure totale des émissions anthropiques permet de réduire les niveaux d'ozone en dehors des centres urbains ce qui aurait pour bénéfice de diminuer l'exposition des végétaux mais augmente la moyenne de cet ozone à l'intérieur (réaction des NOX qui consomment l'ozone la nuit) ce qui augmenterait potentiellement l'exposition de la population.

*Ces niveaux sont donc à surveiller de près à l'avenir pour l'exposition des personnes. L'INERIS rappelle notamment dans une note qu'à l'avenir, dans un contexte de changement climatique, les « émissions naturelles vont compenser les efforts consacrés à la réduction des émissions de COV et de NOX liées aux activités humaines »*¹*Erreur ! Signet non défini.*²*Erreur ! Signet non défini.*

La contribution des conditions de bords est aussi importante. La diminution de l'ozone doit aussi passer par des plans de réduction des émissions à l'échelle nationale voir internationale d'autant que toujours d'après l'INERIS dans un contexte de changement climatique à horizon 2050, « les efforts de réduction des émissions de précurseurs sont entièrement contrebalancés par les imports transcontinentaux d'ozone. En revanche, une gestion concertée au niveau européen et international des réductions d'émissions de ces précurseurs, pourrait résoudre une large partie du problème et rétablir l'équilibre en faveur d'une réduction des niveaux d'ozone, en France et en Europe ».

¹ <https://www.ineris.fr/fr/risques/dossiers-thematiques/qualite-air/qualite-air-ambient/pollution-atmospherique-ozone-1>

² <https://acp.copernicus.org/articles/13/7451/2013/>

3. Impact de l'ozone sur la végétation

À ce jour, l'ozone troposphérique est considéré comme le polluant atmosphérique le plus néfaste en termes d'effets sur la végétation. Les dégâts observés varient en fonction des niveaux de pollution, de la sensibilité des espèces et des conditions environnementales.

3.1. Impact de l'ozone sur les arbres

L'ozone pénètre dans les feuilles, à travers les stomates, et se dégrade instantanément au contact des cellules, entraînant des réactions en chaîne pouvant aboutir à la mort de celles-ci ^[40].

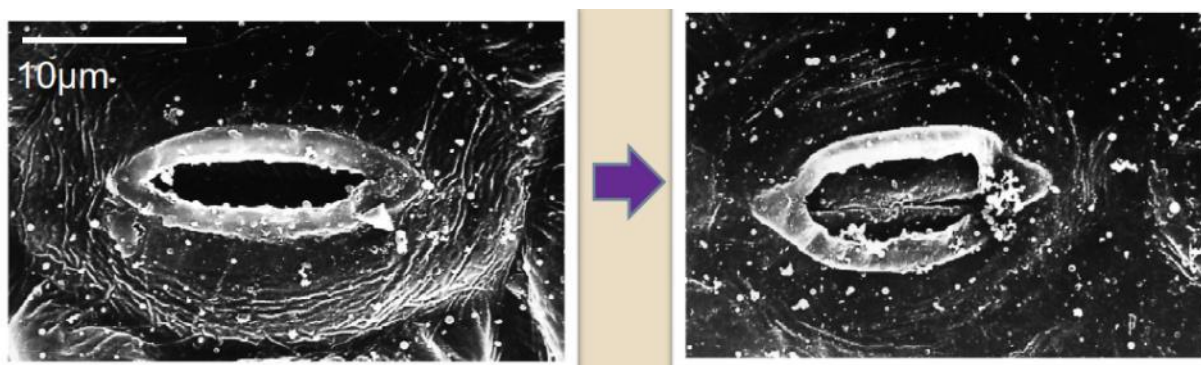


Figure 24 : Stomate intact (à gauche), stomate attaqué par l'ozone (à droite)

Les niveaux actuels d'O₃ sont suffisamment élevés pour affecter les arbres en provoquant des nécroses foliaires¹⁸ (taches jaunes), une chute prématurée des feuilles, une diminution de la chlorophylle (chlorose), une altération de l'ouverture des stomates, réduisant ainsi l'activité photosynthétique, la croissance, la productivité et la séquestration du carbone. Cela les rend également plus vulnérables aux attaques de ravageurs (insectes, champignons) et aux aléas climatiques comme la sécheresse. ^{[41] [76]}

Les effets de l'ozone sur les plantes se divisent en deux catégories : les dommages visibles et ceux qui ne le sont pas.

- « Dégâts visibles »

Lors de pics de pollution (période pouvant durer de quelques heures à quelques jours pendant laquelle la teneur en ozone de l'air atteint des niveaux assez élevés en milieu de journée) et/ou lorsque les systèmes de défense de la plante ne sont pas suffisants, **des dommages irréversibles** apparaissent **comme des morts cellulaires** (les **nécroses foliaires** entre autres). On parle alors de dégâts visibles. L'impact sur le fonctionnement de la plante reste toutefois limité si seulement une faible proportion de la surface des feuilles est endommagée.

¹⁸ Nécroses foliaires : témoins de la mort des cellules de l'épiderme foliaire

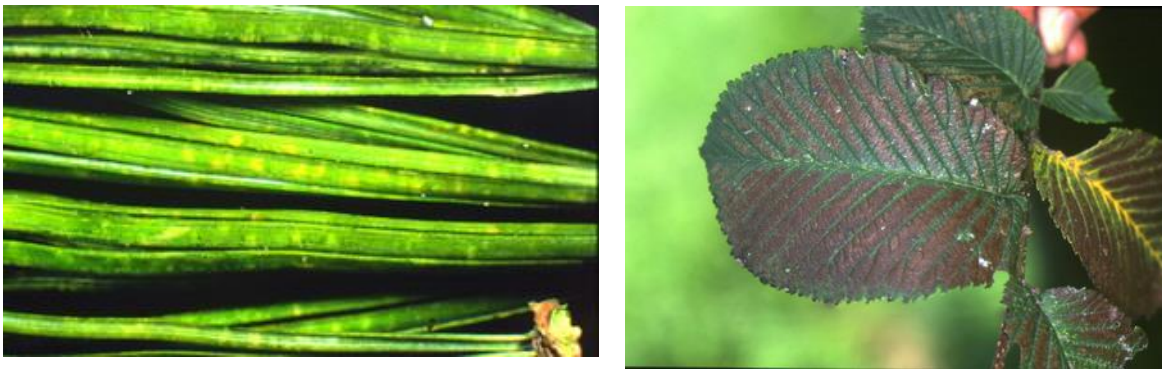


Figure 25 : Symptômes d'ozone (tâches jaunes) chez *Pinus strobus* de Turin (à gauche) et coloration rouge, tâches noires ou brunes sur la face supérieure des feuilles sur l'orme de montagne, *Ulmus glabra* en Suisse (à droite)

(®Photo : MJ Sanz & V. Calatayud)

- « **Dégâts invisibles** » :

Lors de faible pollution sur une période d'exposition prolongée et/ou lorsque les systèmes de défense de la plante sont suffisants pour limiter l'impact physiologique du polluant, cette résistance a tout de même un coût physiologique, qui se caractérise par des diminutions de la croissance ... On parle alors de « dégâts invisibles » ou dommages car des **perturbations du métabolisme** se manifestent mais sans dégâts apparents. Les principaux dommages sont dus à : [42]

- **La réduction de la photosynthèse.** La photosynthèse est le phénomène par lequel les plantes utilisent l'énergie du soleil pour fabriquer une partie de leur biomasse (des sucres) à partir du gaz carbonique de l'air (CO₂) et de l'eau prélevée dans le sol par les racines.
- **L'augmentation de la respiration.** Une partie des sucres élaborés par la photosynthèse est consommée par la respiration pour fournir l'énergie nécessaire à la réparation des tissus abîmés par l'ozone.

Ces 2 effets sont les principaux responsables de la diminution de la croissance des plantes. [42]

Sous l'effet de l'ozone, les feuilles vieillissent plus vite (accroissement de la sénescence¹⁹ des feuilles) et leur photosynthèse est donc moins longtemps efficace. Ceci conduit également à une diminution de la croissance et de la production des plantes [76].

Des seuils de sensibilité à l'ozone différents selon les espèces

Les impacts de l'ozone peuvent être très différents selon les espèces d'arbres, le plus souvent liés à une plus ou moins grande aptitude à mettre en œuvre des mécanismes de détoxification. [77] [78]

Il y a une dose d'ozone phytotoxique pour chaque espèce d'arbre. Au-delà d'un certain seuil, différent pour chaque essence, on observe des effets négatifs de l'ozone sur l'arbre. [43], [44]

Le **modèle DO3SE**, utilisé par la communauté scientifique, vise à **estimer l'ouverture (et fermeture) des stomates des feuilles** (ou aiguilles) et la **quantité d'ozone** pénétrant au-travers les stomates pendant un **temps donné**, en fonction des paramètres environnementaux et éco-physiologiques tels que la teneur en eau du sol, le rayonnement solaire, et la température de l'air. Des approches complémentaires visent également à évaluer « **la capacité de détoxification des plantes** », c'est-à-dire la quantité d'ozone absorbée sans subir de dégâts. Leurs systèmes de défense détruisent l'ozone au fur et à mesure qu'il pénètre dans les feuilles. A partir de là, il est possible de calculer, la quantité d'ozone toxique entrée dans les feuilles et d'établir avec précision des relations dose-impacts.

Les **impacts observés** ne **dépendent** pas seulement **de la concentration en ozone** dans l'air, mais de la dynamique des stomates (ouverture/fermeture) et de **la durée pendant laquelle les plantes sont exposées**. C'est pour cela que l'AOT 40, qui est l'expression d'un seuil de concentration en ozone dans l'air ambiant, visant à protéger la végétation sur une période assez longue, n'est pas l'indice le plus pertinent pour évaluer l'impact de l'ozone sur la végétation.

¹⁹ Sénescence = phénomène de vieillissement par lequel les feuilles jaunissent, sèchent et finissent par mourir

L'AOT40 (Accumulated Ozone over Threshold, exprimé en en ppb.heures, abréviation ppb.h) est la somme des différences entre les concentrations horaires supérieures à 40 ppb et le seuil de 40 ppb entre 8h et 20h durant la période de croissance pour la végétation (01 mai au 31 juillet) et les forêts (01 avril au 30 septembre). En Europe, une valeur de 3 000 ppb.h est recommandée comme objectif à long terme pour la protection de la végétation. Pour la protection des forêts, une valeur cible de 5 000 ppb.h est recommandée.

Des effets variables selon les essences forestières ^[45]

Certaines essences sont plus sensibles que d'autres, et pour une même espèce, certaines variétés sont plus sensibles que d'autres.

Exemple d'espèces d'arbres plus ou moins sensibles à l'ozone :

Espèces sensibles	Espèces modérément sensibles	Espèces peu sensibles
Pin noir	Bouleau	Douglas
Pin sylvestre	Platane	Erable
Pin maritime	Hêtre	Chêne
Pin cembro	Mélèze	

Figure 26 : Sensibilité à l'ozone des principales espèces d'arbres ICP Végétation, 2011 (Ulrich et al.2006)

-Les hêtres ne montrent pas de symptômes lorsque le peuplement est fermé mais, en revanche, développent plus facilement des symptômes bien repérables lorsque les arbres sont isolés et bien éclairés, notamment dans les clairières ou dans la lisière.

-Les chênes, les sapins et les épicéas affichent rarement des symptômes semblables à ceux induits par l'ozone, ceci quels que soient les peuplements ou les niveaux de concentration d'ozone des sites. Cependant, les connaissances sur les symptômes visibles de ces essences sont moindres.

-Les pins ont un houppier laissant bien passer la lumière, et en France les pinèdes de la région méditerranéenne connaissent une pollution importante liée à l'ozone comme décrit par Dalstein et Vas (2005). Globalement, malgré les atteintes parasitaires, les forêts de pins montrent systématiquement plus de symptômes d'ozone que les autres essences. Par exemple, le pin cembro est très sensible à l'ozone, son seuil de détoxification à partir duquel on observe des symptômes visibles est plus bas que le hêtre.

C'est pourquoi, la pollution de l'air par l'ozone peut modifier les relations de compétition entre espèces et altérer la composition des écosystèmes, affectant ainsi leur biodiversité. ^[42]

Dans les 20 à 50 années à venir, la déstabilisation d'écosystèmes entiers pourrait apparaître avec un changement progressif de la composition floristique et arborée, en fonction des conditions locales et régionales et de la sensibilité des plantes. Au niveau forestier, cela pourrait poser des problèmes de régénération d'espèces principales de la forêt française. ^[46]

Quelle est la répartition verticale des concentrations en ozone à l'intérieur d'un peuplement ?

Les concentrations les plus faibles se trouvent près du sol jusqu'à quelques mètres au-dessus. Les concentrations augmentent jusqu'au-dessus des cimes pour atteindre un maximum à hauteur du sommet de la canopée, puis elles décroissent très lentement. En moyenne annuelle, le gradient de concentration en ozone entre, par exemple 44 m et 7 m de hauteur, est de l'ordre de 4 µg/m³, mais peut atteindre dans des situations extrêmes (fortes températures, fort ensoleillement) jusqu'à 60 µg/m³ ^[46].

Des impacts qui varient en fonction des conditions environnementales

L'arbre, comme tous les systèmes biologiques, est sensible en même temps aux facteurs abiotiques (température, humidité, rayonnement solaire...) et aux facteurs biotiques (âge, maladies, génotypes...) de son

environnement. Le degré d'ouverture des stomates est contrôlé par de nombreux facteurs comme le rayonnement solaire, la température, l'humidité de l'air, l'état hydrique du sol, etc.

Ces facteurs peuvent entraîner des répercussions positives sur la réponse de la plante à la pollution atmosphérique.

-Les plantes absorbent moins d'ozone par temps sec que par temps humide. En effet, les stomates se referment par temps sec pour protéger la plante de la sécheresse et la protègent de ce fait de l'ozone. ^[47]

Pendant les canicules, les fortes chaleurs augmentent les niveaux d'ozone dans l'air, mais en même temps, les stomates des plantes se ferment. Cela limite l'impact de la pollution sur la végétation pendant ces périodes, comme observé dans les forêts lors de la canicule de 2003. Il est parfois difficile de dissocier les dommages causés par l'ozone des facteurs liés à la sécheresse notamment lorsque les arbres perdent leurs feuilles.

Durant les périodes estivales, les concentrations en ozone dans l'air autour des **forêts d'altitude** sont élevées avec de faibles variations jour-nuit. Comme parallèlement **la forte humidité** de l'air dans ces zones entraîne une **large ouverture des stomates**, on observe alors un **fort impact de l'ozone** présent.

Par contre, au niveau des forêts de plaine, la pollution de l'air se caractérise par des concentrations en ozone avec cette fois de fortes variations jour-nuit. Comme parallèlement dans ces zones l'humidité de l'air est plus faible, l'ouverture des stomates sera moins importante : pour ces deux raisons, on observe un plus faible impact de l'ozone. ^[48]

Les **dommages causés par l'ozone sur la végétation** ne **s'observent pas toujours là où la concentration d'ozone est la plus élevée**. Par exemple, bien que les niveaux d'ozone soient plus élevés sur la côte méditerranéenne, les pins d'Alep y sont moins affectés que les pins cembro dans le Mercantour, où le climat est plus froid et humide (favorisant l'ouverture des stomates) que celui du littoral méditerranéen (plus sec et chaud favorisant la fermeture des stomates).^[76]

Également, dans le Massif Central, les conditions environnementales telles que l'humidité du sol et la température favorisent une ouverture prolongée des stomates. Même si les niveaux d'ozone sont moins importants, le temps d'accumulation est plus long, ce qui entraîne de nombreux symptômes liés à l'ozone.

Les **impacts due à l'ozone** ne sont pas **liés** qu'à la concentration dans l'air **mais à ce que le végétal absorbe**. Certaines espèces absorbent plus d'ozone que d'autres. Cette absorption dépend de la **conductance stomatique**, c'est-à-dire de la vitesse à laquelle la vapeur d'eau traverse les stomates propres à chaque espèce.

L'effet de l'ozone sur les plantes dépend de leur sensibilité, leurs caractéristiques physiologiques et des conditions environnementales, plutôt que d'être simplement affecté par le niveau de pollution.

L'ozone a des impacts significatifs sur les arbres, pénétrant au travers des stomates.

Les niveaux actuels d'ozone induisent des nécroses foliaires (mort des tissus des feuilles des plantes), chute prématurée des feuilles, diminution de la chlorophylle, altération de l'activité photosynthétique, de la croissance, de la productivité et de la séquestration du carbone, et les prédisposant aux attaques de ravageurs (insectes, champignons) et aux aléas climatiques (sécheresse).

Certaines espèces sont plus sensibles à l'ozone que d'autres. L'influence des impacts de l'ozone sur les plantes dépend à la fois de la concentration en ozone dans l'air ambiant, de la durée d'exposition et de paramètres environnementaux. Plus la dose d'ozone pénétrant dans la plante est importante plus les dégâts sont sévères.

Ainsi, l'indice AOT 40, qui est l'expression d'un seuil de concentration en ozone dans l'air ambiant, ne suffit pas à évaluer de manière exhaustive l'impact de l'ozone sur la végétation.

Les effets de l'ozone sur les arbres varient selon les conditions environnementales.

Les arbres régulent l'ouverture des stomates en réaction à des éléments tels que le rayonnement solaire la température, l'humidité de l'air et l'état hydrique du sol. Les forêts d'altitude, plus humides, montrent un impact plus marqué que les forêts de plaine.

L'ozone peut modifier les relations de compétition entre espèces, affectant ainsi la biodiversité et posant des défis de régénération des forêts françaises au fil des années.

3.2. Impact de l’ozone sur le secteur agricole et forestier

3.2.1. Évolution des Impacts de la Pollution à l'O₃ sur les cultures et les forêts en Europe

L’ozone troposphérique pénètre dans les feuilles et provoque un stress oxydatif délétère. L’effet oxydant de l’ozone va entraîner une diminution de la photosynthèse, donc un ralentissement de la croissance du végétal. Les conséquences de cette pollution pour l’agriculture sont des pertes de rendement et une baisse de la qualité des produits.



Figure 27 : effets de l'ozone sur la végétation

L’ozone présent dans l’atmosphère, pendant la période estivale, altère la production agricole et sylvicole avec des effets économiques significatifs pour ces secteurs. Le projet APollO²⁰ a estimé les coûts économiques causés par la pollution à l’ozone dans ces secteurs, au niveau européen et notamment en France.^[49]

Le projet APollO visait à créer un outil pour évaluer et chiffrer les impacts de la pollution à l’ozone sur les rendements agricoles et sylvicoles. Dans ce projet, les impacts de l’ozone sur la plante ont été évalués par une approche basée sur la modélisation des échanges atmosphère/plantes, en quantifiant les flux stomatiques. En effet, les travaux récents sur les impacts de l’ozone ont montré que l’indicateur de flux stomatiques (dénommé PODy)²¹, donnent de meilleurs résultats et coïncident mieux avec les d’observations de dommages d’ozone sur les cultures, que l’indicateur (AOT40 : Accumulated Ozone over a Threshold of 40 ppbv)²² basé sur les concentrations d’ozone dans l’air ambiant.^[50]

L’Indicateur PODy* qui décrit une dose phytotoxique d’ozone au-dessus d’un seuil « Y », (exprimé en "nmol O₃ m⁻² s⁻¹"), est propre à chaque espèce.

²⁰ Analyse économique des impacts de la Pollution atmosphérique de l’Ozone sur la productivité agricole et sylvicole

²¹ PODy : Phytotoxic Ozone Dose above a threshold of Y (dose phytotoxique d’ozone au-dessus d’un seuil Y)

²² AOT40 : Accumulated Ozone over a Threshold of 40 ppb

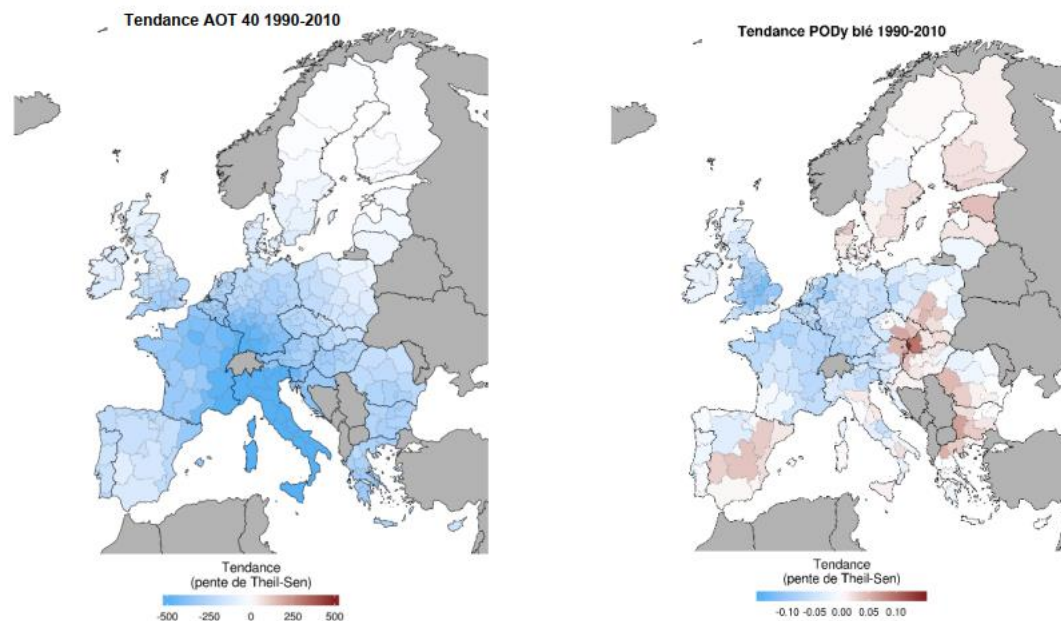


Figure 28 : Tendance pour les années 1990-2010 de l'AOT40 (à gauche) et du PODy (à droite) pour le blé

La Figure ci-dessus illustre l'évolution des tendances du PODy pour le blé. Contrairement aux tendances de l'AOT40 (à gauche) qui sont orientées à la baisse entre 1990 et 2010 sur l'ensemble de l'Europe, certaines zones géographiques européennes montrent une tendance de PODy pour le blé à la hausse notamment en Europe centrale et en Europe de l'Est. Les tendances de PODy sur la période sont cependant différentes en fonction des espèces considérées (pomme de terre tendance à la hausse et tomate tendance à la baisse). Concernant la France, bien que globalement orientées à la baisse, les tendances sont également différentes en fonction des espèces.

Le changement climatique et la pollution par l'ozone sont des facteurs majeurs qui affectent la santé des forêts, mais la manière dont ils interagissent reste peu étudiée. Une recherche intitulée « Growing season extension affects ozone uptake by European forests »^[79] a exploré cette question.

Cette étude a comparé les tendances des deux mesures largement utilisées pour protéger les forêts contre les effets négatifs de la pollution par l'ozone, l'AOT40 (Accumulated Ozone over Threshold of 40 ppb), basée sur les concentrations d'ozone dans l'air et la POD (Phytotoxic Ozone Dose), basée sur la quantité d'ozone absorbée par les plantes. Les tendances de ces 2 paramètres (AOT40 et PODY), ont été calculées.

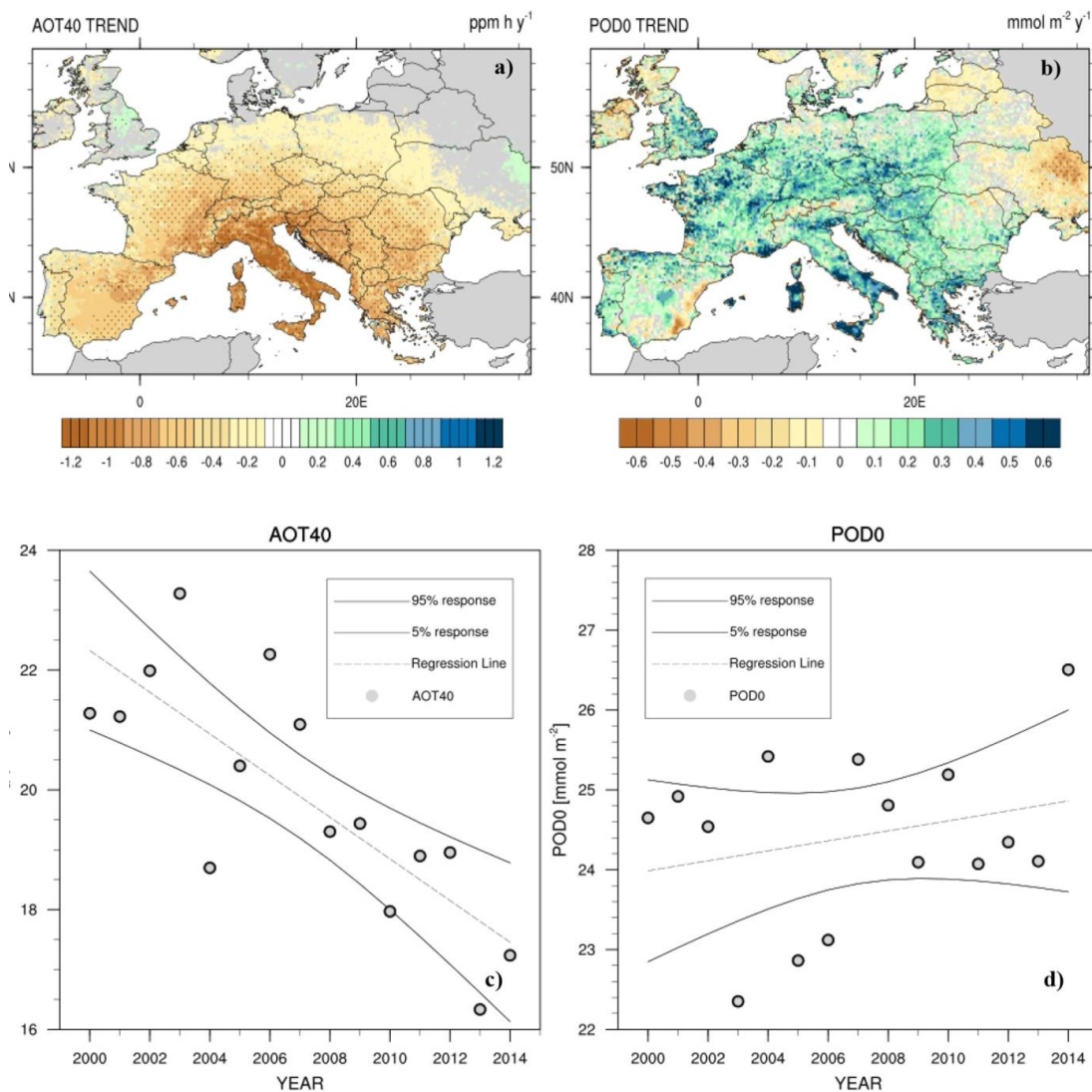


Figure 29 : Schéma spatial des tendances (a) AOT40 et (b) POD0 calculées à l'aide du moindre fit carré linéaire du total annuel sur la période temporelle 2001-2014

D'après la réduction globale de l'O₃ en Europe (-1,6 % entre 2000 et 2014), l'AOT40 a connu un déclin dans toute l'Europe, les réductions les plus importantes et les plus significatives (jusqu'à -1,2 ppm h y⁻¹) s'observent en Europe du Sud. En revanche, le changement climatique a augmenté la durée de la saison de croissance (~7 jours/décennie) et la conductance stomatique, ce qui a renforcé l'absorption stomatique de l'ozone par les forêts (5,9 %). **AOT40 a baissé de 22% tandis que PODY a augmenté de 6% sur la période 2000-2014.**

Les concentrations moyennes d'ozone en Europe ont diminué grâce à des stratégies de contrôle des émissions, réduisant ainsi l'AOT40. Cependant, le changement climatique a prolongé la saison de croissance et augmenté la conductance stomatique des plantes, ce qui a renforcé l'absorption de l'ozone par les forêts, entraînant une augmentation des dommages potentiels malgré la diminution des concentrations d'ozone. Ces résultats soulignent l'importance d'adapter les stratégies de protection des forêts contre l'ozone en tenant compte des changements climatiques, notamment en prenant en compte la durée de la saison de croissance.

3.2.2. Estimation de l'impact de l'ozone en France

Le projet Apollo a modélisé **les pertes de rendement et pertes économiques pour les espèces sensibles à l'ozone** largement cultivées en France (blé tendre, pommes de terre, végétation des prairies, essences de hêtres, chênes). Afin de pouvoir isoler l'effet spécifique de l'ozone et de mettre en perspective l'évolution temporelle et spatiale de l'impact de la pollution à l'ozone, l'année de référence 2010 a été prise en compte pour les données de production d'espèces et leurs prix de vente.

PERTES de rendement Moyennes en %	France				
	1990	2000	2010	2020	2030
Blé tendre	25	20	15	14	12
Pommes de terre	17	16	11	11	10
Tomates en plein champ	5	3	2	1	1
Prairies	17	14	11	10	9
Bois de chêne			12	12	11
Bois de hêtre			22	20	19
Bois d'épicéa			6	5	5

Figure 30 : Pertes de rendement en pourcentage agrégées sur la France

PERTES économiques en million € (€ de 2010)	France				
	1990	2000	2010	2020	2030
Blé tendre	1 729	1 309	962	843	727
Pommes de terre	325	313	212	196	177
Tomates en plein champ	21	12	9	5	3
Prairies			1 041	954	880
Bois de chêne			189	177	167
Bois de hêtre			66	60	55
Bois d'épicéa			21	20	18

Figure 31 : Résultats en termes de pertes économiques en France

Même si les résultats montrent une tendance à la baisse des impacts de l'ozone sur la France et l'Europe pour la période 1990-2030, les pertes de rendement sur la France restent importantes en 2010 (en 2030) :

- **Pour le blé tendre -15 % (-12% en 2030),**
- **Pour les prairies et les pommes de terre -11 % (-9/10% en 2030)**
- **Pour les hêtres, -22% (-19%) et pour les chênes -12 % (-11%).**

De fortes concentrations en ozone provoquent une perte de rendement jusqu'à 180 €/ha de blé. Le cumul des pertes estimées serait de **plusieurs milliards d'euros chaque année pour les cultures et plusieurs millions pour le secteur forestier.**

3.2.3. Estimation de l'impact de l'ozone selon les régions

Malgré une tendance générale à la baisse, les effets de l'ozone sur les rendements agricoles persistent en 2030, avec des variations selon les régions et les types de cultures.

Le **blé** est très impacté sur la **partie nord de la France** et les pommes de terre sur l'extrême Nord.

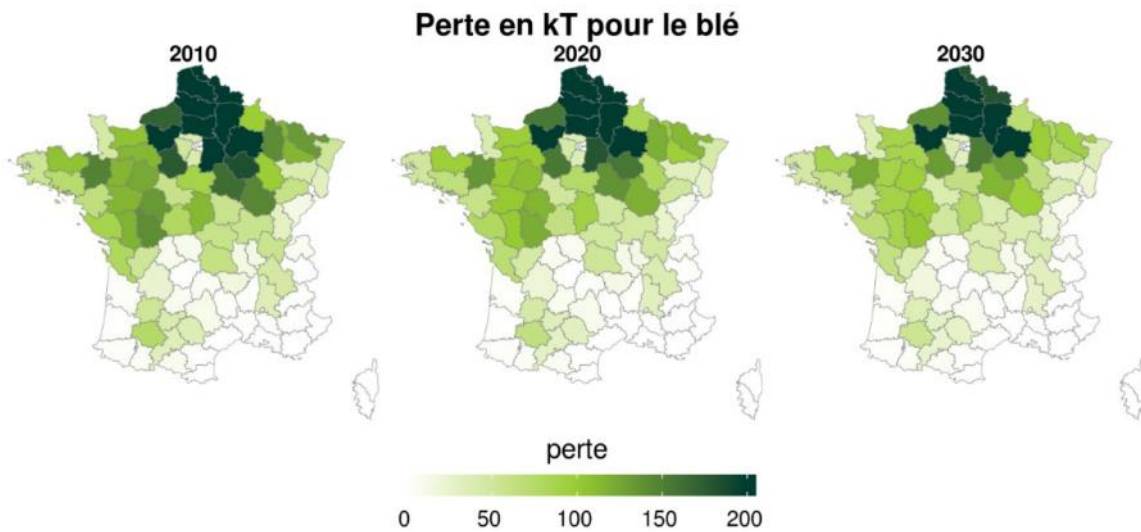
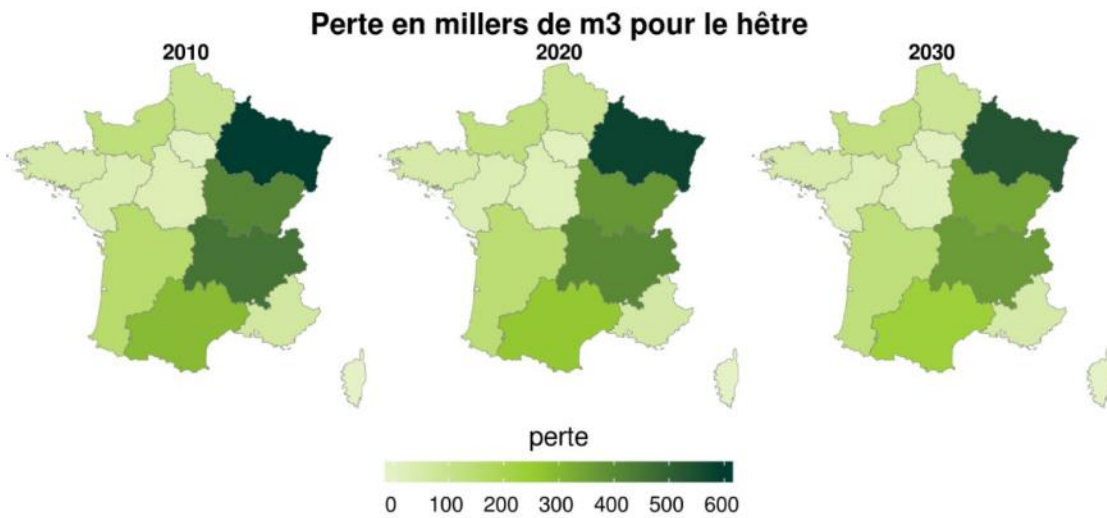


Figure 32 : Perte de blé (en Kt) sur le domaine France pour l'année 2010 et projection pour les années 2020 et 2030

Les prairies sont impactées sur une diagonale s'étirant de l'Aveyron à la Moselle.

Les hêtres et les épicéas sont impactés surtout sur **les régions Auvergne Rhône Alpes, Bourgogne Franche Comté et Grand Est**, alors que **les chênes pédonculés et rouvres** sont impactés sur une diagonale **Nouvelle Aquitaine-Grand Est**.



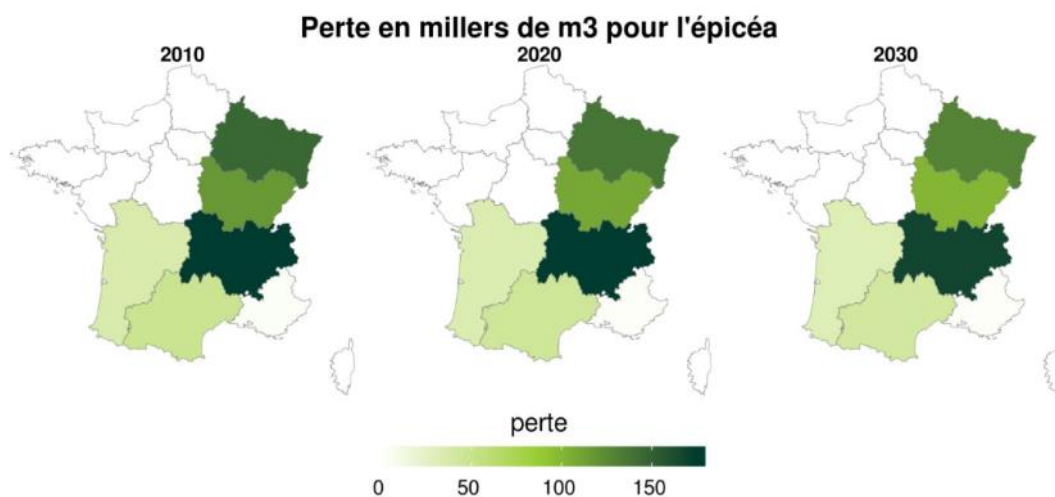


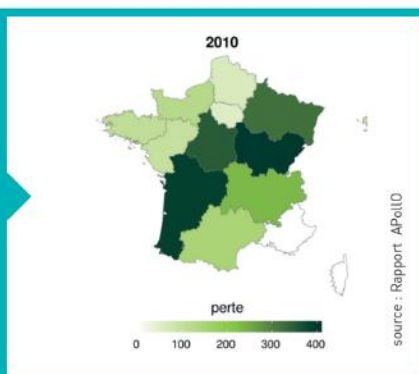
Figure 33 : Perte de hêtre et d'épicéa (en milliers de m³) sur le domaine France pour l'année 2010 et projection pour les années 2020 et 2030

Pour les arbres, on note **moins d'impact sur l'épicéa que sur le hêtre et le chêne**. Concernant les forêts, les chiffres présentent des incertitudes. En effet, dans le cadre de cette étude, le PODy est calculé à l'échelle d'une année alors que la période d'accumulation devrait être plus longue pour prendre en compte un impact pluriannuel. Il est possible de corréliser les PODy sur plusieurs années avec la croissance radiale par exemple. Le PODy calculé sur une année peut être corrélé aux symptômes visibles sur les feuilles pour les arbres caduques. A noter que d'autres facteurs comme les effets des sécheresses et des canicules sont bien plus impactant sur les pertes de volumes, ils se traduisent par des réductions de croissance et initient des dépérissements parfois massifs. Lors de ces affaiblissements, certains ravageurs peuvent avoir un développement épidémique.



LE CHÊNE PÉDONCULÉ ET LE CHÊNE ROUVE

Perte en milliers de m³
pour le chêne pédonculé
et le chêne rouve



Essentiellement impactés sur une diagonale Nouvelle-Aquitaine-Grand Est



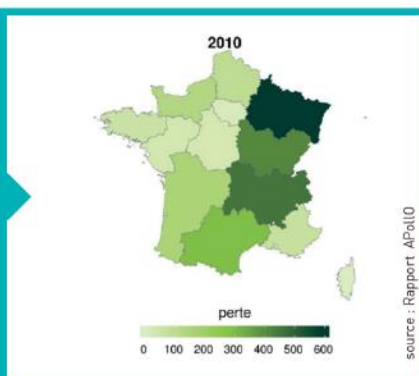
Pertes économiques estimées en 2010 :

218 millions d'€



LE HÊTRE

Perte en milliers de m³
pour le hêtre



Majoritairement impactés en régions Auvergne-Rhône-Alpes, Bourgogne Franche-Comté et Grand Est



Pertes économiques estimées en 2010 :

76 millions d'€

Figure 34 : Perte de rendement et perte économique pour le chêne pédonculé et rouve et le hêtre

En conclusion, les résultats issus du projet APollO permettent de dresser de premières tendances sur l'évolution des impacts de l'ozone sur les pertes de rendements des cultures et de la sylviculture. Les résultats du projet APollO reposent sur une approche novatrice et sont globalement cohérents avec des études comparables disponibles dans la littérature.

Les réductions attendues entre 2010 et 2030 semblent moins importantes que celles constatées entre 1990 et 2010. Cependant, la pénalité climatique n'est pas prise en compte dans ces résultats, ce qui peut apporter une source d'incertitude supplémentaire potentiellement importante.

L'ozone, particulièrement pendant l'été, affecte l'agriculture et la sylviculture en France, entraînant des conséquences économiques significatives. Bien que les tendances indiquent une réduction des impacts jusqu'en 2030, les pertes de rendement restent significatives, engendrant des coûts cumulés considérables pour l'agriculture et la sylviculture. Ces impacts varient régionalement, touchant particulièrement le blé, les pommes de terre, les prairies. Le hêtre et le chêne subissent des impacts plus importants que l'épicéa.

L'ozone impacte les rendements de hêtres et d'épicéas sur la région Auvergne Rhône Alpes.

Malgré des résultats prometteurs du projet APollO, des incertitudes persistent, notamment sur l'accumulation des effets sur plusieurs années, et les projections futures ne tiennent pas compte des possibles impacts du changement climatique, ajoutant une source d'incertitude supplémentaire.

3.3. Impact des autres polluants

3.3.1. Impact direct sur les végétaux

Parmi les autres polluants gazeux qui ont des effets sur les plantes, on peut également citer l'acide fluorhydrique (HF), qui perturbe le métabolisme cellulaire du calcium, ou le dioxyde de soufre (SO₂), qui perturbe le fonctionnement de l'appareil photosynthétique par dégradation de la chlorophylle ^[51].

Les polluants particuliers peuvent, dans une moindre mesure, impacter les végétaux, en constituant un dépôt sur leurs surfaces foliaires. Les conditions météorologiques comme le vent, le soleil et surtout la pluie (lessivage des feuilles, dissolution des particules inorganiques) influencent les caractéristiques de ce dépôt. Grâce à l'efficacité de la barrière cuticulaire des feuilles des plantes, ce dépôt n'est souvent à l'origine que d'une légère pénétration de polluants dans les feuilles et il a donc de faibles impacts physiologiques ^[48].

Les différents polluants particuliers ont peu ou pas d'impact sur la végétation, mais ils entraînent la contamination des chaînes alimentaires de l'humain et des animaux via les plantes (ex pesticides, dioxines....).

3.3.2. Impact de la pollution azotée

Il s'agit principalement des composés azotés directement émis par les sources de pollution (polluants primaires), essentiellement les NO_x (Oxydes d'azote, issus des transports) et le NH₃ (Ammoniac, issu de l'agriculture et des transports).

Ces composés azotés sont peu phytotoxiques mais ont cependant un fort impact sur la végétation :

- Ils ont un effet bénéfique fertilisant en favorisant la croissance dans un premier temps (de façon naturelle, les végétaux fixent l'azote de l'atmosphère) ;
- Ils ont un impact négatif à long terme en entraînant l'eutrophisation des écosystèmes, des carences minérales, des effets sur la biodiversité (les plantes nitrophiles sont favorisées) ainsi qu'une diminution de la résistance aux différents stress.

Les rejets de dépôts azotés en importante quantité dans des milieux aquatiques contribuent à la prolifération d'algues, provoquant alors une diminution de la quantité de lumière qui peut atteindre les couches les plus basses de la colonne d'eau, ainsi qu'un appauvrissement de l'eau en oxygène. Ce phénomène est appelé «

eutrophisation». Les conséquences sont une augmentation de la végétation en surface, et une diminution de la vie aquatique dans les zones plus profondes.

3.3.3. Impact des dépôts acides ou « pluies acides »

Les principales espèces chimiques en cause dans ce phénomène sont **l'acide sulfurique (H₂SO₄)** et **l'acide nitrique (HNO₃)**. Ce sont des polluants secondaires issus de l'oxydation de polluants directement émis dans l'atmosphère (respectivement le dioxyde de soufre et le dioxyde d'azote). L'acide nitrique et l'acide sulfurique peuvent retomber très loin des lieux d'émission de ces polluants : il s'agit d'une pollution sans frontière.

Les pluies acides correspondent à des précipitations anormalement acides (neiges, pluies, brouillards). L'expression « pluies acides » englobe non seulement les dépôts humides liés aux précipitations, mais aussi les dépôts secs de particules de sulfate et d'acide nitrique gazeux.

Elles sont indirectement délétères pour la flore, par acidification des lacs et cours d'eau et appauvrissement des sols par perte des éléments minéraux nutritifs. Par ailleurs, les conifères peuvent être victimes de dépérissement suite à une exposition importante à ce type de précipitations. Elles sont à l'origine de carences minérales des plantes, ce qui entraîne le jaunissement de leurs feuilles suite au lessivage des éléments minéraux (calcium, potassium, magnésium).

Dans les années 1970 et 1980, les fortes émissions de dioxyde de soufre (SO₂) et d'oxydes d'azote (NO_x) provenant des activités industrielles et de la combustion des combustibles fossiles ont entraîné un pic de ce phénomène. Au niveau européen, les réglementations environnementales plus strictes ont réduit les émissions polluantes, atténuant ainsi le problème. Néanmoins, le phénomène persiste dans certains pays où les émissions restent élevées et les conditions météorologiques propices à son accumulation.

Les dépôts acides ont de faibles impacts sur les végétaux : jaunissement des aiguilles et baisse de vitalité des arbres suite aux lessivages des ions qu'ils induisent. Par contre, l'ozone est un gaz très phytotoxique par ses effets directs fortement oxydants sur les différents processus physiologiques de la plante (photosynthèse, respiration, etc...). C'est le polluant le plus préoccupant actuellement au niveau de la végétation et des écosystèmes, comme expliqué aux paragraphes 3.1 et 3.2 du présent rapport ⁴⁸.

Le CO₂ est un polluant paradoxal, qui va avoir des effets directs bénéfiques sur la croissance des végétaux via son rôle essentiel dans la photosynthèse. Mais parallèlement, il a des effets indirects nocifs pour les plantes via l'effet de serre et les perturbations climatiques qui en découlent.

Les conséquences de l'eutrophisation et l'acidification des milieux naturels sous les effets respectifs des retombées de composés azotés et des retombées acides, sont des exemples flagrants de ces altérations progressives de la composition des écosystèmes suite à l'impact de la pollution atmosphérique sur la végétation. De même l'ozone en accélérant le développement et le vieillissement de la végétation, et en réduisant le cycle végétatif va diminuer la croissance des espèces végétales dans les milieux naturels avec une répercussion lente sur l'équilibre des écosystèmes. Au final, en remontant le long des chaînes trophiques, ces perturbations lentes finissent par affecter l'ensemble de l'écosystème et entraîner des changements qui peuvent être très graves.⁴⁸

QUE RETENIR ?

Les polluants atmosphériques, tels que l'acide fluorhydrique et le dioxyde de soufre, ont divers impacts sur les plantes, allant de perturbations du métabolisme cellulaire à la dégradation de la chlorophylle.

Les particules polluantes peuvent aussi affecter les végétaux par dépôts, bien que cela ait des conséquences limitées.

Les composés azotés provenant des transports et de l'agriculture, bien que bénéfiques initialement, entraînent à long terme des problèmes tels que l'eutrophisation et des carences minérales.

Les pluies acides, causées par des polluants secondaires, ont des effets néfastes sur les sols, les lacs et les cours d'eau, entraînant des carences minérales chez les plantes. En comparaison, le CO₂ a des effets contradictoires, bénéfiques pour la photosynthèse mais nocifs en raison de l'effet de serre.

L'ozone est particulièrement préoccupant en raison de ses effets oxydants directs sur la végétation. Ces polluants contribuent à des altérations progressives des écosystèmes, affectant la croissance et l'équilibre global.

4. Services écosystémiques rendus par les arbres

Les pics de pollution ne sont que la partie émergée d'une pollution urbaine chronique. Les villes françaises, qui concentrent **77 % de la population**, se doivent donc d'étudier à la loupe des solutions durables permettant d'assainir l'air. Parmi elles, la plantation d'arbres. En effet, l'ONG environnementale américaine **Nature Conservancy** a étudié l'impact sanitaire des arbres dans 245 villes dans le monde : dans son rapport, publié en 2016, elle conclut qu'en investissant à peine 4 dollars (3,6 euros) par habitant dans la plantation d'essences boisées, ces villes pourraient sauver entre 11 000 et 37 000 vies par an. ^[52]

Les arbres contribuent à la production de COV et de pollens, néanmoins les forêts et les arbres urbains offrent généralement de multiples services et avantages environnementaux à la société. Les services qu'ils offrent, tels que l'amélioration de la qualité de l'air, le piégeage du carbone ou la réduction de la température vont être influencés par le choix des espèces et leur composition, le nombre et l'emplacement des individus.

4.1. Réduction de la pollution de l'air

Les arbres améliorent la qualité de l'air en éliminant les polluants atmosphériques tels que le dioxyde de carbone (CO₂), l'ozone, le dioxyde d'azote (NO₂), le dioxyde de soufre (SO₂), et les particules (PM₁₀). Une étude a quantifié les effets de la forêt urbaine sur l'élimination des polluants à l'aide du modèle UFORE (Urban Forest Effects) au niveau de la ville de Barcelone. Les arbres et arbustes de Barcelone ont éliminé 305,6 tonnes de polluants de l'air en 2008. La valeur associée à ce service écologique s'élève à plus d'un million d'euros. ^[53]

4.1.1. Processus de dépollution de l'air par la végétation

Depuis les années 1970, les chercheurs s'interrogent sur la capacité des végétaux à absorber les **polluants atmosphériques**. Les études sur l'arbre urbain montrent qu'il ne se contente pas d'absorber le CO₂, dont il prélève le carbone (C) pour croître, avant de relarguer l'oxygène (O₂) par ses stomates, sortes de minuscules orifices présents sur les feuilles (les "pores").

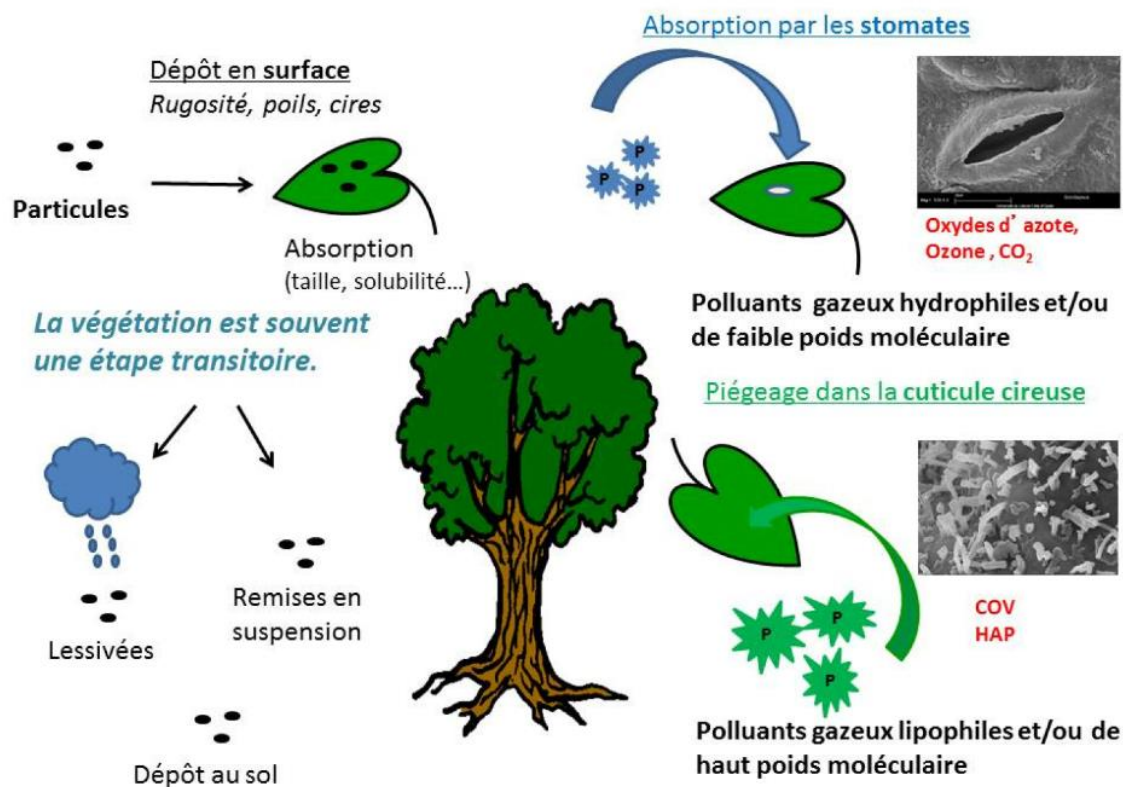


Figure 35 : Mécanismes de piégeage des polluants gazeux et particulaires par les végétaux ⁵⁴

Les arbres **absorbent** aussi via **les stomates certains polluants gazeux tels que le dioxyde d'azote (NO₂) et l'ozone (O₃)**. Les polluants peuvent ensuite pénétrer au sein des cellules pour y être métabolisés. Les végétaux sont ainsi capables d'absorber et dégrader certains composés organiques comme les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).

L'entrée des polluants peut être influencée par l'action de différents paramètres sur le fonctionnement du stomate : le vent, la température, l'humidité, la lumière mais aussi la nature, les propriétés physico-chimiques et la toxicité des polluants. De plus, les paramètres liés aux végétaux interviennent également comme l'espèce végétale, l'âge de la plante ou encore la densité stomatique, le stade physiologique et l'état sanitaire de la plante. ^[54]

De plus, **la cuticule cireuse** (couche lipidique formée de cutine et de cires) présente à la surface des feuilles piège des **molécules lipophiles**²³ ou de haut poids moléculaire comme les **composés organiques volatils (COV)** ou les **hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)**.

Le **piégeage des particules** au sein des végétaux se fait différemment de celui des polluants gazeux. Les particules fines vont s'accrocher aux feuilles (aiguilles, tronc et branches), et ce d'autant plus qu'elles sont rugueuses, poilues ou cireuses. La majorité reste retenue à la surface grâce à la rugosité des feuilles. La dimension de ces particules collectées varie de moins de 1µ à une cinquantaine de microns. Leur piégeage par les feuilles n'est souvent qu'une étape transitoire : elles peuvent ensuite se déposer au sol avec la chute des feuilles, être remises en suspension dans l'air, notamment en cas de vent fort, ou encore être lessivées par les pluies.

²³ Lipophile : qui retient les substances grasses

Les particules dans l'air sont majoritairement retenues en surface mais elles peuvent être absorbées par la végétation. Une certaine quantité peut pénétrer au sein des tissus au travers de la cuticule ou de blessures, suivant leur solubilité dans l'eau, éventuellement via les stomates. Les facteurs influençant le piégeage des particules sont identiques à ceux agissant sur le fonctionnement des stomates à l'exception de la densité stomatique. En outre, la structure de la surface foliaire (rugosité et pilosité), l'épaisseur et la composition de la cuticule influencent également le piégeage des particules.

Une étude réalisée en Grande-Bretagne et publiée en 2011 dans la revue *Landscape and Urban Planning* avait montré qu'il faudrait que 30 % de la région londonienne, contre 20 % actuellement, soit couverte par des arbres pour absorber seulement 2,6 % des PM₁₀ (particules dont le diamètre est inférieur à 10 micromètres).

Quelle que soit la localisation des arbres, ils n'élimineront pas complètement les particules. Ces dernières peuvent s'accumuler par retombée dans le sol sous l'arbre posant ainsi la question de l'utilisation future des sols. De la même manière, il est nécessaire de prendre en compte les dommages éventuels provoqués par les particules sur les arbres : abrasion, occlusion des stomates des feuilles, formation d'une croûte de particules en surface des feuilles pouvant perturber les mécanismes physiologiques tels que le débourrement des bourgeons, la pollinisation ou l'absorption de lumière.

Enfin, divers polluants entrent dans l'arbre urbain via ses racines, après dégradation par les micro-organismes et solubilisation dans l'eau du sol.

Zoom sur l'ozone :

D'après certaines études par modélisation, les arbres et notamment les forêts en périphérie des villes permettraient une diminution des concentrations en ozone dans l'air. Cependant, l'ozone (O₃) est un composé difficile à étudier car son cycle de formation/destruction est très complexe. Par ailleurs, c'est un composé phytotoxique, qui induit un stress oxydant dans les feuilles des végétaux. Ceci pose donc la question de l'effet à long terme des dommages provoqués par l'ozone sur les structures foliaires et le métabolisme des arbres et donc de la pérennité de leur capacité potentielle à fixer ce polluant.

La végétation joue un rôle majeur en tant que puits de dépôt sec de l'O₃. Le dépôt sec au-dessus d'une végétation luxuriante est 40 fois plus efficace qu'au-dessus des terres urbaines, selon les paramétrages courants des modèles atmosphériques (Wesely, 1989). Le dépôt d'O₃ sur la végétation est modulé par une **composante stomatique** et une **composante non stomatique**. Dans les deux cas, l'élimination de l'O₃ est en fin de compte déterminée par une perte chimique.

L'absorption stomatique de l'ozone déclenche des réactions antioxydantes dans l'espace intercellulaire et dépend largement de la conductance stomatique, qui dépend des conditions environnementales et varie d'une espèce d'arbre à l'autre (comme nous le verrons plus loin). Si les stomates sont ouverts, l'O₃ se diffuse dans l'espace intercellulaire à partir de l'atmosphère et se dépose presque immédiatement par des réactions dans l'apoplaste avec les lipides membranaires, l'humidité et les organites cellulaires ; l'absorption augmente avec l'accroissement des concentrations extérieures (Wesely et Hicks, 2000).

Le dépôt non stomatique d'ozone se produit à la surface des feuilles par des réactions avec les cires, l'humidité et les sels (Barnes et al., 1988 ; Altimir et al., 2006) et dans la couche limite avec les COVB émis (voir les sections Formation de l'ozone troposphérique, puits et taux d'émission des COVB). Les espèces d'arbres présentant des caractéristiques telles qu'un indice de surface foliaire élevé, des feuilles poilues, des cires foliaires et des surfaces humides, et gardant leurs stomates ouverts plus longtemps dans des conditions de stress (voir ci-dessous, section État hydrique des plantes), déposent l'O₃ mieux que les espèces ne présentant pas ces caractéristiques (Barnes et al., 1988 ; Altimir et al., 2006 ; Cape et al., 2009). Les classements disponibles concernant l'efficacité des essences d'arbres (à feuilles caduques) pour le dépôt des PM_{2,5} (Yang et al., 2015) peuvent probablement être utilisés comme ligne directrice pour la capacité de dépôt de l'ozone. ^[8]

Lorsque le stress de la sécheresse augmente, les stomates se ferment et l'appauvrissement stomatique en ozone diminue (Wissmar et al., 2004 ; Livesley et al., 2016), ce qui augmente les niveaux d'ozone troposphérique jusqu'à 10 % (Anav et al., 2018). ^[8]

Variabilité en fonction des espèces et de la saison

La **capacité d'élimination (ou d'absorption) des polluants** atmosphériques est **spécifique à chaque espèce** végétale et **dépend principalement de la surface foliaire et de la conductance stomatique** (vitesse à laquelle la vapeur d'eau passe au travers des stomates). La dynamique des stomates (ouverture/fermeture) dépend du rayonnement solaire, de la température de l'air, de la teneur en eau du sol et du déficit de pression de vapeur.

Une étude japonaise publiée en 2005 dans la revue *Chemosphere* a comparé 70 essences pour ce qui est de leur absorption du **dioxyde d'azote (NO₂)** ; elle a montré que **les arbres à feuillage caduc** (dont les feuilles tombent en automne) se révèlent **plus efficaces**, grâce à une biomasse élevée et à une croissance rapide. Parmi les espèces les plus performantes évoquées par cette étude, citons **le peuplier noir, le robinier faux-acacia et le sophora du Japon**.

Des tests de fumigation en laboratoire sur plus de 200 espèces végétales (herbacées sauvages, cultivées, arbustes et arbres) ont permis de classer le **magnolia de Kobé, le gommier blanc et le peuplier noir parmi les espèces à forte capacité d'assimilation pour le NO₂**, qui, selon les auteurs, sont de ce fait adaptées pour une implantation dans les **espaces verts près des routes**.

Les légumineuses, dont font partie le robinier faux acacia ou le trèfle, présentent un intérêt particulier lié à leur capacité à former une symbiose avec des bactéries du sol du genre *Rhizobium*. Grâce à celles-ci, ces végétaux sont ainsi capables d'utiliser l'azote du NO₂ piégé pour fabriquer leurs propres composés organiques azotés. En effet, cette association symbiotique confère aux légumineuses la capacité de fixer l'azote de l'air au sein de nodules racinaires, les bactéries permettant de réduire l'azote atmosphérique en ammonium, directement assimilable par les plantes. Notons que dans ce cas, le piégeage se fait au niveau des racines et non des feuilles.

La plupart de ces résultats scientifiques sont issus de modélisations qui mériteraient d'être précisées. Une étude publiée dans *Science Express* en 2010 a d'ailleurs montré que l'on y sous-estimait largement le pouvoir des arbres, établissant que des peupliers pouvaient absorber jusqu'à 4 fois plus de COV que ce qu'avaient jusqu'alors affirmé les modèles.

Les conifères (pin, cyprès, épicéa) apparaissent **plus efficaces que les feuillus** (érable, peuplier et alisier blanc) **pour l'accumulation des particules PM₁₀**. De plus, leurs aiguilles persistent toute l'année contrairement aux feuillus qui perdent leurs feuilles durant l'hiver.

Les érables et les tilleuls sont des arbres bénéfiques pour la réduction de l'ozone atmosphérique, tandis que d'autres types d'arbres comme **le chêne vert** ont un **effet contraire**. Par exemple, planter 100 érables élimine environ 650kg d'ozone, tandis que planter 100 chênes verts ajoute environ 3 tonnes d'ozone annuellement.

Taxon	Nom commun	O ₃	NO ₂	PM ₁₀	CO ₂
<i>Acer campestre</i>	Érable champêtre	Vert	Jaune	Jaune	Jaune
<i>Acer platanoides</i>	Érable plane	Vert	Vert	Vert	Vert
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Érable sycomore	Vert	Vert	Vert	Vert
<i>Carpinus betulus</i>	Charme commun	Vert	Vert	Jaune	Vert
<i>Castanea sativa</i>	Châtaignier commun	Vert	Vert	Jaune	Jaune
<i>Cedrus atlantica</i>	Cèdre de l'Atlas	Vert	Vert	Vert	Jaune
<i>Fagus sylvatica</i>	Hêtre commun	Vert	Vert	Vert	Vert

Taxon	Nom commun	O ₃	NO ₂	PM ₁₀	CO ₂
<i>Fraxinus angustifolia</i>	Frêne à feuilles étroites	Vert	Vert	Jaune	Vert
<i>Fraxinus excelsior</i>	Frêne commun	Vert	Vert	Vert	Vert
<i>Prunus avium</i>	Merisier	Vert	Vert	Jaune	Vert
<i>Quercus cerris</i>	Chêne chevelu	Vert	Vert	Vert	Vert
<i>Tilia cordata</i>	Tilleul à petites feuilles	Vert	Vert	Vert	Vert
<i>Tilia x europaea</i>	Tilleul commun	Vert	Vert	Vert	Vert
<i>Tilia platyphyllos</i>	Tilleul à grandes feuilles	Vert	Vert	Vert	Vert

Figure 36 : Liste non exhaustive de quelques essences en France en termes d'élimination de polluants de l'air et gaz à effet de serre modérément efficace (jaune) et efficace (vert)

Pour éviter une augmentation du niveau d'ozone, il faut choisir des essences avec une absorption nette d'O₃ (g arbre⁻¹ jour⁻¹) < 0, cela signifie qu'elles éliminent plus d'ozone qu'elles n'en produisent à partir des composés organiques volatils (COV) qu'elles émettent.

A titre d'exemple selon le modèle Flore tree ^[67] appliqué à la ville de Florence, **les espèces qui forment le plus d'ozone** parmi les arbres sont : **Robinier faux acacia, Peuplier, Chêne, Pin, Eucalyptus, Palmier dattier et Saule** et à l'inverse **celles qui en éliminent le plus** sont **le hêtre commun, le platane commun et l'érable** (cf.figure 37 ci-dessous).

Absorption nette d'ozone par les principales espèces végétales
(en gramme d'ozone par arbre adulte par jour)

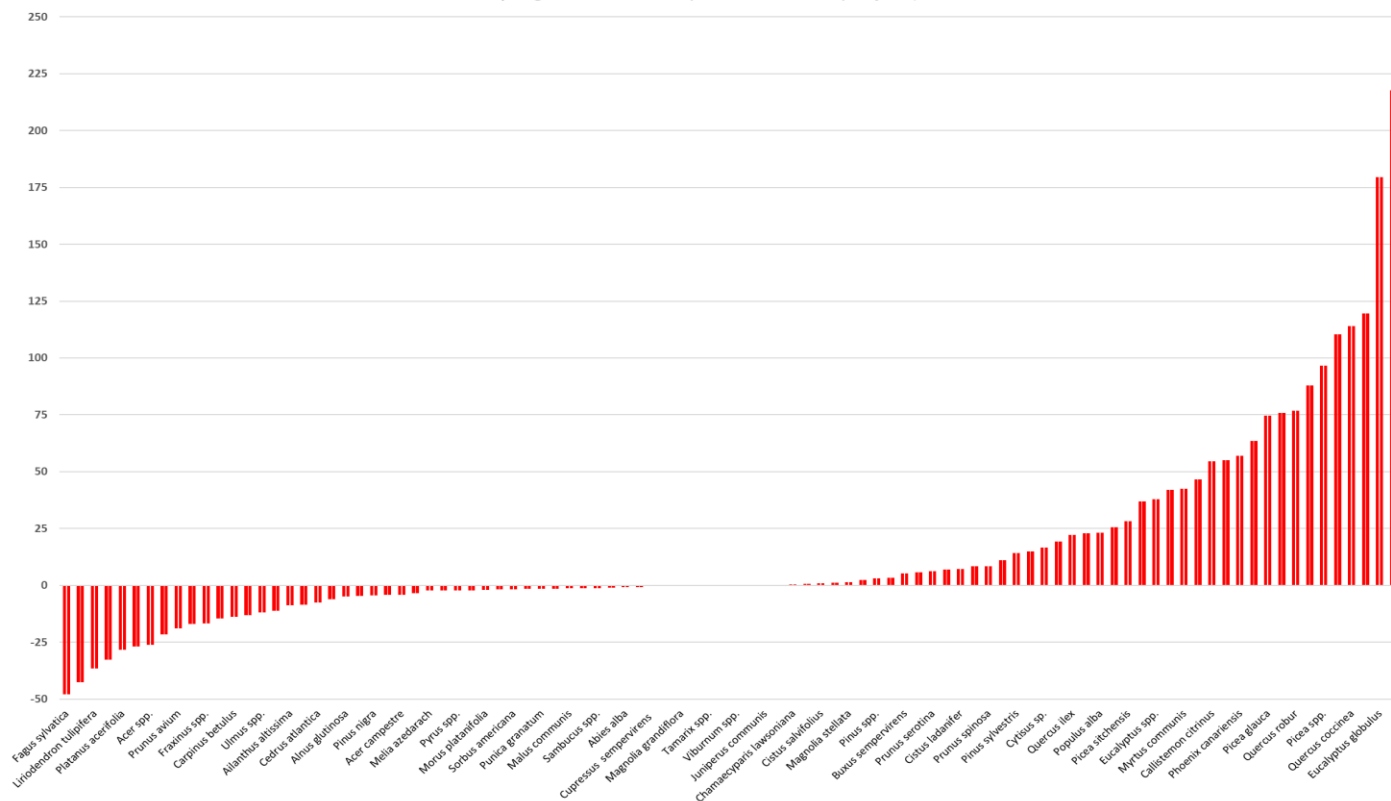


Figure 37 : Absorption nette d'ozone (g arbre-1 jour-1) pour quelques espèces végétales. Les essences avec une absorption nette > 0 forment plus d'ozone que ce qu'elles éliminent (essences non recommandées), et à l'inverse, les essences avec une absorption nette < 0 éliminent plus d'ozone que ce qu'elles forment (essence recommandées).

Autre d'exemple selon le modèle i-tree appliqué au **parc arboré public genevois** ^[80]

Conclusions:

- Les espèces de peupliers et de chênes ont les pires bilans nets d'ozone (c.-à-d., PFO >> dépôt d'O₃).
- Les arbres à feuilles persistantes ont les meilleurs taux de filtration des PM₁₀.
- D'autres études trouvent des résultats similaires.

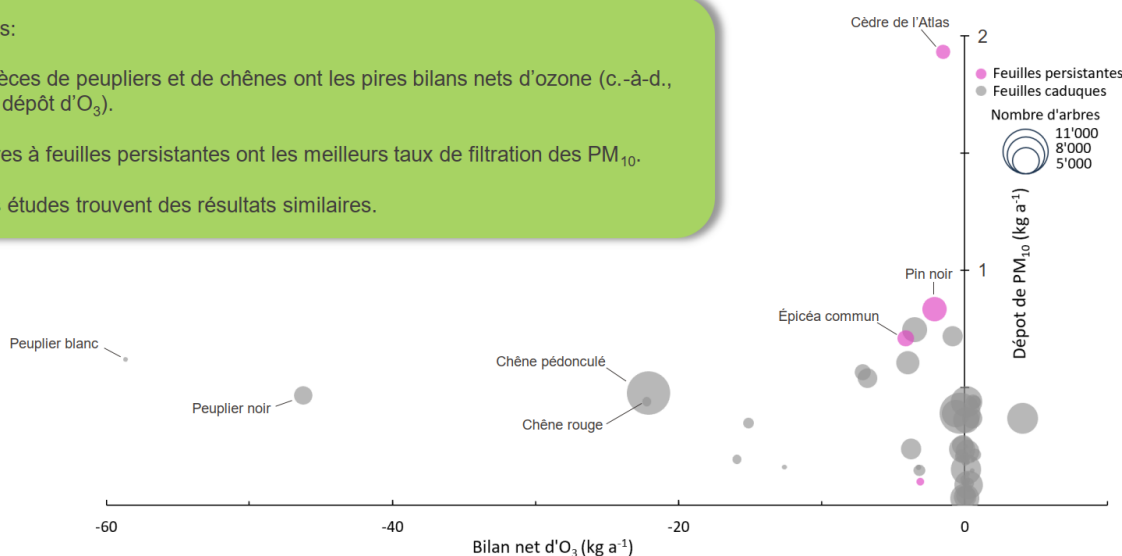


Figure 38 : Bilan net d'ozone et de particules selon les essences d'arbres

Comment sont répartis les impacts entre la saison estivale et hivernale ?

Avril – Octobre (1'355 t)

	COVB	PFO (tonnes)	Dépôt PM ₁₀	Dépôt O ₃
Novembre – Mars	6 (4%*)	32 (2%)	8 (11%)	7 (4%)
Avril - Octobre	149 (96%)	1'355 (98%)	68 (89%)	177 (96%)

* Le pourcentage indique le rapport entre le total saisonnier et le total annuel

Figure 39 : Comparaison des émissions de COVB, potentiel de formation d'ozone (PFO) et dépôt de PM10 et dépôt O3 entre l'hiver et l'été cantons de Genève

Les dépôts d'ozone (filtration) et de PM10 sont plus importants sur la période d'avril à octobre mais les émissions de COVB et le potentiel de formation d'ozone sont également conséquents sur cette même période. Avec la composition actuelle du parc arboré public genevois, le Potentiel de Formation d'Ozone (PFO) des arbres urbains est environ 8x supérieur à leur capacité de filtrer l'ozone. ^{[55], [56]} Il est important de souligner que les arbres publics, c'est à dire gérés par les municipalités, représentent moins de 20% du patrimoine arboré global d'une ville ^[68]. La plupart des arbres sont sur le domaine privé (résidence, jardins, copropriétés, etc.). La quantification de l'impact du patrimoine arboré sur la qualité de l'air du canton de Genève est donc sous-estimée. Ces valeurs permettent une comparaison sur un échantillon d'arbres mais pas sur l'ensemble du patrimoine arboré de la ville.

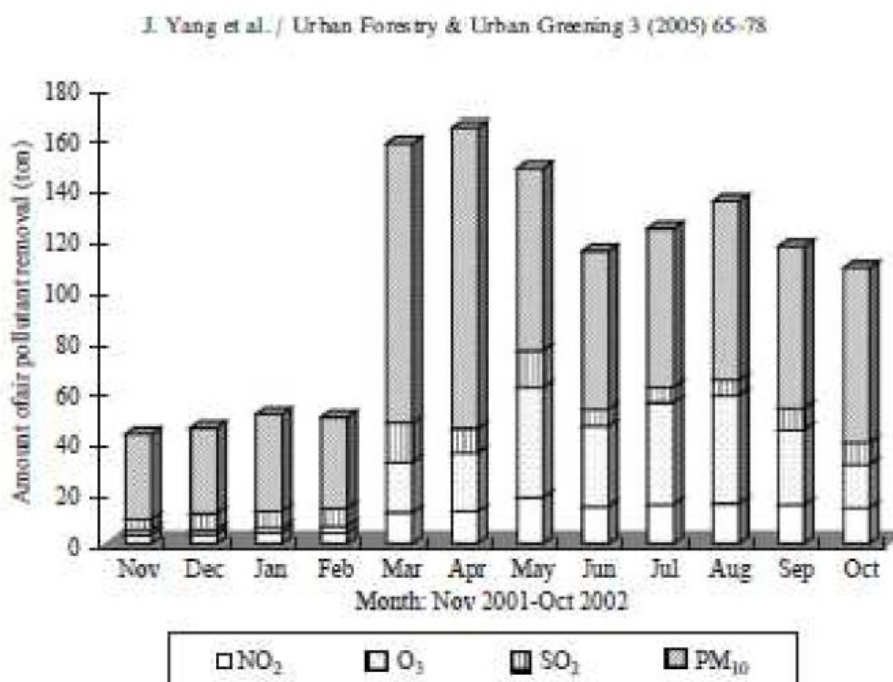


Figure 40 : Polluants de l'air fixés chaque mois par les arbres à Pékin

En outre, il ne suffit pas de planter des arbres pour qu'ils assainissent l'air, encore faut-il planter les bonnes espèces et le faire au bon endroit. Il faut réaliser les plantations le long des grands axes routiers, et à proximité des habitations, des écoles, des hôpitaux, etc. « Une plantation, pour être résiliente, doit être diversifiée », considère Frédéric Ségur, responsable du service arbres et paysages de la métropole de Lyon.

Dans certains cas, selon leur densité de plantation et leur morphologie, les arbres peuvent altérer l'écoulement

de l'air, ce qui freine la dispersion des polluants et entraînerait même une augmentation des polluants, qui se concentrent donc à certains endroits. Ce peut être par exemple le cas dans des rues encaissées.

Il faut également souligner l'importance que peut avoir la forêt périurbaine sur la qualité de l'air en ville. La végétalisation en périphérie peut avoir un impact plus important que de planter des arbres en ville, car il y a plus d'espace disponible.

La plantation d'arbres présente un potentiel significatif pour améliorer la qualité de l'air en milieu urbain, mais son efficacité dépend de la sélection appropriée des espèces, de la plantation stratégique et de la prise en compte de la complexité des interactions entre les arbres et les polluants atmosphériques. Une approche diversifiée et réfléchie est nécessaire pour optimiser les bienfaits des arbres en tant que remède écologique face à la pollution urbaine.

Quelques enseignements :

- La capacité d'élimination des polluants varie selon les espèces végétales, la surface foliaire et la conductance stomatique. Les conifères se révèlent plus efficaces que les feuillus pour accumuler les particules PM10.*
 - La diversité des espèces est également essentielle pour assurer la résilience des plantations.*
 - La morphologie des arbres peut influencer l'écoulement de l'air, entraînant parfois une concentration accrue de polluants dans certaines zones, notamment dans des rues encaissées.*
-

4.2. Absorption du CO₂

A une échelle plus globale, les arbres contribuent à lutter contre le changement climatique en captant le dioxyde de carbone. Ainsi, de grandes quantités de végétation, comme les forêts aux abords des villes, peuvent agir comme des puits de CO₂. C'est la photosynthèse qui a lieu au niveau des feuilles qui permet de stocker du carbone grâce à l'absorption du CO₂. Cela est donc vrai tant qu'il y a des feuilles et est contrebalancé par la respiration.

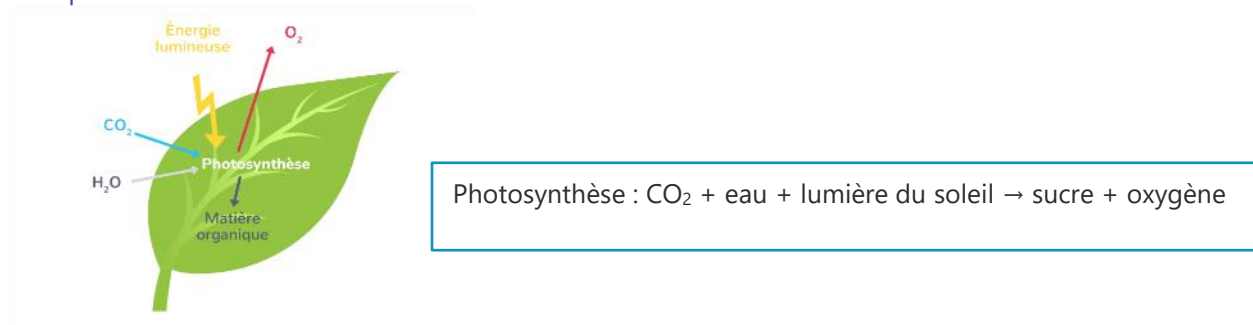


Figure 41 : photosynthèse au niveau de la feuille

Les arbres, ainsi que toutes les autres plantes vertes, absorbent le gaz par leurs stomates, petites fentes à la surface des feuilles et aiguilles, pour fabriquer du sucre. Pour ceci, ils ont besoin d'eau et de lumière. Ce processus est appelé photosynthèse. Les arbres transforment ensuite ce sucre en amidon qui apporte d'une part de l'énergie, et d'autre part le matériau nécessaire à la constitution du bois, de l'écorce, des racines, des feuilles ou des aiguilles. Le sous-produit de la photosynthèse est l'oxygène.

Le taux annuel de séquestration du CO₂ varie en fonction de l'espèce considérée, de l'âge de l'arbre, de sa hauteur et de son diamètre à hauteur d'homme. Il est conditionné par de nombreux facteurs environnementaux dont la pollution de l'air et par les facteurs impactant la photosynthèse : lumière, disponibilité en eau... (l'ozone réduit la capacité des arbres à stocker le CO₂).

Il existe quelques logiciels et outils méthodologiques pour calculer les quantités de dioxyde de carbone séquestrées par les arbres. *En moyenne un **arbre** stocke entre 20-30 kg de CO₂ par an. Un **français** émet entre 10-12 tonnes de CO₂ par an.* Ex : Peuplier hybride (Robusta X Siouxland) de 20m de haut de 33 ans capte 30 kg de CO₂ par an.

Cependant, cet aspect est à modérer car les végétaux relâchent également du CO₂ lors de la respiration ou lors de leur coupe, leur tonte ou leur décomposition.

Parallèlement à la photosynthèse, on observe le processus inverse, la respiration. Les cellules des arbres brûlent une partie du sucre avec de l'oxygène et produisent du CO₂ et de l'eau. Ceci produit l'énergie dont ils ont besoin pour fabriquer d'autres substances vitales pour l'arbre. Le CO₂ libéré est rendu à l'atmosphère.

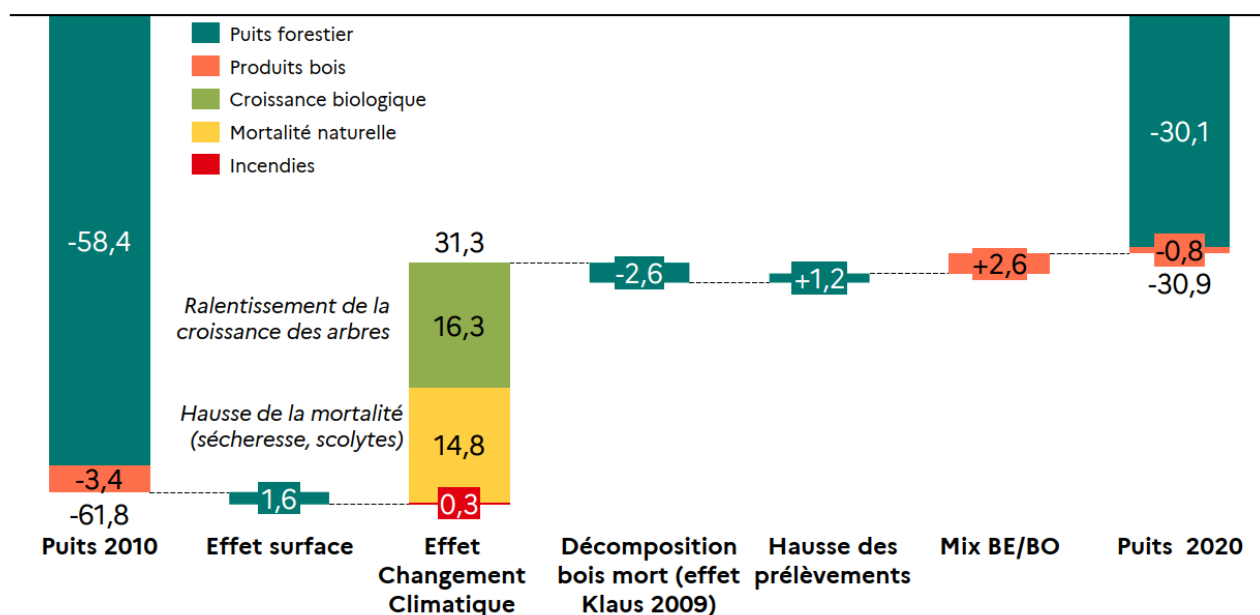
Respiration : Sucre + oxygène → CO₂ + eau + énergie

Tant qu'un arbre vit et croît, il prélève plus de dioxyde de carbone par la photosynthèse qu'il n'en rend par la respiration. L'arbre pousse et emmagasine le carbone (C) tiré du dioxyde de carbone (CO₂) sous la forme de sucre et d'autres molécules organiques dans le bois. Mais si l'arbre meurt, le bois se décompose lentement et les molécules organiques se transforment à nouveau en CO₂, qui est rendu à l'atmosphère.

Si l'on **considère tout son cycle de vie**, de la germination jusqu'à la décomposition totale du bois mort, **l'arbre absorbe autant de CO₂ qu'il en rejette**. Même constat si l'on abat l'arbre pour le brûler afin de produire de l'énergie ou pour le chauffage. Ici encore, **le bois absorbe autant de CO₂ pendant sa croissance qu'il en libère lors de la combustion. Le bois est donc considéré comme un matériau ou fournisseur d'énergie neutre en CO₂.** Pour que la forêt dans son ensemble reste neutre en CO₂, **il est important que l'on ne prélève pas plus de bois qu'elle n'est capable d'en produire.** Cette forme d'utilisation du bois est appelée exploitation forestière durable.

Les **conditions climatiques extrêmes, les maladies et les infestations d'insectes** peuvent **entraîner une mortalité accrue des arbres**. Si ces événements conduisent à une décomposition rapide du bois mort, cela pourrait entraîner **une libération plus rapide du carbone stocké**. Les **feux de forêt** peuvent **libérer rapidement d'importantes quantités de carbone stocké** dans la biomasse des arbres.

Par conséquent, les forêts assurent de moins en moins leur rôle de puits de carbone. **En dix ans, la capacité de stockage du CO₂ par les écosystèmes forestiers a été divisée par deux**. La **forêt française**, qui absorbait 57,7 millions de tonnes de CO₂ (Mt CO₂) en 2011, n'en **absorbait plus que 31,2 millions en 2021**. ^[69]



Source : inventaire SECTEN/CITEPA

Figure 42 : Décomposition puits de carbone Forêt et Produits Bois, depuis 2010 (France Métropolitaine, MtCO₂e/an) ^[70]

En dix ans, la croissance des arbres a chuté d'environ 10 %, du fait notamment des sécheresses récurrentes ces dernières années, ce qui diminue leur fonction de puits de carbone. Les périodes de sécheresse extrême et la multiplication des ravageurs ont également conduit à des dépérissements massifs (mortalité des arbres a augmenté de 54 % en 10 ans). Mais l'activité humaine est également responsable de la situation actuelle avec une augmentation de la récolte de bois.

Bilan net pour le sous-secteur forêt de l'UTCATF, métropole uniquement, en kt CO₂e

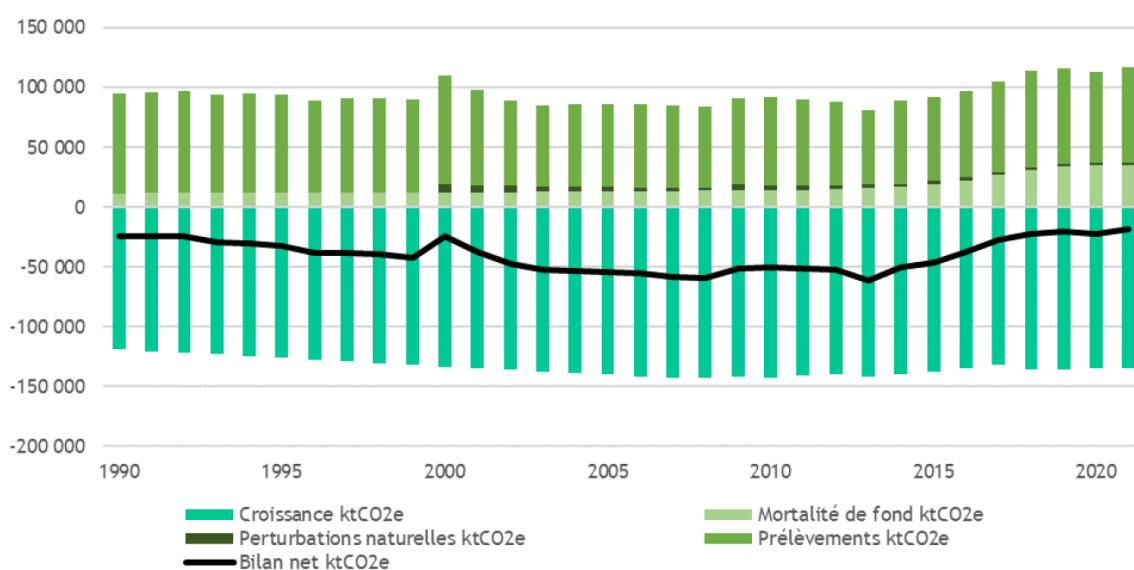


Figure 43 : Bilan net pour le sous-secteur forêt de l'UTCATF²⁴, métropole uniquement, en kt CO₂e^[71]

Dans la quasi-totalité des régions, les puits de carbone ont fortement diminué depuis une décennie. Parmi les baisses les plus importantes, figure celle constatée en Auvergne-Rhône-Alpes (l'un des principaux puits de carbone, divisé par deux en dix ans). Actuellement, la forêt dans cette région stocke très peu de CO₂ et dans certaines régions comme les Hauts-de-France, la Corse et le Grand-Est, les forêts sont même devenues des émetteurs de carbone, contribuant ainsi à l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre.

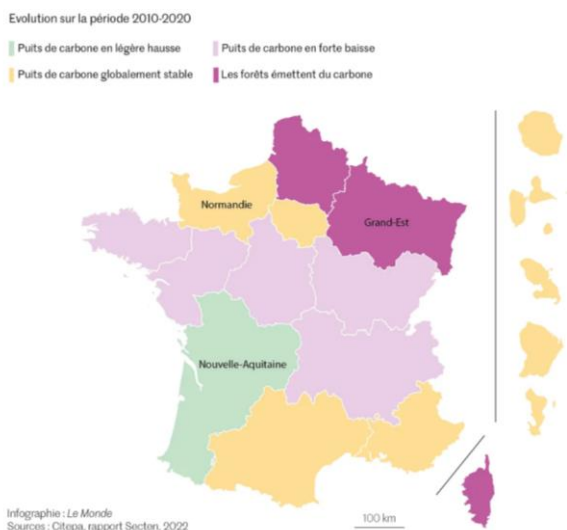


Figure 44 : Evolution des puits de carbone 2010-2020 par région ^[72]

La stratégie actuelle (SNBC 2), élaborée en 2018-2019, mise sur une hausse de la capacité de stockage des forêts d'ici à 2050 (+ 87 % par rapport au scénario tendanciel).^[72] Selon les experts, cet objectif, qui paraît aujourd'hui hors d'atteinte, devra nécessairement être revu à la baisse dans la SNBC 3. En vue de la révision de la Stratégie nationale bas carbone, il est important de prendre en compte l'évolution récente du bilan de carbone forestier. Les puits de carbone ne peuvent plus être comptés comme auparavant pour atteindre la neutralité carbone.

²⁴ UTCATF : Utilisation des terres, changement d'affectation des terres et foresterie

Le rapport de l'Académie des sciences met en lumière l'urgence d'entreprendre des changements significatifs pour atteindre la neutralité carbone d'ici 2050. Il souligne la nécessité d'adapter la filière bois aux enjeux sociaux et environnementaux, en évitant d'accentuer les prélèvements là où les puits de carbone diminuent. Il préconise également d'ajuster les densités de peuplement en fonction des conditions hydriques et de renforcer la diversité des essences pour améliorer la résilience des peuplements face aux événements climatiques extrêmes.

Ce volet devra être couplé à un renforcement du stockage de carbone dans des produits bois à longue durée de vie, une réduction de l'artificialisation des terres et un renforcement du stockage de carbone dans les sols agricoles. L'objectif politique est d'atteindre, d'ici 2050, une neutralité carbone en ayant un bilan nul, intégrant des puits naturels et artificiels (captage et stockage de CO₂) pour compenser entièrement les émissions résiduelles des autres secteurs, estimées à environ 80 MtCO₂e dans la SNBC 2.

Les arbres agissent comme des puits de carbone grâce à la photosynthèse, capturant le CO₂ de l'atmosphère, cependant, leur efficacité dépend de divers facteurs environnementaux. La séquestration annuelle de CO₂ varie en fonction de l'espèce, de l'âge, de la taille, et est influencée par des facteurs tels que la pollution de l'air. En moyenne, un arbre stocke entre 20 et 30 kg de CO₂ par an, mais il libère également du CO₂ par la respiration, la coupe, la tonte, ou la décomposition.

Globalement, sur tout son cycle de vie, un arbre absorbe autant de CO₂ qu'il en libère, soulignant l'importance de la gestion durable des forêts pour maintenir un équilibre neutre en CO₂. Cet équilibre est particulièrement vulnérable aux conditions climatiques extrêmes et aux incendies de forêt, qui peuvent accélérer la libération du carbone stocké.

Ainsi, la gestion durable des forêts devient fondamentale pour maintenir un équilibre neutre en CO₂ sur l'ensemble du cycle de vie des arbres, assurant ainsi la résilience des écosystèmes forestiers face aux défis climatiques actuels et futurs.

4.3. Autres services écosystémiques

Les arbres rafraîchissent le climat urbain et réduisent les îlots de chaleur

Les végétaux contribuent à rafraîchir l'air en milieu urbain en combinant les effets liés à leur ombre et leur évapotranspiration. L'ombre faite par la végétation permet de réduire la température au niveau des sols et de la surface des bâtiments en diminuant la part d'énergie solaire qu'ils perçoivent. L'évaporation par les feuilles de l'eau prélevée des sols permet de rafraîchir l'air (évapotranspiration). Les arbres ont de plus la particularité d'intercepter directement le rayonnement solaire incident et de le réfléchir.

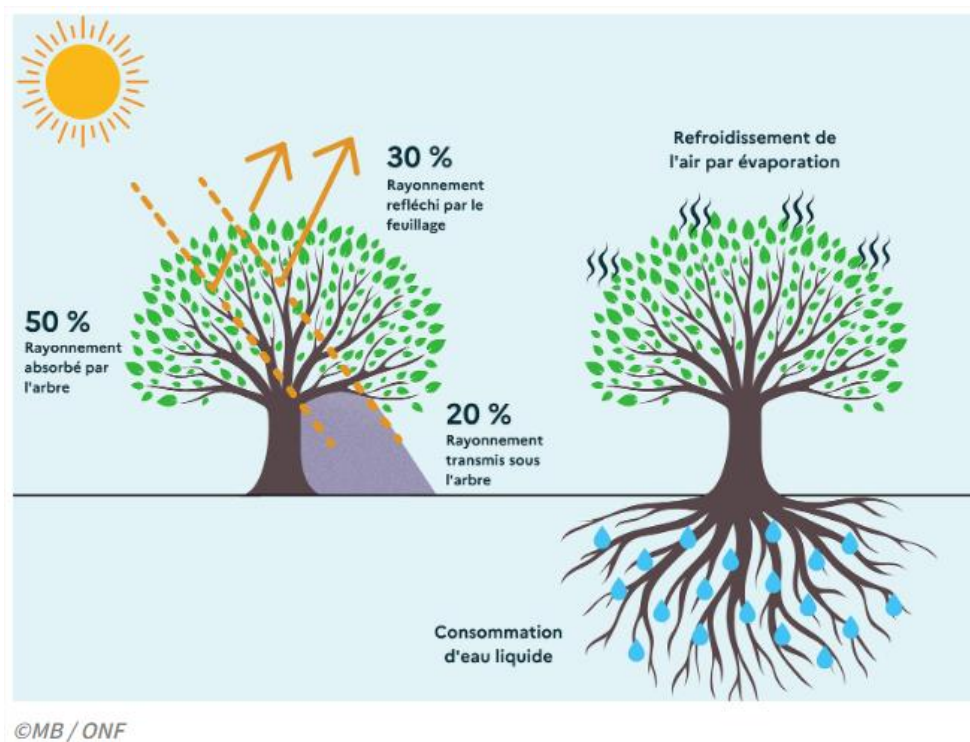


Figure 45 : Refroidissement de l'air par les arbres

A Valence, par exemple, les températures relevées au sein des espaces verts s'avèrent plus fraîches de 2,5°C par rapport aux températures maximales mesurées en ville. Dans certaines conditions, les arbres peuvent refroidir l'air ambiant de 2° à 8°C.

Les arbres participent au bien-être et réduisent le stress

L'implantation de végétation en milieu urbain a une incidence psychologique positive. Elle permet détente, apaisement et méditation. Le contact ou la vue de végétation permettent également de mieux récupérer de la fatigue mentale pouvant provoquer des sensations d'anxiété ou de stress, d'irritabilité ou des difficultés de concentration.

Les arbres sont des sources de nourriture et offrent un abri pour les animaux

Les arbres agissent comme des sources de nourriture pour de nombreuses espèces, produisant des fruits, des noix et des graines qui nourrissent les animaux, y compris les humains. De plus, les arbres offrent un abri pour les animaux, créant des habitats variés pour une multitude d'espèces, des oiseaux aux petits mammifères en passant par les insectes. En bref, les arbres sont bien plus que de simples composants paysagers ; ce sont des piliers de la vie sur terre, fournissant nourriture et abri à une diversité incroyable d'organismes vivants.

4.4. Sensibilité des arbres aux changements climatiques

Sécheresses, parasites... La santé des forêts françaises se dégrade et certaines essences faisant aujourd'hui pleinement partie de notre paysage résisteront mal à l'accélération du changement climatique. De nombreux arbres dépérissent sur l'intégralité du territoire métropolitain. Depuis 2018 dans **les forêts publiques**, plus de **300 000 hectares sont touchés**, soit environ 30 fois la superficie de Paris. A terme, 500 000 hectares de forêts domaniales pourraient être impactés. Les simulations climatiques montrent que les aires de compatibilité des essences vont se réduire. Autrement dit, les principales essences de la forêt française vont être de moins en moins adaptées à leur zone géographique actuelle. Cette rétractation des zones de compatibilité pourrait être de l'ordre de 60%. Plus de la moitié de la forêt française verra son faciès modifié d'ici à 50 ans. ^[57]

TROIS CATÉGORIES D'ESSENCES



Figure 46 : Evolutions du type d'essences en fonction de l'évolution du climat en France

Devant le sapin et le hêtre, **l'épicéa** est de loin l'essence **la plus touchée**. Si l'épicéa devrait rester présent en altitude, il est fort probable qu'il **disparaisse des plaines** dans un horizon temporel très rapproché, d'ici un à deux ans.

D'autres essences phares des forêts françaises sont aussi victimes du réchauffement climatique et risquent de voir leur surface s'amoinrir sur l'ensemble du pays. "A cause de la sécheresse, de **nombreuses essences** sont de moins en moins adaptées à leur aire de répartition historique". **Le hêtre présente des signes de dépérissements partiels sur l'ensemble du territoire** et même des mortalités après les sécheresses de 2018 et 2019. Des projections montrent que cette essence, pourtant très représentée en France, **pourrait fortement régresser à l'horizon 2100**. **Le frêne**, essence que l'on rencontre très fréquemment dans l'hexagone est atteinte par la chalarose. Le risque de **disparition du frêne est réel**, sauf si les chercheurs parviennent à terme à trouver une solution permettant au frêne de résister à ce pathogène. De son côté, **le chêne**, roi de nos forêts de plaine, n'est pas épargné par les conditions climatiques. Dans l'Allier, région où cette essence est très bien représentée, quelques conséquences des sécheresses sont déjà visibles.

Un classement des essences a été réalisé notamment en fonction de leur capacité à résister aux évolutions du changement climatique. Sans surprise, **le hêtre et l'épicéa font partie des essences les moins résistantes, et donc à éviter dans la reconstitution des forêts de demain**.

Des essences actuellement en place perdureront, mais seront encouragées de manière ciblée, comme le chêne sessile, le tilleul à petites feuilles, le pin laricio ou le pin sylvestre. En revanche, d'autres sont appelées à se développer : "**le Chêne pubescent paraît prometteur**".

Côté **résineux, le pin maritime, certains autres pins (pin d'Alep, pin Brutia) et le Cèdre** seront **investis de façon large**. "*Ces essences ont vocation à alimenter la filière bois à long terme. D'autres essences de production à croissance rapide, comme le Douglas*" ont été introduites.

La première possibilité est d'utiliser des essences déjà présentes en France, en allant chercher des graines plus au sud, qui proviennent d'arbres déjà accoutumés à un climat plus chaud. La seconde possibilité est d'introduire de nouvelles essences dont l'origine provient d'autres pays, européens ou venant du monde entier comme le chêne faginé du Portugal, le Liquidambar, le Sequoia toujours vert et du Calocèdre venant d'Amérique.

Il est à noter que le Liquidambar a été identifié comme un arbre qui émet plus de COV qu'il n'absorbe d'ozone et donc risque d'augmenter les niveaux d'ozone et que le pin maritime est une espèce très sensible à l'ozone.

Impact sur la croissance des arbres et leur taux de mortalité

Le climat de la France métropolitaine s'est réchauffé de +1,7°C depuis 1900, et ce réchauffement s'est accéléré depuis 1980 (+0,3°C/décennie) (données Météo France). Depuis le début des années 2000, la France connaît des sécheresses estivales plus fréquentes et plus intenses avec un nombre variable de régions touchées.

La sécheresse est le premier déterminant majeur de l'état sanitaire des forêts : les dépérissements suivent les années de sécheresse extrême. Les sécheresses des dernières années (2018, 2019, 2020, 2022) ont fait beaucoup de dégâts, notamment sur **épicéa, sapin, pin sylvestre, hêtre**. Ces **dégâts s'observent** sur les populations vivant **en limite de l'aire climatique** des espèces mais aussi **sur des populations vivant au cœur de l'aire**. Ils s'observent également chez des espèces supposées robustes aux conditions climatiques contraignantes, comme le pin sylvestre.

Les essences forestières les plus durement touchées **subissent** généralement **une altération de leur couverture végétale (jaunissements, rougissements et pertes de feuilles)**, réaction symptomatique des arbres aux changements climatiques.

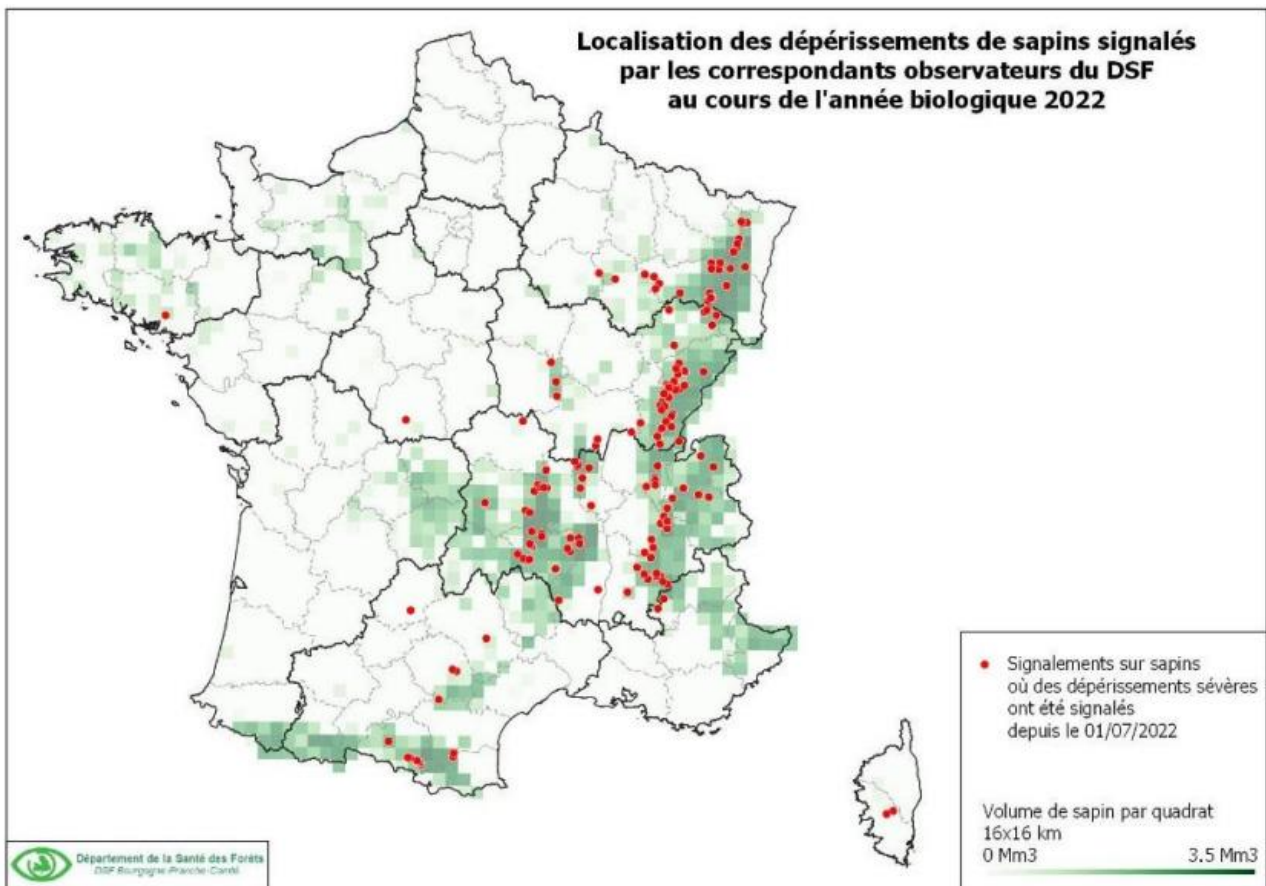


Figure 47 : Signalement de dépérissements de sapin pectiné, observés par les correspondants-observateurs du DSF en 2022

En région Grand-Est, le sapin pectiné a été touché par des rougissements, puis à la sortie de l'hiver 2018-2019, des **mortalités importantes**. Le tout ayant une nouvelle fois favorisé les **attaques d'insectes** sur les peuplements affaiblis, en particulier dans **les Vosges, le Jura, le Massif Central**, mais également dans les Alpes et les Pyrénées.

Les peuplements qui **survivent à une sécheresse** n'en sortent en général pas indemnes. En effet, **le manque d'eau provoque** des **arrêts précoces de la croissance des arbres**, parfois de plusieurs semaines, et des arrêts de la photosynthèse, qui engendrent **une diminution importante de la productivité**, de la **croissance annuelle** (par exemple, -25% dans les chênaies du Nord-Est en 2003), et du puits de carbone ^[58].

En réponse aux sécheresses, les arbres produisent moins de feuilles les années suivantes, réduisant ainsi leur surface transpirante et leurs pertes en eau, et présentent une moindre croissance et une moindre production de graines (Limousin et al. 2012 ; Rambal et al. 2014 ; Csilléry et al. 2020 ; Le Roncé et al. 2021).

Au cours des sécheresses récentes en Europe, les forêts étaient devenues des sources de CO₂ en été, avec des pertes de carbone les années suivantes par mortalité, dépérissement, et une vulnérabilité accrue aux attaques d'insectes et de pathogènes (Jactel et al. 2012).

Le taux de mortalité des jeunes plants lors des plantations a augmenté au cours de la dernière décennie pour atteindre un maximum en 2022 (38% ; DSF 2023). Cette mortalité est attribuée à des causes abiotiques, notamment la sécheresse, dans 92% des cas.

Néanmoins, la grande plasticité de développement des arbres et la sélection naturelle pourraient permettre aux jeunes arbres en cours de croissance une moindre vulnérabilité à la sécheresse arrivés à l'âge adulte que leurs parents.

L'augmentation du stock d'arbres morts s'est accélérée dans les trois dernières années. Une augmentation du stock d'arbres morts de moins de 5 ans est observée (+ 30 %) sur les années 2018/2019. Celle-ci est due aux différents stress climatiques ou sanitaires subis par la forêt.

Le **taux d'arbres morts** n'est **pas homogène sur le territoire** et il **dépend** notamment **des essences présentes et de la gestion des peuplements**. Il est plus **élevé sur le pourtour du Massif central** (environ 10 %), **pour le châtaignier, ce taux peut atteindre localement 50 %**. En France, les dégâts s'observent principalement dans les régions **Grand Est et Bourgogne-Franche-Comté, mais aussi en Auvergne-Rhône-Alpes** (département de l'Ain), et plus localement en Normandie et en Picardie.

La sécheresse frappe des essences épargnées jusqu'alors. Dans le **Grand-Est et en Bourgogne-Franche-Comté**, des **mortalités exceptionnelles de hêtres adultes** ont été observées, en particulier sur l'axe Belfort-Gray (Haute-Saône). Les deux canicules de 2018 et 2019 et la sécheresse ont totalement desséché, voire brûlé les feuilles.

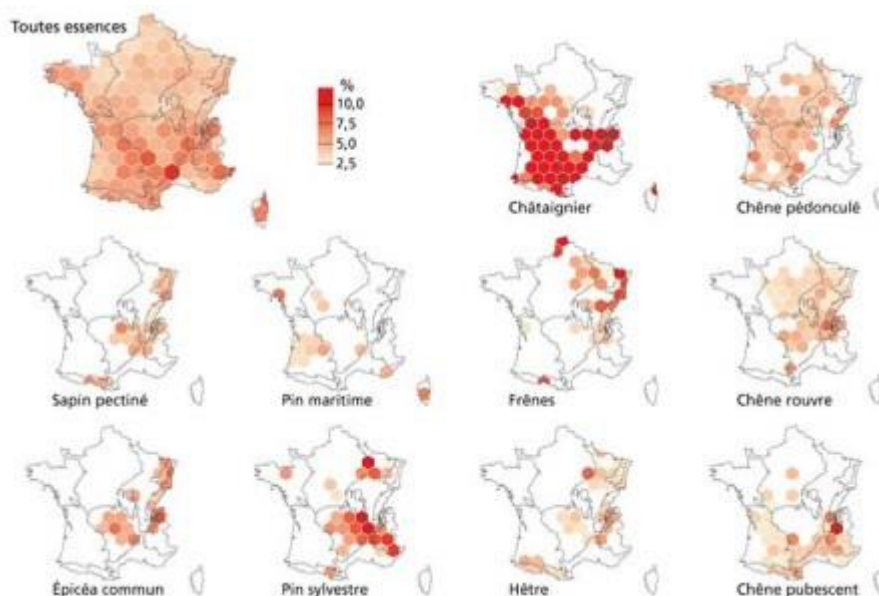


Figure 48 : taux d'arbre mort sur pied par essence de 2015 à 2019

Augmentation du risque d'incendie

Les étés plus chauds et plus secs augmentent le risque d'incendies de forêt en France, ce qui peut entraîner des pertes de couverture forestière, des dommages écologiques et économiques, et des risques pour la sécurité publique. La baisse des précipitations et l'augmentation de la température prévues auront un impact sur la diminution de la teneur en eau des végétaux et donc sur l'augmentation de l'inflammabilité et la combustibilité de la végétation. On peut donc s'attendre à une augmentation du risque d'incendie.

L'évolution du climat devrait favoriser l'extension notamment vers le Nord des formations à pin d'Alep. Or inflammables et riches en combustibles, **les pinèdes donnent plus facilement naissance à un incendie qu'une forêt de feuillus**. De plus, les litières d'aiguilles de pins s'enflamment très vite. Les pinèdes génèrent aussi le maximum de "sautes" de feu d'un peuplement à un autre.

En France, **le risque incendie va particulièrement augmenter dans le Sud-Ouest et les régions de forêts de feuillus, jusqu'ici relativement épargnées, où le risque élevé deviendra la norme dès 2060**. En **2022, les surfaces brûlées ont quadruplé** par rapport à la moyenne de la décennie précédente, principalement dans **la forêt des Landes et les forêts tempérées**. La saison des feux va également s'allonger et le risque de très grands feux augmenter.

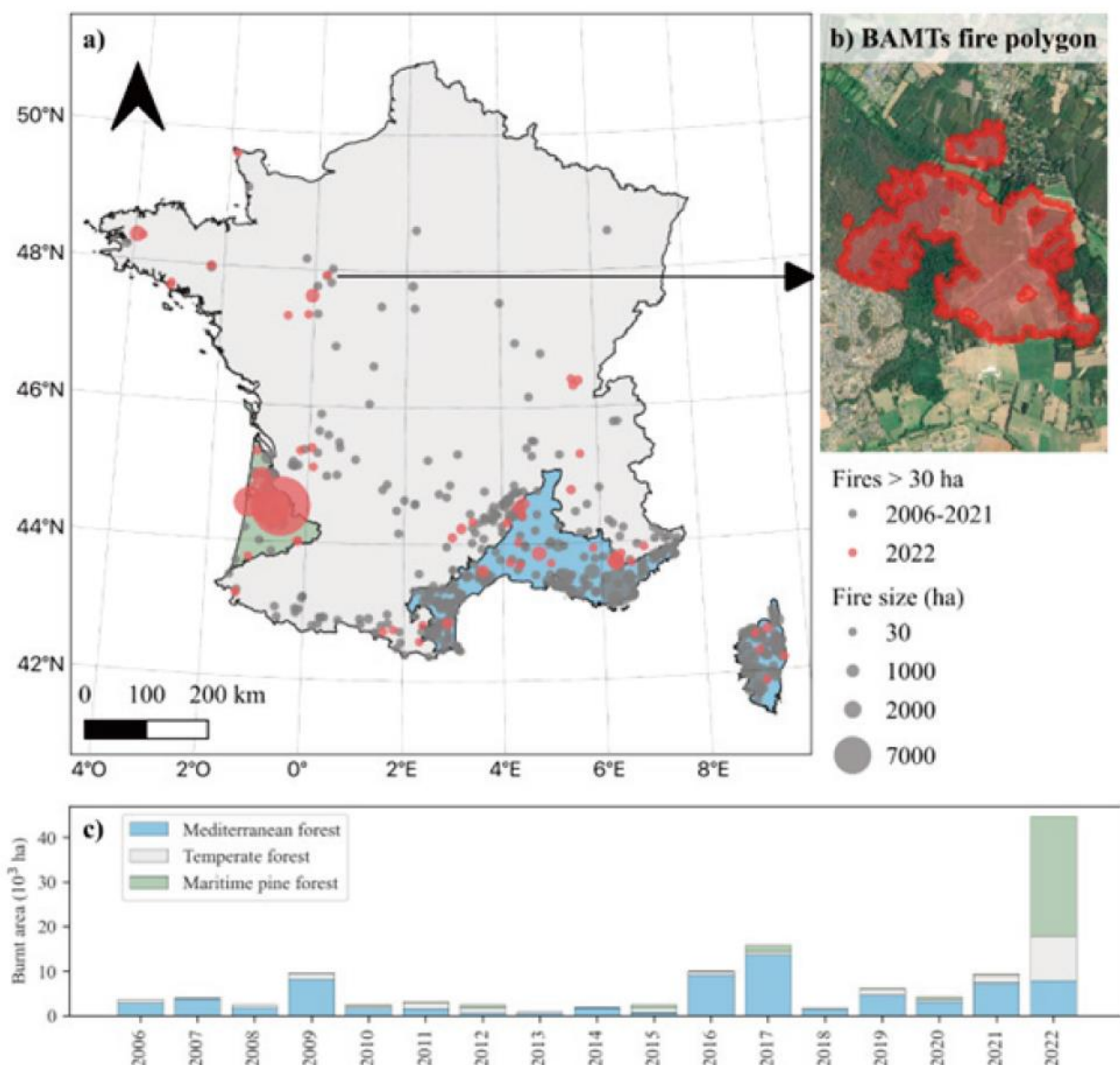


Figure 49 : Surface brûlée en France et augmentation en 2022 des feux dans les Landes (en vert), en Bretagne et pays de la Loire et du Jura (en gris sur le graphique).

Les arbres peuvent être affectés par des périodes de sécheresse prolongées, des températures anormalement élevées en hiver et des gels tardifs ce qui peut perturber leur cycle de vie. ^[59]

Impact sur le fonctionnement des arbres et des écosystèmes

Le **changement climatique affecte** également **le cycle de développement des arbres**. Entre **1950 et 2010**, la **période d'activité des arbres s'est allongée** notablement, reprenant **de plus en plus tôt au printemps** et s'arrêtant **de plus en plus tard à l'automne** (bourgeonnement plus précoce et pertes des feuilles plus tardives) (Menzel et al. 2006), ce qui a contribué à une plus forte productivité des forêts pendant cette période. Depuis la décennie 2010, la précocité des arbres au printemps **les expose** de plus en plus souvent aux **dommages de gels tardifs** (Lenz et al. 2013 ; Vitasse et al. 2018). Cette précocité conduit aussi à une utilisation plus précoce

de l'eau du sol en saison, ce qui épuise plus tôt les réserves et **accentue le stress hydrique²⁵ estival** (Jump et al. 2017).

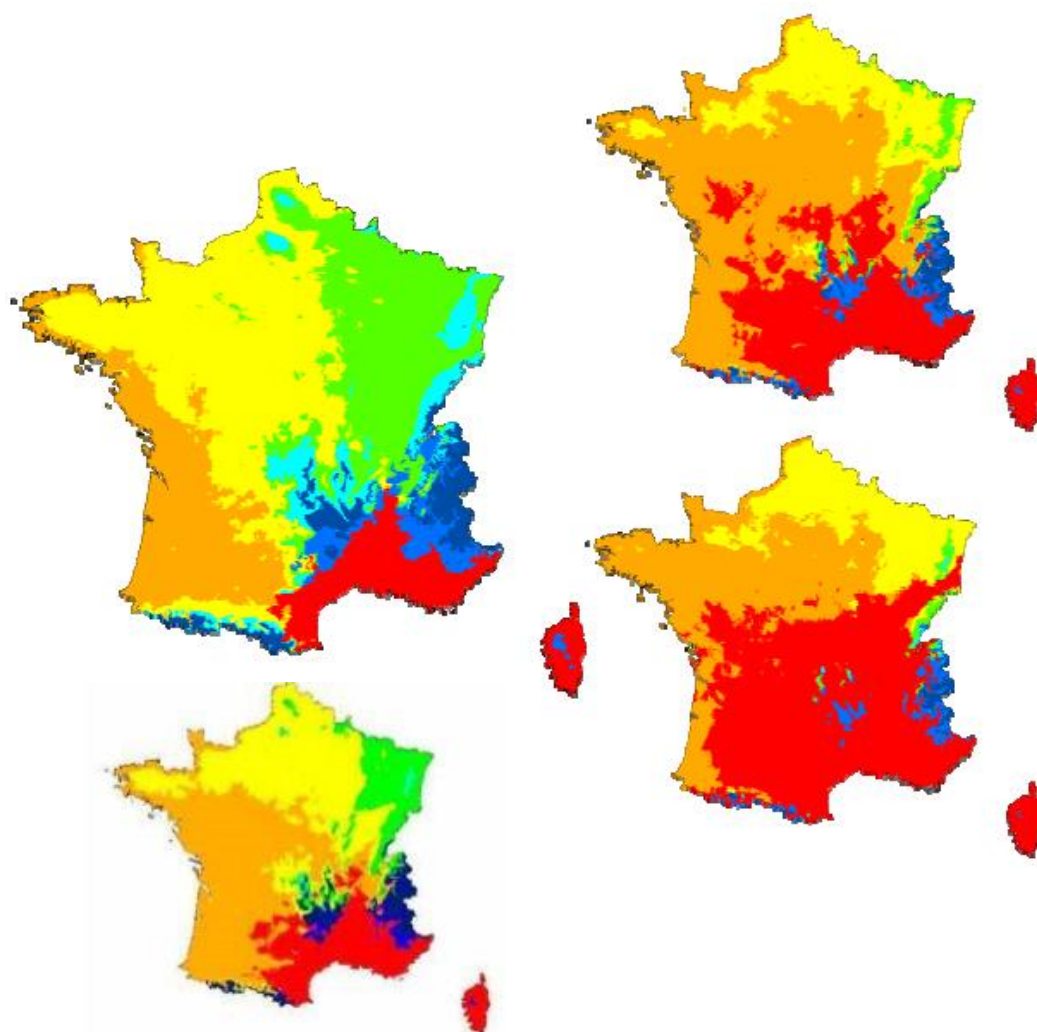
Aujourd'hui, la sécheresse tend, au contraire, à raccourcir la période d'activité des arbres dont les feuilles ont tendance à tomber plus tôt en saison. Ces modifications des cycles de développement entraînent des conséquences sur la croissance, la reproduction et la survie des arbres (Chuine 2010). Les projections des modèles de fonctionnement des arbres forestiers montrent que les tendances déjà visibles de dépérissement vont s'accroître dans les prochaines années et que des essences emblématiques telles que **le chêne, le hêtre, ou encore le pin sylvestre risquent de disparaître d'une grande partie de la France avant la fin du 21^e siècle** (Cheaib et al. 2012).^[58]

Impact potentiel sur la répartition géographique des espèces

Certaines espèces pourraient se déplacer vers des altitudes plus élevées ou des latitudes plus septentrionales en réponse aux conditions climatiques changeantes. Les observations réalisées depuis quelques décennies viennent globalement confirmer les modèles sur la répartition géographique future des essences liée à l'évolution du climat. Les cartes obtenues ne peuvent cependant être assimilées à des aires de répartition futures et les incertitudes restent importantes, tant sur l'évolution du climat que pour la réaction des espèces d'arbres (recul ou progression des espèces) et l'augmentation du taux de CO₂.

Avec les données du modèle ARPEGE de Météo-France en 2100 et selon deux scénarios : B2 et A2, (Badeau et Dupouey, com. pers. 2007), des cartes de répartition potentielle de groupes d'espèces dont la présence/absence est liée aux conditions climatiques ont été établies. **Selon le scénario A2, le groupe méditerranéen occuperait près de la moitié de la France (47,9%)** jusqu'à la Loire et jusqu'en Alsace. **Les groupes atlantique et aquitain étendus vers l'est couvriraient 47,2% du territoire.** Les aires potentielles des autres groupes (continental et montagnards) seraient, sous les mêmes hypothèses, **quasi absentes du territoire français.**^[60]

²⁵ « stress hydrique » = Lorsque la quantité d'eau transpirée par une plante est supérieure à la quantité qu'elle absorbe



		% actuel	% 2100 B2	% 2100 A2	
Montagnard	Groupe 1 (Pin cembro)	5.2	2.3	1.0	■
	Groupe 2 (Aulne incana)	4.1	3.0	2.4	■
	Groupe 3 (Sapin blanc)	6.3	0.1	0.3	■
Plus continental	Groupe 4 (Hêtre)	22.4	3.2	1.2	■
Atlantique nord	Groupe 6 (Châtaignier)	35.6	17.4	16.4	■
Atlantique sud	Groupe 7a (Pin maritime)	17.2	45.9	30.8	■
Méditerranée	Groupe 8 (Chêne vert)	9.1	28.1	47.9	■

Figure 50 : Cartes de modélisation des aires de répartition des espèces arborées

en haut, à gauche : situation actuelle ; en bas, à gauche : en 2050 ;
 en haut, à droite : en 2100 selon B2, en bas, à droite en 2100 selon A2)
 (source : com. pers. V. Badeau et J.-L. Dupouey, 2007)

Evolution pour les principales essences françaises

Le Chêne vert, qui est cantonné actuellement à la zone méditerranéenne et à une mince frange atlantique, à la faveur de climats suffisamment doux, **s'étend en Aquitaine**, et le réchauffement lui ouvre potentiellement de **nouveaux espaces dans l'Ouest** en général. Mais c'est sur la marge méridionale ou inférieure de leur aire de répartition que leur régression sera rapide à cause de l'accroissement du déficit hydrique. Déjà, les dépérissements et mortalités constatés rendent compte d'un fort impact des dernières anomalies climatiques. C'est notamment le cas pour **le Pin sylvestre, dont l'état de santé des populations s'est fortement dégradé** dans le **Valais suisse et les Alpes du Sud**.

Evolution plausible, selon un scénario médian à l'horizon 2050 (fig.44 en bas à gauche), des principales essences françaises ^[59]

- Les Chênes sessile et pédonculé, qui constituent la première essence de la forêt métropolitaine verraient un tiers de leur aire actuelle devenir inhospitalière.
- Le retrait du Hêtre, qui couvre 15 % de la surface forestière de production, pourrait concerner les deux tiers de son aire actuelle, avec un repli vers les massifs montagneux et le nord-est de la France.
- Le Sapin, essence montagnarde à affinité méditerranéenne, pourrait subir un recul de l'ordre de 60 %, sur ses marges méridionales et à basse ou moyenne altitude.
- L'Épicéa, devrait se replier dans l'étage subalpin, sur seulement un dixième de la surface qu'il occupe actuellement, de dévastatrices attaques de scolytes venant amplifier les effets directs du changement climatique.
- Le Pin maritime, surtout présent en Aquitaine et en région méditerranéenne, voit son extension et sa productivité potentielle stimulées par le réchauffement dans la moitié nord de la France, tandis qu'elle se maintiendrait dans le Sud à moyen terme. Son avenir est cependant menacé par l'arrivée probable en France du nématode du pin.

En région Auvergne-Rhône-Alpes, le Schéma Régional de Gestion Sylvicole (SRGS document cadre de la gestion des forêts privées adopté en 2023) donne des préconisations d'essences en fonction des **sylo-écorégions**. ^[73]

	Chêne pédonculé	Chêne sessile	Chêne rouge d'Amérique	Hêtre commun	Châtaignier	Frêne commun	Erables sycomore et plane	Merisier	Noyers (commun, noir et hybride)	Peupliers de culture	Robinier-faux-acacia	Chêne pubescent	Chêne vert
Syloécocorégion IFN	< 600 m	< 800 m	< 800m	> 800 m	< 600 m		< 1000 m	< 800m	< 600 m	< 500 m	< 800 m	< 700 m	< 600 m
Alpes externes du Nord	Possible	Possible	Possible	Recommandé	Possible	A ne pas planter	Recommandé	Possible	Possible	Possible	Possible	Possible	A éviter
Alpes externes du Sud	A éviter	A éviter	A éviter	Possible	A éviter	A ne pas planter	Possible	A éviter	A éviter	A éviter	Possible	Possible	Possible
Alpes intermédiaires du sud	A éviter	A éviter	A éviter	Recommandé	A éviter	A ne pas planter	Possible	Possible	Possible	A éviter	Possible	A éviter	A éviter

Figure 51 : Extrait d'essences recommandées sur la région des Alpes

L'outil BioClimSol facilite le choix des essences à l'échelle de la parcelle en prenant en considération les effets du changement climatique. Cet outil à partir de données terrain et données climatiques propose une palette d'essence potentiellement adaptées en reboisement actuel et futur (cf. figure 52) ^[74].

Listes des Essences (nom français)			
Alisier torminal	Pin à encens	Sapin d'Algérie	Tilleul à grandes feuilles
Bouleau verruqueux	Pin d'Alep	Sapin de Bornmüller	Tilleuls à petites feuilles
Chêne chevelu	Pin de Salzman	Sapin de Céphalonie	Tulipier de Virginie
Chêne vert	Pin laricio de Corse	Sapin de Cilicie	Noyer commun
Erable sycomore	Pin maritime	Sapin de Nordmann	Noyer noir
Hêtre d'orient	Pin noir d'Autrich	Sapin de Turquie	
Mélèze d'europe	Pin Weymouth	Sapin d'Espagne	
Merisier	Poirier sauvage	Sapin du Maroc	
Robinier faux-acacia	Séquoia toujours vert	Sapin du Roi Boris	

Figure 52 : Listes des essences potentiellement adaptées en reboisement

Impact sur la prolifération d'insectes ravageurs et de maladies

Il est probable qu'il n'y aura pas une évolution générale commune pour tous les pathogènes et insectes forestiers, certains risquent d'être favorisés tandis que d'autres pourraient voir leur population diminuer (Jactel, 2004). Ainsi, par exemple, sous **des climats plus chauds, l'oïdium et le chancre du chêne devraient être favorisés** tandis que le **chancre à Xanthomonas du peuplier pourrait disparaître**.

Les **risques sanitaires semblent devoir être plutôt augmentés** que diminués **par le réchauffement climatique** sous l'effet de trois phénomènes principaux :

- Introductions de nouveaux parasites,
- Extension de l'aire de présence (ou virulence) des parasites actuels,
- Fort développement des parasites sur arbres stressés^[61]. Beaucoup de maladies et de ravageurs sont d'origine tropicale et sont favorisés par le réchauffement climatique qui étend leur répartition géographique et augmente leurs survie et fécondité (exemple : Phytophthora ramorum, champignon pathogène très agressif qui attaque un grand nombre d'essences).

Les effets conjugués d'un manque d'eau et des fortes chaleurs sont un terreau fertile à la prolifération d'insectes cambioxyphages²⁶ au sein des peuplements. En s'attaquant aux troncs, ces bioagresseurs engendrent le dépérissement, puis la mort des arbres déjà fragilisés par le climat.

Les dégâts des ravageurs et pathogènes diminuent avec la diversité des essences présentes dans un peuplement (souvent significativement dès deux essences en mélange) et la **diversité génétique** au sein de chacune de ces essences localement (Jactel et al. 2021). Ainsi, les **plantations forestières monospécifiques** sont **toujours plus affectées que les plantations diversifiées et les forêts naturelles**.

Le châtaignier, le frêne et l'épicéa commun particulièrement affectés

-**Le châtaignier**, très affecté par différentes maladies exotiques depuis plusieurs décennies, est l'essence qui présente le plus de signes de dépérissement, touchée de plein fouet par **le chancre** (champignon) dans le **sud de la France**. Par ailleurs, à la faveur des hivers doux et des étés secs depuis les années 2010, on observe une forte augmentation des **foyers d'encre** (champignon) **dans le nord du pays**. Le chêne rouge est également touché par ce champignon.

-Depuis plusieurs années, le **volume de frênes morts** sur pied est en **constante augmentation**. La **chalarose** (champignon) est incontestablement responsable de la hausse des dépérissements récents depuis 2015.

- le taux d'arbres morts de l'**épicéa est élevé pour un conifère** : 4,3 % (+ 0,9 point par rapport à la moyenne). Les étés chauds et secs des années 2018 à 2020 ont favorisé les attaques de **scolytes** (petits coléoptères qui se nourrissent de bois et de la sève des épicéas) et donc encore augmenté sa mortalité. Les scolytes de l'épicéa

²⁶ cambioxyphages : insectes qui, à un stade de leur développement, se nourrissent des tissus situés entre l'écorce et l'aubier

sont des insectes s'attaquant prioritairement à des arbres affaiblis. Quand les conditions climatiques changent (sécheresses, canicule), ils entrent en pullulation épidémique et s'en prennent aux arbres sains. Au contraire des scolytes du sapin, ils sont plutôt coriaces et, même lorsque les conditions de leur apparition initiale ont disparu, leurs pullulations continuent pendant plusieurs années.

Dans les peuplements d'**épicéas du nord-est de la France, une épidémie a marqué l'année 2018**. Une fois infectés, ces résineux dépérissent et meurent. En général, une grande partie des insectes comme les scolytes meurt au stade larvaire avec le froid et la pluie. Mais après la sécheresse de 2018, l'hiver a été particulièrement doux, ce qui a permis aux insectes de survivre. Les attaques d'insectes ont **provoqué des rougissements impressionnants sur les aiguilles des épicéas**.

Le pin, lui aussi, est la **cible de nombreux ravageurs**, qui ont su profiter des conditions climatiques extrêmes des dernières années et de la fragilité des arbres. **En Corse**, notamment, **les pins sylvestres et les pins laricio** sont **touchés par une forte mortalité**. Tout comme les scolytes sur l'épicéa, ces insectes (sténographes, buprestidés, hylésines, pissodes, acuminés) s'attaquent aux pins en consommant les tissus conducteurs de sève et en décollant leurs écorces. Ces insectes sont également à l'origine de dégâts dans **le Nord, en Seine-et-Marne, Essonne et Indre**.

Les peuplements de pin sont également touchés par un champignon : **le sphaeropsis** des pins. Capable de coloniser divers tissus des pins sans causer de dépérissement, il est davantage nocif lorsque l'arbre attaqué se trouve en situation de stress hydrique. Le champignon devient alors pathogène. Il provoque le rougissement des aiguilles et le dessèchement des parties aériennes. Lorsque les arbres sont affectés à plus de 50 %, ils sont condamnés. Sur la **commune de Beaune-d'Allier en Auvergne Rhône-Alpes**, la **combinaison des facteurs sécheresse et sphaeropsis a engendré jusqu'à 80 % de mortalité**.

Le changement climatique ne devrait pas avoir les mêmes conséquences sur tout le territoire français. Un zonage de la France s'inspirant des cartes d'évolution des aires potentielles des essences ainsi que de celle des variations de bilan hydriques est ici présenté à titre indicatif pour la période 2008-2030. ^[60] ^[62]

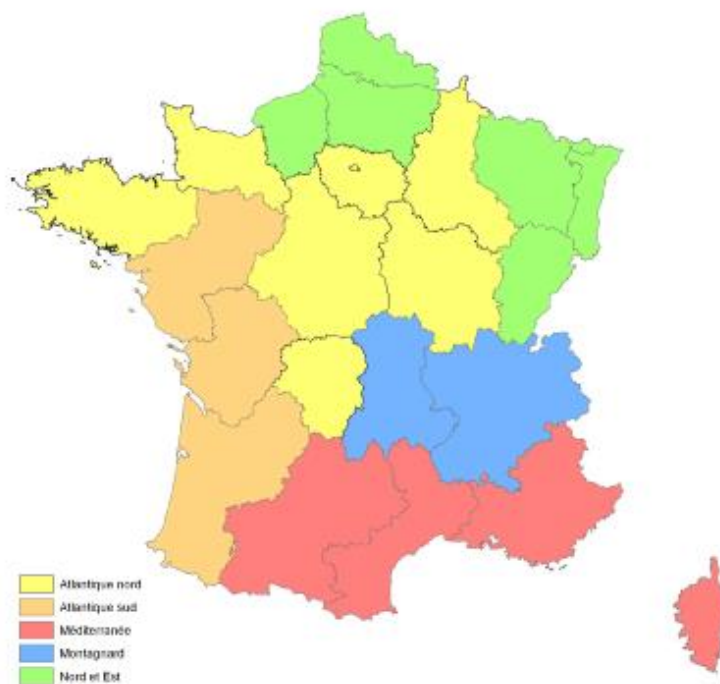


Figure 53 : Proposition de découpage de la France en zones homogènes face au changement climatique

Zone géographique actuelle	Substitution d'espèces	Croissance et vitalité	Incendies	Érosion
Atlantique Nord	--	--	-	-
Atlantique Sud	--	--	--	-
Nord et Est	-	-	-	-
Montagnard (basse et moyenne altitude)	---	---	--	---
Montagnard (haute altitude)	--	-	-	--
Méditerranée	---	--	---	---

Figure 54 : Impact estimé du changement climatique sur les écosystèmes forestiers selon la zone

(Légende impact : -faible ; --moyen ; ---majeur)

Pour chaque zone, le tableau (figure 54) explicite les **principaux effets du changement climatique attendu pendant la période 2008-2030**. Il permet de voir que les mesures prioritaires de préparation des forêts au changement climatique devront toucher en général plusieurs domaines dans chaque zone. Les **zones** qui seront probablement **les plus affectées sont : la zone méditerranéenne, la zone « Atlantique Sud » et les altitudes basses et moyennes en montagne**. Ce zonage devra être remis en question à la périodicité de 5 à 10 ans, en fonction de l'évolution réelle de la situation.

Les forêts françaises font face à des défis majeurs liés aux changements climatiques. Depuis 2018, plus de 300 000 hectares de forêts publiques sont touchés, avec une projection potentielle de 500 000 hectares impactés. Les simulations climatiques indiquent une réduction de 60% des zones de compatibilité des essences, entraînant des modifications significatives du paysage forestier d'ici 50 ans.

Certaines essences emblématiques, telles que, le sapin pectiné, l'épicéa, le hêtre, le frêne, le chêne en plaine sont particulièrement vulnérables.

Un classement des essences en fonction de leur résistance aux changements climatiques place le sapin pectiné, le hêtre et l'épicéa parmi les moins résistants. Suivant les sylvo-écorégions et l'altitude : des essences comme le chêne sessile, le chêne pubescent, le tilleul à petites feuilles, le pin laricio, le pin maritime, le chêne rouge et le cèdre et les sapins méditerranéens sont à encourager pour la reconstitution des forêts. Toutefois, ces préconisations ne peuvent être générales, elles doivent être complétées par un diagnostic de station (type BIOCLIMSOL)

Le réchauffement climatique, avec une augmentation de +1,7°C depuis 1900, contribue aux sécheresses plus fréquentes et intenses, affectant la croissance des arbres, la productivité, et le puits de carbone. Les sécheresses récentes ont transformé les forêts françaises en sources de CO₂, avec une augmentation du taux de mortalité des jeunes plants atteignant 38% en 2022, principalement attribuée à des causes abiotiques comme la sécheresse.

L'augmentation du stock d'arbres morts, concentrée dans le pourtour du Massif central, et le risque croissant d'incendies, notamment dans le Sud-Ouest et les pinèdes, soulignent les impacts du climat sur la santé des forêts. Le changement climatique modifie le cycle de développement des arbres, exposant davantage aux gels tardifs et menaçant la survie d'essences emblématiques d'ici la fin du siècle.

Les ajustements dans la répartition géographique des espèces et l'impact sur la prolifération d'insectes ravageurs et de maladies s'ajoutent à la complexité des défis forestiers en France.

4.5. Production de pollens

4.5.1. La production de pollen par les plantes

Le grain de **pollen joue un rôle essentiel dans la reproduction de la majorité des plantes** ^[63]. Selon les espèces, il est **transporté soit par les insectes -plantes entomophiles- soit par le vent -plantes anémophiles**. Les pollens sont responsables de réactions allergiques appelées pollinoses, qui se manifestent principalement par des rhinites ou des rhino-conjonctivites, et plus rarement par de l'asthme.

Pourquoi le pollen d'une plante est-il allergisant ? Différents facteurs jouent sur le potentiel allergisant du pollen d'une plante ^[64] :

- L'allergie est causée par des **particules protéiques** qui sont **libérées par les grains de pollen**. C'est la nature de ces protéines et **leur quantité** qui **sont responsables de l'allergie**.
- La **taille du pollen** est **importante** également, car **plus un pollen est petit**, plus il est léger, plus il **restera longtemps dans l'air** et plus il pourra pénétrer dans les voies respiratoires hautes.
- La **quantité de pollen** émise dans l'air par la plante a aussi une importance. Plus la plante produit de grains de pollen, plus le risque d'exposition allergique est élevé.

Pour être allergisant, un grain de pollen doit disposer de substances (protéines ou glycoprotéines) reconnues comme immunologiquement néfastes pour un individu donné.

Les pollens allergisants anémophiles sont à l'origine de la majorité des pollinoses, parce qu'ils sont émis dans l'atmosphère en plus grandes quantités et entrent naturellement en contact avec les muqueuses respiratoires et oculaires du fait de leur taille plus réduite.

La prévalence de l'allergie pollinique varie en fonction de l'âge : elle est plus élevée chez l'adulte jeune que chez les enfants et les personnes âgées.

4.5.2. Variabilité régionale des risques allergiques

Les risques liés aux pollens varient selon les régions en raison des différences de végétation et d'intensité des saisons polliniques. La prévalence de certaines essences sur un territoire peut également influencer le risque d'allergie (figure 56). À titre d'exemple, à Lyon, où les platanes sont très nombreux, le risque d'allergie associé à cette essence est considéré comme élevé dans cette ville.

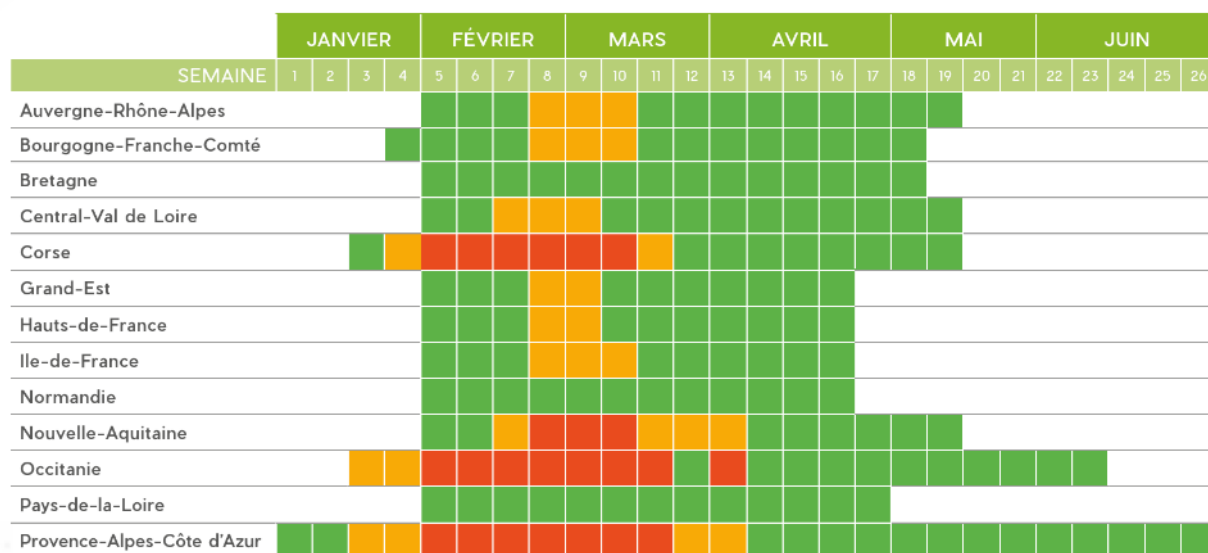
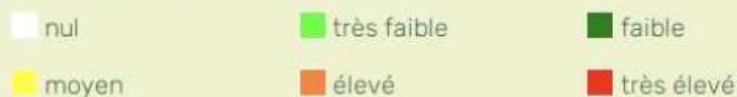
Cyprès au 12 mars 2021



Date de publication : 12 mars

© RNSA 2021

Risque d'allergie d'exposition



Source: RNSA

Figure 55 : Risque d'allergie pour la famille des cyprès le 12 mars 2021 et sur l'année 2022 en France

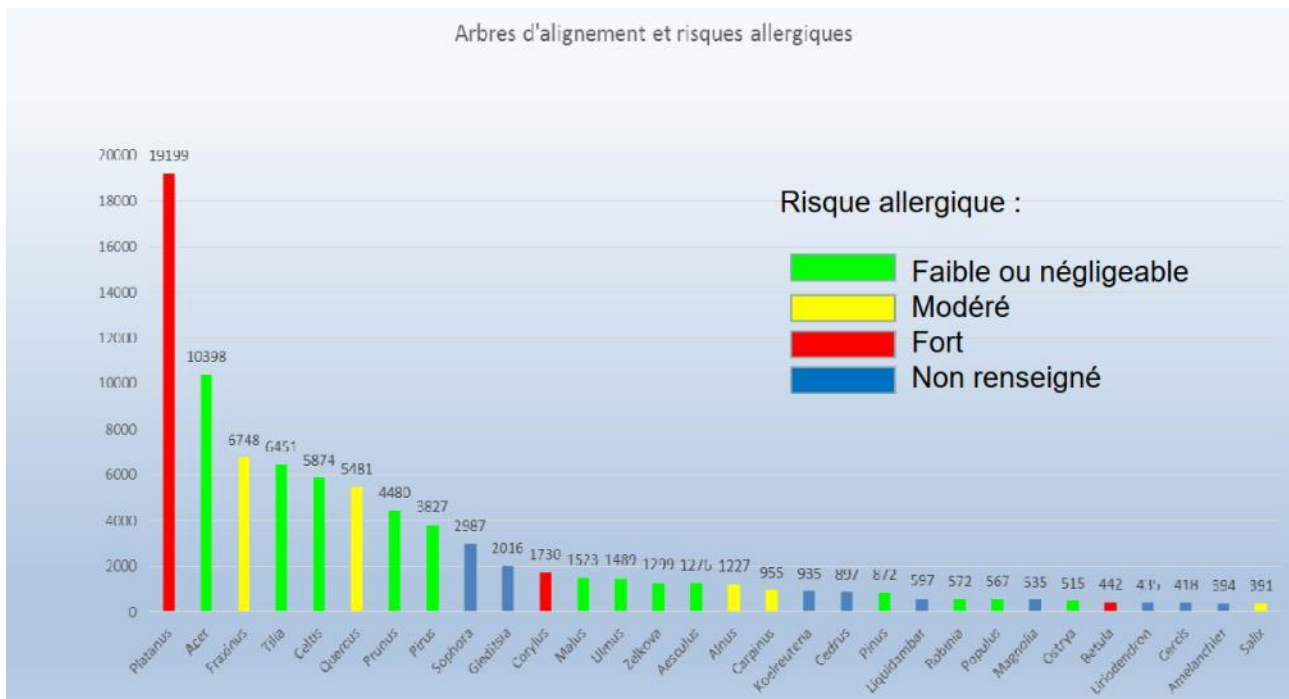


Figure 56 : Risque allergiques des arbres d'alignement à Lyon

Les organismes chargés en France de surveiller les pollens sur l'ensemble du pays (RNSA, AASQA dont Atmo Auvergne-Rhône-Alpes, APSF²⁷) estiment qu'en Auvergne-Rhône-Alpes, les pollens d'**ambroisie**, de **bouleau** et de **graminées** sont ceux qui **présentent le risque allergique le plus fort**.

D'autres essences comme **le Frêne, le Cyprès, l'Aulne** mais également **le platane, le chêne et l'olivier** font parties des espèces les plus allergisantes en Auvergne-Rhône-Alpes.

ARBRES	POTENTIEL	ARBRES	POTENTIEL	HERBACEES	POTENTIEL	HERBACEES	POTENTIEL	
Cyprès		5	Platane	3	Oseille	2	Ortie	1
Noisetier		3	Mûrier	2	Graminées	5	Chenopode	3
Aulne		4	Hêtre	2	Plantain	3	Armoise	3
Peuplier		2	Chêne	3	Pariétaire	4	Ambroisie	5
Orme		1	Pin	0				
Saule		3	Olivier	3				
Frêne		4	Tilleul	2				
Charme		3	Châtaignier	1				
Bouleau		5						

Figure 57 : Potentiel allergisant des pollens les plus courants sur la région Auvergne Rhône-Alpes (de 0 = nul à 5 = très fort)

La **gravité du phénomène dépend de différents paramètres** comme la **phénologie de la plante** (période de la saison pollinique), mais aussi **les conditions météorologiques**, qui déterminent la dispersion des pollens. La saison pollinique couvre plusieurs périodes :

De janvier à avril : c'est la saison des arbres

De mai à octobre : c'est la saison des herbacées

Mais il ne faut pas oublier les phénomènes exceptionnels (émissions plus tardives, plus tôt ou regains), qui dépendent des phénomènes météo.

²⁷ APSF : Association des Pollinarius sentinelles de France

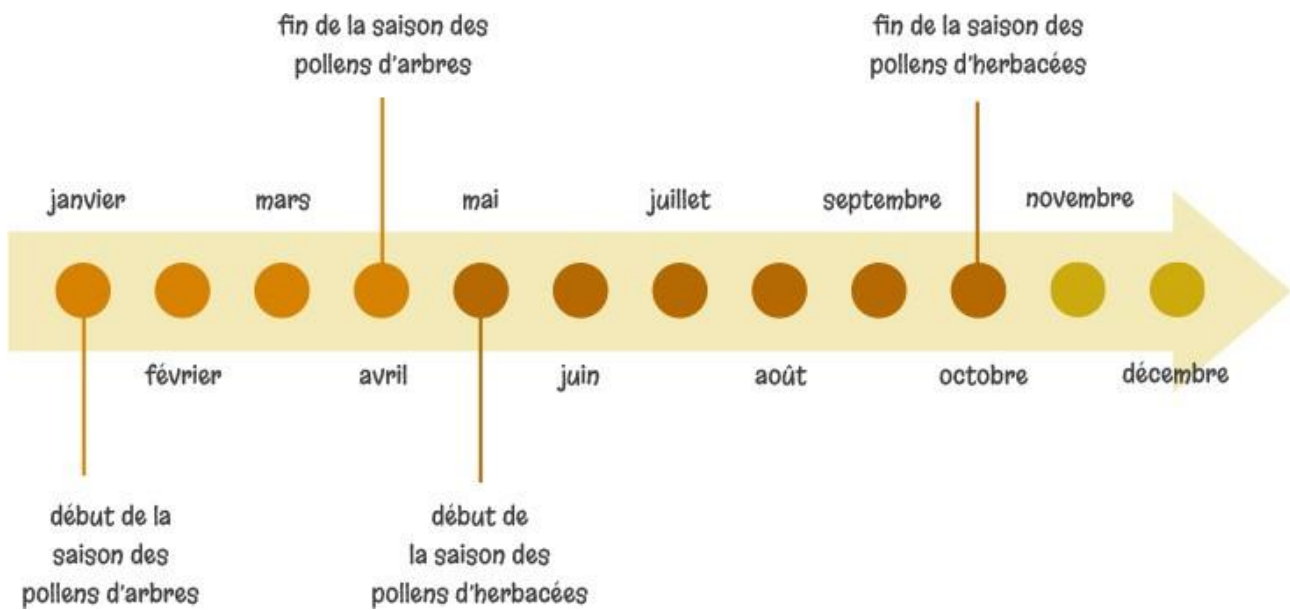


Figure 58 : Frise chronologique des saisons des pollens ⁶⁵

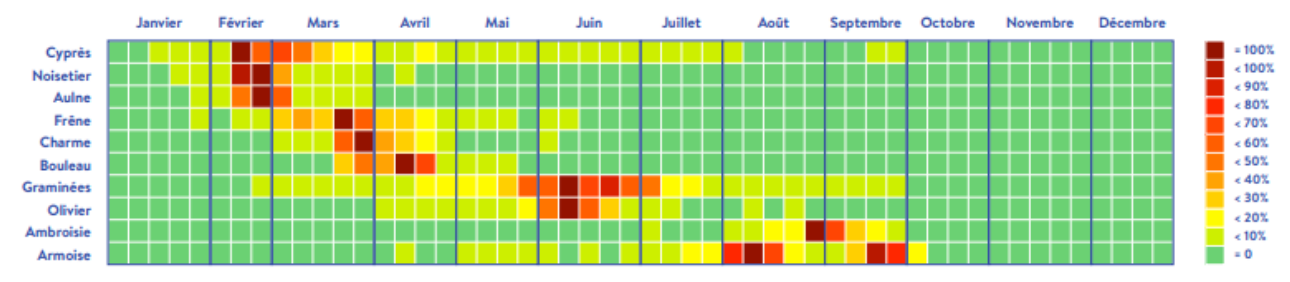


Figure 59 : Répartition saisonnière des principaux taxons polliniques en Auvergne-Rhône-Alpes (sites de mesure situés en Isère et dans le Puy-de-Dôme). Intensité moyenne de présence des pollens pour les trois dernières années (2019-2021)

4.5.3. Interactions entre pollens, polluants atmosphériques et réactions allergiques

Il existe des **relations triangulaires entre pollution, pollens et allergie**. La **pollution** peut à la fois agir sur les pollens **en modifiant leur structure biochimique extérieure** et par là même **leur allergénicité**, et sur les muqueuses respiratoires de l'humain en modifiant sa sensibilité immunologique aux grains de pollens. ^[66]

-Chez **les sujets sensibilisés, les polluants atmosphériques peuvent favoriser la réaction allergique en abaissant le seuil de réactivité bronchique et/ou en accentuant l'irritation des muqueuses nasales ou oculaires**. Par exemple, l'ozone altère les muqueuses respiratoires et augmente leur perméabilité, ce qui engendre une réaction allergique à des concentrations de pollen plus faibles. L'ozone et le dioxyde d'azote augmentent par exemple l'hyper réactivité bronchique en favorisant la production d'anticorps, activateurs de l'allergie. Les particules en suspension modifient également le seuil de sensibilité aux allergènes.

-**Certains polluants peuvent également modifier l'allergénicité des grains de pollen**, par modification de leur paroi et de leur contenu protéique. En entrant au contact d'un polluant chimique, la paroi du grain de pollen se déforme, peut se rompre et libérer plus d'allergènes. Leur petite taille de 0,5 à 4,5 µm leur permettrait ensuite de pénétrer dans le système respiratoire bien plus profondément que la plupart des grains de pollen (entre 20-40 µm en moyenne). Les polluants chimiques peuvent également modifier le contenu protéique des grains de pollen, donc modifier leur potentiel allergisant.

Les particules d'échappement diesel adsorbent les allergènes polliniques, se comportant ainsi en véritables vecteurs facilitant le passage dans les voies aériennes (Charpin 1996 ; Emanuel 1988). Leur faible diamètre (0,2 µm en moyenne) leur permet de pénétrer au plus profond des voies aériennes et pourrait provoquer ainsi des crises d'asthme en présence de concentrations en allergènes inférieures aux seuils habituels d'action clinique et induire une réponse inflammatoire susceptible d'aggraver les troubles respiratoires (Boland et al. 2001; Diaz-Sanchez et al. 1997).

La pollution a également un effet sur les plantes qui, stressées, pollinisent plus.

4.5.4. Pollens et changement climatique

La production et l'émission du pollen sont sous le contrôle de plusieurs facteurs dont la photopériode (durée de jour) et des facteurs climatiques tels que la température.^[66]

Les études publiées ces dernières années montrent que **le changement climatique pourrait influencer sur la production de pollens, notamment en allongeant la durée de pollinisation, en modifiant la répartition spatiale et la pollution atmosphérique**, et ainsi interférer sur les pollens et les pollinoses.

Le nombre de jours pour atteindre un pic de floraison et la quantité de pollen émis peuvent donc varier d'une année à l'autre. Une fois émis, les grains de pollen anémophiles sont transportés par le vent à des distances variables. Les concentrations polliniques décroissent très rapidement dès que l'on s'éloigne de la source : à 300-400 mètres, elles se stabilisent et traduisent une ambiance pollinique moyenne. Les grains de pollen anémophiles peuvent néanmoins être transportés à plusieurs centaines, voire milliers de kilomètres de la source d'émission lors de situations climatiques favorables.

Depuis quelques décennies, la date de début de pollinisation de nombreuses espèces végétales tend à devenir plus précoce, de quelques jours à plus d'une quinzaine de jours, ce qui a pour **conséquence d'allonger la durée de la pollinisation** en moyenne d'une quinzaine de jours. Ce phénomène pourrait être attribué au changement climatique. Cette précocité semble plus marquée pour les plantes à floraison précoce de janvier à avril, qui sont généralement des arbres, alors que pour les herbacées et en particulier les graminées, il n'a pas été constaté de modifications significatives de la pollinisation. La pollinisation de ces dernières pourrait par ailleurs être limitée dans le temps par l'augmentation des canicules et des sécheresses.

Des études expérimentales montrent que l'élévation des températures atmosphériques et de la concentration en CO₂ rend certains pollens plus allergisants. Ainsi, il a été observé que la quantité d'allergènes dans les grains de pollen de bouleau et d'ambrosie augmentait avec la température.

Prévention du développement des plantes allergisantes.

La gestion des plantes allergisantes, notamment en milieu urbain, permettrait de réduire l'exposition de la population aux pollens. Celle-ci peut **viser l'éradication de ces plantes, le contrôle de leur dispersion, la gestion de leur taille ou leur surveillance**. Ces différents moyens de gestion dépendent du type de plantes et du milieu dans lequel elles se développent.

Ainsi, **l'éradication des végétaux à pollen allergisant ne peut être envisagée que pour les plantes qui ne sont pas natives sur le territoire français et les plantes invasives**. En effet, dans un contexte global de conservation de la biodiversité, il est difficilement envisageable de mener des pratiques de destruction de végétaux se développant dans leur région d'origine naturelle. Il en va de même des espèces agricoles.

La production de pollens par les plantes joue un rôle crucial dans leur reproduction, mais elle peut également entraîner des réactions allergiques, appelées pollinoses. Les pollens anémophiles, transportés par le vent, sont souvent responsables de ces allergies. Plusieurs facteurs influent sur le potentiel allergisant du pollen, tels que la nature et la quantité des protéines libérées, la taille du pollen et la quantité émise par la plante.

Les risques allergiques liés aux pollens varient régionalement en fonction de la végétation et de l'intensité des saisons polliniques. La prévalence des allergies dépend également de l'âge, étant plus élevée chez les adultes jeunes. Certains pollens, tels que ceux d'ambrosie, de bouleau et de graminées, présentent un risque allergique plus élevé dans la région Auvergne-Rhône-Alpes.

Des interactions complexes existent entre pollens, polluants atmosphériques et réactions allergiques. La pollution peut altérer la structure des pollens et augmenter la sensibilité des muqueuses respiratoires, aggravant les réactions allergiques chez les sujets sensibilisés. En outre, les polluants atmosphériques peuvent modifier l'allergénicité des pollens en altérant leur paroi et leur contenu protéique.

Le changement climatique a également un impact sur la production de pollens, allongeant la durée de pollinisation, modifiant la répartition spatiale et augmentant la pollution atmosphérique. Des études indiquent que l'élévation des températures atmosphériques rend certains pollens plus allergisants. La gestion des plantes allergisantes, en particulier en milieu urbain, est essentielle pour réduire l'exposition de la population aux pollens, mais elle doit être adaptée au type de plantes et à leur environnement.

4.6. Benchmark des outils de végétalisation existants

La figure suivante présente les principaux outils de végétalisations déjà existants. Ces outils nous renseignent sur les caractéristiques physiques des arbres, les services écosystémiques rendus par les arbres (support de biodiversité, régulation du climat, absorption de polluants), le risque allergique, la compatibilité climatique des essences. Ils pourront servir de base à la constitution d'un guide ciblé sur les essences de la région Auvergne Rhône-Alpes qui absorbent et émettent des composés organiques volatils et de l'ozone.

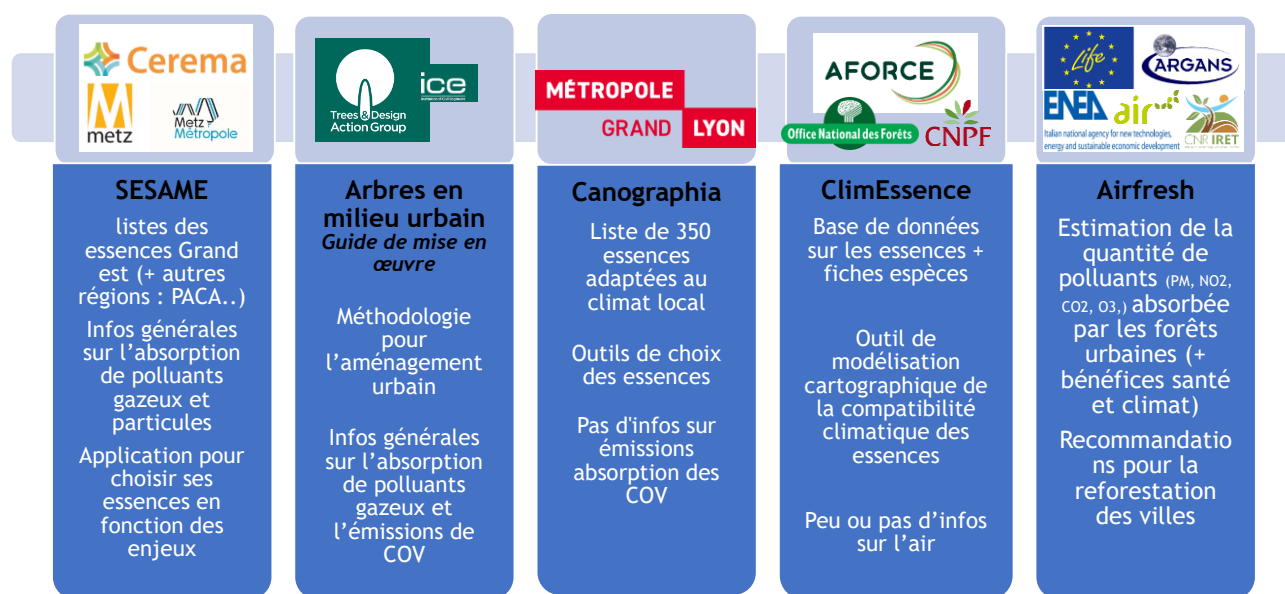


Figure 60 : Recensement des principaux outils de végétalisation existants

5. Conclusions

Cette synthèse bibliographique sur l'ozone et la forêt montre la relation complexe entre ce polluant secondaire et les écosystèmes forestiers. Différents mécanismes d'interactions sont décrits et montrent dans un contexte d'augmentation des niveaux de fond de l'ozone les impacts négatifs de concentrations trop élevés comme les lésions foliaires et des taux de croissance réduits pour de nombreuses espèces. De premières études ont contribué à fixer des seuils d'exposition pour différentes espèces végétales, facilitant ainsi l'établissement de recommandations et de « classements » de la sensibilité à l'ozone.

Les composés organiques volatils biogéniques (COVB) émis par la végétation rentrent pleinement en compte dans la formation de l'ozone et montrent la complexité de la chimie atmosphérique et des stratégies de réduction/adaptation. Les effets cumulatifs du changement climatique sur les interactions entre l'ozone et les forêts présentent des défis supplémentaires car l'augmentation des températures et les modifications des schémas de précipitations influencent la formation de l'ozone et ses impacts physiologiques sur la végétation. Intégrer ces changements induits par le climat et l'ozone dans des modèles prédictifs de végétalisation pour élaborer des stratégies de gestion de la forêt à long terme reste pour le moment encore du domaine de la recherche. Pour autant, dans la suite des travaux, à partir de cette synthèse et la collaboration interdisciplinaire il est possible d'établir un guide de préconisations multicritères et de sensibiliser la profession.



Bibliographie

- [1] LCSQA (Oct. 2015) | L'INERIS quantifie l'effet du changement climatique sur la pollution à l'ozone
<https://www.lcsqa.org/fr/actualite/ineris-quantifie-effet-changement-climatique-pollution-ozone>
- [2] Les dossiers de l'INERIS (Sept. 2020) | Pollution atmosphérique à l'ozone : décryptage
https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/INERIS_Mag_Ozone2020_BDissuHD2.pdf
- [3] WHO - World Health Organization (Déc. 2022) | Pollution de l'air ambiant (extérieur)
[https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health)
- [4] Harrison R. (2015) | CORE | Review of the efficacy of low emission zones to improve urban air quality in European cities
<https://core.ac.uk/works/53947582>
- [5] Sicard P. & al. (2013) | Atmospheric Environment, 79, 705-715 | Decrease in surface ozone concentrations at Mediterranean remote sites and increase in the cities
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1352231013005712>
- [6] DREAL Auvergne-Rhône-Alpes (Fév 2022 ; màj Juin 2023) | Les actions 2022 du Plan régional Ozone
<https://www.auvergne-rhone-alpes.developpement-durable.gouv.fr/les-actions-2022-du-plan-regional-ozone-a21170.html>
- [7] Thera B.T.P. (mai 2021) | Thèse | La pollution photo-oxydante en zone source et au cours de son transport : étude comparée aux moyennes latitudes nord, en Méditerranée et en Afrique de l'Ouest
<https://theses.hal.science/tel-03601206/>
- [8] Fitzky A., Sandén H., & al. (2019) | Frontiers in forests and global change (vol. 2 2019) | The interplay between Ozone and Urban Vegetation—BVOC emissions, ozone deposition, and tree ecophysiology
<https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00050>
- [9] Newland M. J. & al. (2021) | Atmospheric Chemistry and Physics, 21(3), 1613-1625 | Low-NO atmospheric oxidation pathways in a polluted megacity
<https://doi.org/10.5194/acp-21-1613-2021>
- [10] ATMO Auvergne-Rhône-Alpes. (Juin 2023) | Rôle des COV dans la formation de l'ozone troposphérique
<https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/publications/role-des-cov-dans-la-formation-de-lozone-tropospherique>
- [11] Carter W. (2010) | Atmospheric Environment, 44(40), 5324-5335 | Development of the SAPRC-07 chemical Mechanism
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.01.026>
- [12] Kalogridis A-C. & al. (2016) | La Météorologie | Étude des composés organiques volatils biogéniques émis par une forêt méditerranéenne
<https://hal.science/hal-02905640>
<https://doi.org/10.4267/2042/59940>
- [13] Guenther A. & al. (2012) | Geoscientific Model Development, 5(6), 1471-1492 | The Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature Version 2.1 (MEGAN2.1) : an extended and updated framework for modeling biogenic emissions
<https://doi.org/10.5194/gmd-5-1471-2012>
- [14] Laothawornkitkul J. & al. (2009) | New Phytologist, 183(1), 27-51 | Biogenic volatile organic compounds in the Earth system
<https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2009.02859.x>
- [15] Rhew R. C. & al. (2017) | Atmospheric Chemistry and Physics, 17(21), 13417-13438 | Ethene, propene, butene and isoprene emissions from a ponderosa pine forest measured by relaxed eddy accumulation
<https://doi.org/10.5194/acp-17-13417-2017>
- [16] Charlson R. & al. (1987) | Nature, 326(6114), 655-661 | Oceanic phytoplankton, atmospheric sulphur, cloud albedo and climate
<https://doi.org/10.1038/326655a0>
- [17] Houweling S. & al. (2006) | Geophysical Research Letters, 33(15) | Atmospheric constraints on global emissions of methane from plants
<https://doi.org/10.1029/2006gl026162>

- [18] Niinemets Ü., Kännaste A., & Copolovici, L. (2013) | *Frontiers in Plant Science*, vol. 4 | Quantitative patterns between plant volatile emissions induced by biotic stresses and the degree of damage
<https://doi.org/10.3389/fpls.2013.00262>
- [19] Rapport du GIEC (2014) | IPCC | Changement climatique - Rapport de synthèse 2014
<https://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>
https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/SYR_AR5_FINAL_full_fr.pdf
<https://climat.be/changements-climatiques/changements-observees/rapports-du-giec/2014-rapport-de-synthese>
- [20] Saunier A., & al. (2017) | *Atmospheric Chemistry and Physics*, 17(12), 7555-7566 | Effect of mid-term drought on *Quercus pubescens* BVOCs' emission seasonality and their dependency on light and/or temperature
<https://doi.org/10.5194/acp-17-7555-2017>
- [21] Srikanta Dani K.G., Fineschi S., Loreto F. (2015) | *Journal of the Indian Institute of Science* 95(1):1-13 | Biogenic volatile Isoprenoid emission and levels of natural selection
<https://www.researchgate.net/publication/281893721>
- [22] Singsaas E. L., Lerdau M. T., Winter K., & Sharkey T. D. (1997) | *Plant Physiology*, 115(4), 1413-1420 | Isoprene increases thermotolerance of Isoprene-Emitting species
<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC158606/pdf/1151413.pdf>
- [23] Saunier Amélie (2017) | Thèse de doctorat en Sciences de l'environnement | Réponse de la forêt à des scénarios de sécheresse appliqués à moyen et long terme en milieu naturel : étude des COVB du chêne pubescent, principal émetteur d'isoprène en région méditerranéenne
<https://www.theses.fr/2017AIXM0106>
- [24] Yang H. & al. (2017) | *Global Change Biology*, 23(7), 2874-2886 | Chlorophyll fluorescence tracks seasonal variations of photosynthesis from leaf to canopy in a temperate forest
<https://doi.org/10.1111/gcb.13590>
- [25] Calfapietra C. & al. (2008) | *New Phytologist*, 179(1), 55-61 | Isoprene emission rates under elevated CO₂ and O₃ in two field-grown aspen clones differing in their sensitivity to O₃
<https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2008.02493.x>
- [26] Calfapietra C. & al. (2013) | *Tree physiology* (p. 253-284) | Modification of BVOC emissions by changes in atmospheric [CO₂] and air pollution
https://doi.org/10.1007/978-94-007-6606-8_10
- [27] Potosnak, M. J. & al. (2014) | *Atmospheric Environment*, 84, 314-322 | Observed and modeled ecosystem isoprene fluxes from an oak-dominated temperate forest and the influence of drought stress
<https://escholarship.org/content/qt3f1559gc/qt3f1559gc.pdf>
- [28] Guidolotti, G. & al. (2019) | *Plant, Cell & Environment*, 42(6), 1929-1938 | Emission of constitutive isoprene, induced monoterpenes, and other volatiles under high temperatures in *Eucalyptus camaldulensis*
<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1111/pce.13521>
- [29] Paré P. W., & Tumlinson, J. H. (1997) | *Plant Physiology*, 114(4), 1161-1167 | De novo biosynthesis of volatiles induced by insect herbivory in cotton plants
<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC158408/pdf/1141161.pdf>
- [30] Seco R., Peñuelas J., & Filella I. (2007) | *Atmospheric Environment*, 41(12), 2477-2499 | Short-chain oxygenated VOCs : emission and uptake by plants and atmospheric sources, sinks, and concentrations
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.11.029>
- [31] Vangoethem V (2017) | Thèse de Doctorat en Agronomie Bio-Ingénierie Et Chimie | Caractérisation des composés organiques volatils émis par *Fusarium culmorum* et *Cochliobolus sativus* en stress et étude du potentiel en lutte biologique
https://matheo.uliege.be/bitstream/2268.2/3067/4/Vangoethem_Valentine_TFE.pdf
- [32] Owen S.M. & al. (2002) | *Atmospheric Environment*, 36(19), 3147-3159 | Light dependency of VOC emissions from selected Mediterranean plant species
[https://doi.org/10.1016/s1352-2310\(02\)00235-2](https://doi.org/10.1016/s1352-2310(02)00235-2)
- [33] Luchetta L., Valerie S., & Torres L. (2000) | *Pollution Atmosphérique* (no.167); p. 387-412 | Emission of the main biogenic volatile organic compounds in France.
<https://www.researchgate.net/publication/282931951>

- [34] Srikanta Dani K.G & al. (2014) | Trends in Plant Science, 19(7), 439-446 | Evolution of isoprene emission capacity in plants
<https://doi.org/10.1016/j.tplants.2014.01.009>
- [35] Nowak D. (2010) | US Forest Service Research and Development | Air quality effects of urban trees and parks
https://www.fs.usda.gov/nrs/pubs/jrnl/2010/nrs_2010_nowak_002.pdf
- [36] Li L., Qian J., & al. (2014) | Environmental Pollution, 190, 75-81 | Spatial and temporal analysis of air pollution index and its timescale-dependent relationship with meteorological factors in Guangzhou, China, 2001–2011.
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2014.03.020>
- [37] Krämer K., & al. (2010) | Forest Ecology and Management, 259(11), 2213-2222 | Modelling exploration of the future of European beech (*Fagus sylvatica* L.) under climate change—Range, abundance, genetic diversity and adaptive response.
<http://www.will.chez-alice.fr/pdf/KramerForEcoMan2010.pdf>
- [38] ECCOREV - O3HP | Observatoire du Chêne pubescent
<https://www.eccorev.fr/spip.php?rubrique8>
- [39] ANR | Changements environnementaux | Séminaire ANR - 17 et 18 avril 2013 à Toulouse
https://anr.fr/Colloques/Ch-Env2013/fichiers/3_8_diapos-CANOPEE.pdf
- [40] APPA Nord-Pas-de-Calais | JES Amiens 15-16 janvier 2010 | Biosurveillance de la qualité de l'air : le réseau de bio indication de l'ozone par le tabac en Nord-Pas-de-Calais
<https://www.pollens.fr/uploads/media/default/0001/01/4576651950d32509b1d08bd6343334f2af88e557.pdf>
- [41] Sicard, P., & Dalstein-Richier, L. (2015) | Environmental Research, 137, 235-245 | Health and vitality assessment of two common pine species in the context of climate change in Southern Europe
<https://doi.org/10.1016/j.envres.2014.12.025>
- [42] AIRPARIF | Article | Effets sur la végétation (p.2 et p.7)
<https://www.airparif.asso.fr/effets-sur-la-vegetation>
- [43] DREAL et Préfecture Auvergne-Rhône-Alpes (fév. 2023) | Causons d'ozone, la lettre de l'information du plan ozone d'Auvergne Rhône-Alpes n°2
<https://www.auvergne-rhone-alpes.developpement-durable.gouv.fr/causons-d-ozone-no-2-focus-agriculture-a23163.html>
- [44] DREAL et Préfecture Auvergne-Rhône-Alpes (août 2023) | Causons d'ozone, la lettre de l'information du plan ozone d'Auvergne Rhône-Alpes n°3
<https://www.auvergne-rhone-alpes.developpement-durable.gouv.fr/causons-d-ozone-no3-focus-foret-a24279.html>
- [45] ONF (automne 2005) | Rendez-vous techniques n°10 (p.9)
<https://www.onf.fr/+/:180::rendez-vous-techniques-de-lonf-no-10.html>
- [46] ONF (été 2005) | Rendez-vous techniques n°9 (p.10 et 12)
<https://www.onf.fr/onf/+/:181::rendez-vous-techniques-de-lonf-no9.html>
- [47] ATMO Auvergne-Rhône-Alpes (2020) | Rapport | Ozone troposphérique : Etat des connaissances et sensibilité de réductions des émissions de précurseurs et des secteurs d'activités sur les concentrations d'ozone (p.12)
<https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/publications/ozone-tropospherique-etat-des-connaissances-et-sensibilite-des-reductions-de-polluants>
- [48] GARREC Jean-Pierre (2019) | Encyclopédie de l'environnement | Quel est l'impact des polluants de l'air sur la végétation ?
<https://www.encyclopedie-environnement.org/vivant/impacts-polluants-air-sur-vegetation>
- [49] Projet APOLLO, INERIS, chambre d'agriculture, ADEME (2019)
https://opera-connaissances.chambres-agriculture.fr/doc_num.php?explnum_id=183289
<https://presse.ademe.fr/2020/07/apollo-un-outil-pour-mesurer-les-impacts-economiques-de-lozone-sur-les-cultures-agricoles-et-sylvicoles.html>
- [50] Projet APOLLO - INERIS/APCA/ADEME (2020) | Analyse économique des impacts de la pollution atmosphérique de l'ozone sur la productivité agricole et sylvicole
<https://librairie.ademe.fr/air-et-bruit/327-cout-economique-pour-l-agriculture-des-impacts-de-la-pollution-de-l-air-par-l-ozone.html>
- [51] ATMO Bourgogne-France-Comté (2021) | Article | Les effets de la pollution de l'air sur les végétaux
<https://www.atmo-bfc.org/qui-sommes-nous/actualites/les-effets-de-la-pollution-de-l-air-sur-les-vegetaux>

- [52] Gadenne, A. (2017) | Plantes et Santé | Dépolluer l'air des villes le rôle de l'arbre urbain
<https://www.plantes-et-sante.fr/articles/allergie/1287-depolluer-lair-des-villes-le-role-de-larbre-urbain>
- [53] Chaparro, L., & Terradas, J. (2010) | ResearchGate | Ecosystem Services of Urban Forest
<https://www.itreetools.org/documents/302/Barcelona%20Ecosystem%20Analysis.pdf>
- [54] APPANPC - Association pour la prévention de la pollution atmosphérique Nord-Pas-de-Calais (2014) | Végétation urbaine : les enjeux pour l'environnement et la santé
<https://www.appa.asso.fr/wp-content/uploads/2019/10/V%C3%A9g%C3%A9tation-urbaine-les-enjeux-pour-lenvironnement-et-la-sant%C3%A9.pdf>
- [55] Kofel, D. (2023) | Projet de Master EPFL | URBTREES – Quantifying and mapping the impact of urban trees on air quality in Geneva, Switzerland
<https://infoscience.epfl.ch/record/304468>
<https://actu.epfl.ch/news/en-ville-les-arbres-ne-sont-pas-toujours-une-solut/>
- [56] SEGUR F. (18 mars 2021) | CNFPT | Cycle de webinaires sur la qualité de l'air | Biodiversité et qualité de l'air : enjeux et prospective
<https://www.agirpourelair.fr/docs/publications/Fichier-193-134055.pdf>
- [57] ONF - Office national des forêts (2023) | Forêts publiques françaises : quel nouveau visage ?
<https://www.onf.fr/onf/lonf-agit/+8cf:forets-publiques-francaises-quel-nouveau-visage.html>
- [58] l'Académie des sciences (juin 2023) | Rapport | Les forêts françaises face au changement climatique
https://www.academie-sciences.fr/pdf/rapport/060623_foret.pdf
- [59] AFORCE - Adaptation des forêts au changement climatique | Article | Effets attendus du changement climatique sur l'arbre et la forêt
<https://www.reseau-aforce.fr/n/effets-attendus-du-changement-climatique-sur-l-arbre-et-la-foret/n:3254>
- [60] ROMAN-AMAT Bernard (Déc. 2007) | Préparer les forêts françaises au changement climatique
https://agriculture.gouv.fr/sites/default/files/documents/pdf/rapport-changt_climatbra.pdf
- [61] IGN (2021) | Article | Bilan de santé des forêts françaises
<https://www.ign.fr/reperes/bilan-de-sante-des-forets-francaises>
- [62] ONF (2019) | Article | Epicéas, sapins, hêtres... Ces arbres qui souffrent de la sécheresse
<https://www.onf.fr/aux-cotes-des-territoires/+4bd::ces-arbres-forestiers-qui-souffrent-de-la-secheresse.html>
- [63] ANSES (2014) | Article | Exposition de la population générale aux pollens de l'air ambiant : l'Anses fait le point
<https://www.anses.fr/fr/content/exposition-de-la-population-g%C3%A9n%C3%A9rale-aux-pollens-de-l%E2%80%99air-ambiant-l%E2%80%99anses-fait-le-point>
- [64] RNSA (Juin 2016) | Guide d'information | Végétation en ville
<https://www.vegetation-en-ville.org/wp-content/themes/vegetationenville/PDF/Guide-Vegetation.pdf?v=2023.12.04-09.45.41>
- [65] ENCYCLOPOLLENS | Article La dispersion des pollens
<http://www.encyclopollens.fr/la-face-cachee-des-pollens/les-saisons-des-pollens/la-dispersion-des-pollens/>
- [66] ANSES (Janv 2014) | Rapport | État des connaissances sur l'impact sanitaire lié à l'exposition de la population générale aux pollens présents dans l'air ambiant
<https://www.anses.fr/fr/system/files/AIR2011sa0151Ra.pdf>
- [67] Jacopo Manzini, Yasutomo Hoshika, Elisa Carrari, Pierre Sicard, Makoto Watanabe, Ryoji Tanaka, Ovidiu Badea, Francesco Paolo Nicese, Francesco Ferrini, Elena Paoletti (juillet 2023) FlorTree: A unifying modelling framework for estimating the species-specific pollution removal by individual trees and shrubs
<https://doi.org/10.1016/j.ufug.2023.127967>
- [68] <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1618866723000377?via%3Dihub>
- [69] <https://lareleveetlapeste.fr/en-france-certaines-forets-emettent-du-carbone-au-lieu-den-stocker-un-changement-alarmant/>
- [70] <https://www.info.gouv.fr/upload/media/content/0001/06/70271d2b861fd93577b32511f41998aa6f1b8e19.pdf#page=18>

- [71] <https://www.citepa.org/fr/secten/> . https://www.citepa.org/fr/2022_08_b06/
- [72] https://www.lemonde.fr/planete/article/2023/06/06/la-foret-francaise-un-puits-de-carbone-en-peril_6176474_3244.html
- [73] Schéma Régional de Gestion Sylvicole d'Auvergne-Rhône-Alpes, CNPF, 2023
<https://auvergnerhonealpes.cnpf.fr/gestion-durable-des-forets-privees/la-reglementation/les-documents-de-gestion-durable-srgs-psg-cbps>
- [74] <https://www.cnpf.fr/nos-actions-nos-outils/outils-et-techniques/bioclimsol>
- [75] Pierre Sicard, Laurence Dalstein-Richier (mai 2014) | Article | Health and vitality assessment of two common pine species in the context of climate change in southern Europe
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2014.12.025>
- [76] Sicard, P., Hoshika, Y., Carrari, E. et al. Testing visible ozone injury within a Light Exposed Sampling Site as a proxy for ozone risk assessment for European forests. *J. For. Res.* 32, 1351–1359 (2021).
<https://doi.org/10.1007/s11676-021-01327-7>
- [77] Elena Paoletti , Pierre Sicard , Yasutomo Hoshika , Silvano Fares, Ovidiu Badea , Diana Pitar, Ionel Popa, Alessandro Anav, Barbara Baesso Moura, Alessandra De Marco (mars 2022) | Article | Towards long-term sustainability of stomatal ozone flux monitoring at forest sites
<https://doi.org/10.1016/j.horiz.2022.100018>
- [78] Pierre Sicard, Alessandra De Marco, Elisa Carrari, Laurence Dalstein-Richier, Yasutomo Hoshika, Ovidiu Badea, Diana Pitar, Silvano Fares, Adriano Conte, Ionel Popa & Elena Paoletti (juillet 2020) | Article | Epidemiological derivation of flux-based critical levels for visible ozone injury in European forests
<https://doi.org/10.1007/s11676-020-01191-x>
- [79] Alessandro Anav , Alessandra De Marco , Pierre Friedlingstein , Flavia Savi , Pierre Sicard, Stephen Sitch , Marcello Vitale, Elena Paoletti (mars 2019) | Article | Growing season extension affects ozone uptake by European forests
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.020>
- [80] Donato Kofel, Julia Schmale, Ilann Bourgeois Présentation finale –Projet GAIA –Estimation des impacts des arbres urbains sur la qualité de l’air à Genève (Lausanne, août 2023), EPFL.
- Autres rapports ATMO Auvergne-Rhône-Alpes :
- (2020) | Rapport | Etat des connaissances : impact de l’ozone sur la végétation – Emissions de COV biogéniques
<https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/publications/etat-des-connaissances-impact-de-lozone-sur-la-vegetation-emissions-de-cov-biogeniques>

Table des illustrations

Figure 1 : Tendances d'indicateurs d'ozone (pics estivaux en rouge ; moy. annuelle en noir) en Europe de 2000 à 2015 ^[2]	6
Figure 2 : Evolution des concentrations en polluants (moyennes annuelles) depuis 2007 sur la région Auvergne-Rhône-Alpes (données Atmo Auvergne-Rhône-Alpes)	7
Figure 3 : Cartes modélisées de l'ozone en 2022 en région Auvergne-Rhône-Alpes – (En Haut) Carte de la concentration moyenne annuelle - (En Bas) Valeur cible pour la végétation (source : Atmo Auvergne-Rhône-Alpes)	9
Figure 4 : Schéma des principaux mécanismes impliqués dans la formation de l'ozone troposphérique et de l'oxydation des COV primaires, qui font intervenir les cycles des radicaux ROx (en bleu) et des NOx (en noir)	10
Figure 5 : Diagramme isoplèthe représentant les régimes chimiques de formation d'ozone	10
Figure 6 : schéma des relations NOx-COV-O ₃ actuelles (à partir des valeurs de la littérature) (A), et un scénario futur possible après la diminution des NOx et augmentation des COV dans les villes en raison du verdissement (B)	11
Figure 7 : Valeur des indices PCOP et MIR pour quelques COV. Pour les PCOP, les valeurs sont les valeurs maximales trouvées dans la littérature	17
Figure 8 : Estimation de la part biogénique et anthropique des émissions de COV à différentes échelles	19
Figure 9 : Tableau des principales familles de COVB, émissions au niveau mondial et principaux arbres émetteurs	21
Figure 10 : Panel des COV biogéniques	23
Figure 11 : Représentation schématique des relations entre le contrôle par lumière et la température des taux de synthèse de composés organiques volatils biogéniques (COBV) (I), la capacité de stockage intra-plante et les taux d'émissions.....	25
Figure 12 : Parties de la plante susceptibles de produire ou d'émettre des COV	26
Figure 13 : Récapitulatif des facteurs biotiques (lié au vivant) et abiotiques (conditions environnementales non vivantes) influençant les émissions de COVB induits	28
Figure 14 : Rôle- facteurs dans les processus d'émissions de COVB constitutifs et induits	29
Figure 15 : Potentiels d'émissions des COVB par famille d'espèces d'arbres fréquentes dans les zones urbaines du nord/centre et du sud de l'Europe. ^[8]	32
Figure 16 : Méthode de prélèvements COV par tube passif (à gauche) et canister (à droite).....	34
Figure 17 : Analyseur Perkin et méthode de chromatographie	35
Figure 18 : Photographie d'une chambre d'enfermement dynamique mise en place sur la plateforme expérimentale de l'O3HP (Oak Observatory at the OHP), installée depuis 2009 sur le site de l'OHP. 35	
Figure 19 : Moyennes mensuelles de la région Auvergne-Rhône-Alpes	39
Figure 20 : Cartes des écarts des scénarios de contribution été et hiver selon les différents scénarios de coupures. Chaque carte correspond à l'écart entre la carte moyenne d'Ozone du cas de base – le scénario. ΔO_3^{Ant} correspond à l'écart due au scénario de coupure de toutes les émissions anthropiques de la région Auvergne Rhône Alpes. ΔO_3^{Bio} correspond à l'écart due au scénario de coupure de toutes les émissions biogéniques de la région Auvergne Rhône Alpes. ΔO_3^{AntBio}	

correspond à l'écart due au scénario de coupure des émissions anthropique et biogénique. Ô3AntBio correspond au termes non linéaire (voir formulation dans l'étude).....	41
Figure 21 : Cartes des écarts des scénarios de contribution en SOMO35.....	42
Figure 22 : potentiel de formation de l'ozone des émissions de COV avec la méthode des POCP.	43
Figure 23 : Carte du potentiel de formation de l'ozone total dans la région Auvergne Rhône-Alpes (indice POCP)	44
Figure 24 : Stomate intact (à gauche), stomate attaqué par l'ozone (à droite).....	46
Figure 25 : Symptômes d'ozone (tâches jaunes) chez Pinus strobus de Turin (à gauche) et coloration rouge, tâches noires ou brunes sur la face supérieure des feuilles sur l'orme de montagne, Ulmus glabra en Suisse (à droite)	47
Figure 26 : Sensibilité à l'ozone des principales espèces d'arbres ICP Végétation, 2011 (Ulrich et al.2006).....	48
Figure 27 : effets de l'ozone sur la végétation	51
Figure 28 : Tendances pour les années 1990-2010 de l'AOT40 (à gauche) et du PODy (à droite) pour le blé	52
Figure 29 : Schéma spatial des tendances (a) AOT40 et (b) POD0 calculées à l'aide du moindre fit carré linéaire du total annuel sur la période temporelle 2001-2014	53
Figure 30 : Pertes de rendement en pourcentage agrégées sur la France.....	54
Figure 31 : Résultats en termes de pertes économiques en France	54
Figure 32 : Perte de blé (en Kt) sur le domaine France pour l'année 2010 et projection pour les années 2020 et 2030.....	55
Figure 33 : Perte de hêtre et d'épicéa (en milliers de m³) sur le domaine France pour l'année 2010 et projection pour les années 2020 et 2030	56
Figure 34 : Perte de rendement et perte économique pour le chêne pédonculé et rouve et le hêtre .	57
Figure 35 : Mécanismes de piégeage des polluants gazeux et particulaires par les végétaux ⁵⁴	62
Figure 36 : Liste non exhaustive de quelques essences en France en termes d'élimination de polluants de l'air et gaz à effet de serre modérément efficace (jaune) et efficace (vert).....	64
Figure 37 : Absorption nette d'ozone (g arbre-1 jour-1) pour quelques espèces végétales. Les essences avec une absorption nette > 0 forment plus d'ozone que ce qu'elles éliminent (essences non recommandées), et à l'inverse, les essences avec une absorption nette <0 éliminent plus d'ozone que ce qu'elles forment (essence recommandées).....	65
Figure 38 : Bilan net d'ozone et de particules selon les essences d'arbres.....	66
Figure 39 : Comparaison des émissions de COVB, potentiel de formation d'ozone (PFO) et dépôt de PM10 et dépôt O3 entre l'hiver et l'été cantons de Genève.....	66
Figure 40 : Polluants de l'air fixés chaque mois par les arbres à Pékin	66
Figure 41 : photosynthèse au niveau de la feuille	68
Figure 42 : Décomposition puits de carbone Forêt et Produits Bois, depuis 2010 (France Métropolitaine, MtCO2e/an) ^[70]	69
Figure 43 : Bilan net pour le sous-secteur forêt de l'UTCATF, métropole uniquement, en kt CO2e^[71]	70
Figure 44 : Evolution des puits de carbone 2010-2020 par région ^[72]	70
Figure 45 : Refroidissement de l'air par les arbres	72
Figure 46 : Evolutions du type d'essences en fonction de l'évolution du climat en France.....	73

Figure 47 : Signalement de dépérissements de sapin pectiné, observés par les correspondants-observateurs du DSF en 2022	75
Figure 48 : taux d'arbre mort sur pied par essence de 2015 à 2019	76
Figure 49 : Surface brûlée en France et augmentation en 2022 des feux dans les Landes (en vert), en Bretagne et pays de la Loire et du Jura (en gris sur le graphique).	77
Figure 50 : Cartes de modélisation des aires de répartition des espèces arborées.....	79
Figure 51 : Extrait d'essences recommandées sur la région des Alpes L'outil BioClimSol facilite le choix des essences à l'échelle de la parcelle en prenant en considération les effets du changement climatique. Cet outil à partir de données terrain et données climatiques propose une palette d'essence potentiellement adaptées en reboisement actuel et futur (cf. figure 52) ^[74].....	80
Figure 52 : Listes des essences potentiellement adaptées en reboisement.....	81
Figure 53 : Proposition de découpage de la France en zones homogènes face au changement climatique.....	82
Figure 54 : Impact estimé du changement climatique sur les écosystèmes forestiers selon la zone..	83
Figure 55 : Risque d'allergie pour la famille des cyprès le 12 mars 2021 et sur l'année 2022 en France	86
Figure 56 : Risque allergiques des arbres d'alignement à Lyon	87
Figure 57 : Potentiel allergisant des pollens les plus courants sur la région Auvergne Rhône-Alpes (de 0 = nul à 5 = très fort).....	87
Figure 58 : Frise chronologique des saisons des pollens ⁶⁵	88
<i>Figure 59 : Répartition saisonnière des principaux taxons polliniques en Auvergne-Rhône-Alpes (sites de mesure situés en Isère et dans le Puy-de-Dôme). Intensité moyenne de présence des pollens pour les trois dernières années (2019-2021)</i>	88
Figure 60 : Recensement des principaux outils de végétalisation existants	91