



HAL
open science

Dommmages forestiers et pollution à l’ozone dans les réserves naturelles : le cas de l’arolle dans le sud-est de la France -

P. Sicard, N. Vas, V. Calatayud, F.J. Garcia-Breijo, J. Reig-Armiñana, M.J. Sanz, L. Dalstein-Richier

► To cite this version:

P. Sicard, N. Vas, V. Calatayud, F.J. Garcia-Breijo, J. Reig-Armiñana, et al.. Dommages forestiers et pollution à l’ozone dans les réserves naturelles : le cas de l’arolle dans le sud-est de la France -. Forêt Méditerranéenne, 2010, XXXI (3), pp.273-286. hal-03556239

HAL Id: hal-03556239

<https://hal.science/hal-03556239v1>

Submitted on 3 Feb 2022

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L’archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d’enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Dommmages forestiers et pollution à l'ozone dans les réserves naturelles : le cas de l'arolle dans le sud-est de la France

par Pierre SICARD, Nicolas VAS, Vicent CALATAYUD,
Francisco José GARCIA-BREIJO, José REIG-ARMIÑANA, María José SANZ
et Laurence DALSTEIN-RICHIER

Nous avons déjà publié plusieurs articles dans notre revue, sur les dommages forestiers liés à la pollution à l'ozone. Dans cette nouvelle étude, les auteurs nous apportent des éléments complémentaires quant aux dégâts subis par les cembraies du Mercantour, mais aussi des résultats reproduits en chambre de fumigation en Espagne.

Introduction

La photochimie joue un rôle très important dans la chimie atmosphérique ; ainsi, les oxydes d'azote (polluants primaires), émis par les voitures et l'industrie, sont les précurseurs de l'ozone (polluant secondaire). D'autres composés d'origine biotique ou anthropique, tels que les Composés organiques volatils (COV) interviennent aussi dans les réactions de formation de l'ozone. Les COV peuvent provenir soit de la végétation naturelle (isoprène, terpène et autres), soit de l'industrie (essences, solvants et autres). La situation météorologique joue aussi un rôle important sur les niveaux de concentration en ozone, qui peuvent atteindre des valeurs élevées lorsque l'atmosphère devient très stable avec un ensoleillement important. Les temps de vie atmosphérique des précurseurs de la pollution à l'ozone sont suffisamment longs (plusieurs jours) pour leur permettre d'être transportés sur de longues distances, allant de plusieurs centaines à plusieurs milliers de kilomètres. Cet impact à longue distance dépend des conditions météorologiques et géographiques. A la différence des autres polluants provenant de foyers ponctuels, la pollution par l'ozone a donc un caractère régional et une nature transfrontalière.

Un des problèmes majeurs de la société actuelle est d'appréhender les effets de la pollution sur l'environnement naturel et ses conséquences sur la sauvegarde, à plus ou moins long terme, du patrimoine végétal dans son ensemble. L'ozone figure parmi les polluants gazeux les plus impliqués dans les dégâts forestiers, même dans des zones de haute protection naturelle telles que les Parcs nationaux.

De nombreuses études sanitaires révèlent un impact conséquent de l'augmentation des concentrations d'ozone sur la végétation et sur la santé humaine. La végétation subit le mécanisme de dépôt de l'ozone, qui pénètre par les stomates à l'intérieur de la feuille par diffusion moléculaire. Ce mécanisme est fortement dépendant des conditions hydriques de l'air. Les conséquences de ce dépôt sur les feuilles sont à la fois superficielles et internes. Des taches nécrotiques apparaissent sur les feuilles, suite à une exposition de quelques heures à des concentrations ambiantes ($\approx 80 \mu\text{g.m}^{-3}$, le seuil d'information étant fixé à $180 \mu\text{g.m}^{-3}$). L'absorption de molécules d'ozone par la plante agit sur la transpiration et l'ouverture des stomates, ce qui a pour conséquence de réduire le taux d'activité photosynthétique de la plante. Les concentrations ambiantes en ozone affectent, après quelques heures d'exposition, la productivité et le rendement des cultures. Diverses études ont montré l'impact de l'ozone sur la végétation (CONTRAN *et al.*, 2007 ; DALSTEIN *et al.*, 2004, 2005 et 2008; PAOLETTI *et al.*, 2007; ULRICH *et al.*, 2006).

Fig. 1 :
Localisation du Parc national du Mercantour dans le département des Alpes-Maritimes



En Europe, il existe un gradient de concentration en ozone entre le Nord et le Sud, avec des valeurs plus élevées en Méditerranée (EEA, 2005). Cette région est particulièrement sujette à la formation de photo-oxydants : zone densément peuplée, ensoleillement important, fortes températures et les masses d'air polluée en précurseurs sont considérables. Tous ces facteurs favorisent la formation de ce polluant. Le gradient altitudinal intervient avec des concentrations en ozone moyennes plus élevées dans les régions montagneuses. La Méditerranée est une mer entourée de montagnes. Cette caractéristique favorise la formation de brises qui prennent place dans les processus de recirculation de masses d'air et dans la formation de couches réservoirs riches en ozone.

Dans le sud de la France et plus précisément dans le Parc national du Mercantour, des études ont montré que, dans cette zone rurale alpine méditerranéenne, la présence et la quantité importante d'ozone, au niveau local, provenaient d'un transfert, via la mer Méditerranée, d'une pollution générée au niveau régional par le trafic automobile et les rejets industriels issus du littoral de la Côte d'Azur et de la plaine du Pô en Italie (DALSTEIN *et al.*, 2005).

L'agglomération de Marseille, entre autres, engendre des apports supplémentaires de précurseurs et polluants. Les zones rurales sont influencées par la dispersion à grande échelle des divers précurseurs produits aux échelles urbaines et régionales. Les milieux forestiers de cette région deviennent alors les cibles privilégiées de pollutions issues des mégapoles et de leurs modes de transport. Cela se traduit par des atteintes foliaires visibles sur des essences particulièrement sensibles. Cette étude présente les résultats, pour les étés 2006, 2007 et 2008, de concentrations de l'ozone et de dégâts forestiers qui en découlent dans le Parc national du Mercantour

Les travaux, menés par Météo-France en région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA), sur les effets potentiels des changements, s'inscrivent dans une perspective de mise en évidence de tendances d'évolution du climat sur les décennies à venir. Les résultats de cette étude montrent que les températures moyennes peuvent augmenter sur la région PACA jusqu'à $2,1^\circ\text{C}$ à l'horizon 2030 ; $3,1^\circ\text{C}$ en 2050 et $5,2^\circ\text{C}$ en 2080 (ECOFYS - Plan Climat Energie Territoriaux 06, 4 décembre 2008). Les évolutions climatiques et, en par-

ticulier l'augmentation de la température moyenne et de l'intensité du rayonnement, semblent jouer un rôle considérable dans l'augmentation des teneurs en ozone (SICARD *et al.*, 2009). En Europe et notamment en région méditerranéenne, les niveaux de fond d'ozone augmentent progressivement.

Le pin cembro du Mercantour est une essence forestière sensible qui a fait l'objet d'un suivi particulier. Cet article rend compte des résultats des dégâts des cembraies du Parc national du Mercantour et également des dégâts reproduits sur cette essence dans les chambres de fumigation du CEAM (Centro de Estudios Ambientales del Mediterráneo) de Valencia en Espagne, centre de validation européen du ICP-Forests¹. En parallèle, avec la société ACRI-ST et en collaboration avec l'Agence spatiale européenne, dans le cadre du programme PROMOTE, une étude de modélisation a été menée pour suivre les flux d'ozone, depuis le littoral azuréen vers les cimes du Mercantour.

Matériel et méthodologie

Cette étude a été conduite au sein du Parc national du Mercantour, dans le département des Alpes-Maritimes, à 70 km au nord de Nice (Cf. Fig. 1).

Conditions stationnelles des placettes

Pour chaque placette, les conditions stationnelles ont été notées : exposition, altitude, humidité du sol (Cf. Tab. I).

Techniques de mesure de l'ozone

Analyseurs physico-chimiques

Les mesures de deux analyseurs (Environnement S.A : OZONE 41M) du réseau AtmoPACA ont servi de référence pour cette étude. Ces analyseurs sont situés dans le massif du Mercantour, près des pla-

1 - ICP-Forests (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests).

Tab. I :
Conditions stationnelles des placettes étudiées

N°	Nom de la placette	Altitude (m)	Exposition	Coord. Lambert		Déficit foliaire (%)			Humidité des sols *	Facteurs environnementaux	Pédologie
				X	Y	2006	2007	2008			
1	Lausetta	1820	NE	983,63	1922,90	37,3	42,5	41,3	MS	Présence de myrtille et de genévrier nain.	
2	Route de la Lombarde	2250	S	984,75	1922,50	28,5	28,3	28,3	MS	Zone d'éboulis. Présence de fétuques de Haller, pâturin de Chaix, pensée des Alpes, aster des Alpes.	La plupart des placettes du haut pays appartiennent au massif granitique de l'Argentera, la texture du sol est grossière, l'acidité du sol est faible.
2	Col de la Lombarde	2390	SE	984,30	1923,25	37,5	38,5	35,8	S		
3	Vacherie	1850	N	991,90	1916,45	34,0	36,0	33,0	H		
4	Germas	1950	O-NO	992,70	1916,40	32,5	31,3	32,0	H	Développement en sous-bois d'espèces arbustives lié à une diminution de l'activité pastorale.	
5	Pont d'Ingolf 1	1950	S-SO	993,19	1916,78	35,6	33,1	32,5	H	Présence de myrtille, camérisier, sorbier, rosier sauvage, cotonéaster, genévrier nain, rhododendron ferrugineux	Les carences minérales en K et Mg sont repérées dans le sol et retrouvées dans les analyses foliaires (Dalstein, 1997).
5	Pont d'Ingolf 2	1980	SO	992,75	1917,00	30,0	31,0	30,0	MS		
5	Pont d'Ingolf 3	2010	S	992,50	1917,00	22,9	32,5	30,8	MS		
6	Parking Col de Salèse	1975	S	993,51	1915,90	29,8	29,8	29,5	MS	Prairie à rhodoraie, présence de myrtille et de genévrier nain.	
6	Col de Salèse	2031	S-SE	993,56	1916,00	32,0	29,8	28,5	MS		
7	Entrée PNM	1790	S	995,10	1915,00	27,5	35,0	32,5	MS	Fond de vallon. Nombreuses épilobes sur les talus, sorbier et cytise des Alpes.	
8	Valmasque 2	2110	O-NO	1009,50	1913,55	30,3	31,3	34,0	S	Zone d'éboulis. Présence d'adénostyle, valériane des montagnes, fétuques de Haller...	Affleurement antétriasique.
9	Valmasque 1	1990	N	1012,15	1914,78	26,3	26,3	27,5	*MS	Prairie, présence de genévrier nain et de rhododendron ferrugineux.	Terrain sédimentaire présentant des calcaires coquilliers.

* Code d'humidité des sols : H, Humide ; MS, Moyennement Sec ; S, Sec

2- AOT 40 : Accumulated exposure Over a Threshold of 40 ppb
 3 - Mesure $H_{i,j}$: mesure horaire valide d'ozone supérieur à 40 ppb, de l'heure i et du jour j . Le taux de données horaires valides pour le calcul de l'AOT 40 doit être au minimum de 75%. La différence entre les niveaux horaires d'ozone supérieurs à 40 ppb (mesurés entre 8h et 20h légales) et la valeur à 40 ppb est sommée pour la période du 1^{er} mai au 31 juillet de l'année N (AOT40 végétation) et pour la période du 1^{er} avril au 30 septembre de l'année N (AOT 40 forêt).

cettes de pins cembro : un à l'Adréchas (1500 m) et un dans le Cians (1450 m).

Ces appareils fournissent des moyennes horaires qui permettent de calculer l'AOT 40². Son calcul s'effectue sur les données horaires valides d'ozone.

$$AOT\ 40_{\text{végétation}} = \sum_{i=8}^{j=31/07} \sum_{j=01/05}^{i=20} (MesuresH_{i,j} - 40)$$

et

$$AOT\ 40_{\text{forêt}} = \sum_{i=8}^{j=30/09} \sum_{j=01/04}^{i=20} (MesuresH_{i,j} - 40)$$

(3)

Cf. Tab II.

Tab. II :

Seuils européens de protection de la végétation et de la forêt (Directive 2002/3/CE).

Capteurs passifs d'ozone

Neuf sites localisés près des placettes forestières ont été équipés de capteurs passifs (Cf. Fig. 2). Ces capteurs (Laboratoire IVL - Sweden) sont installés à l'air libre,

hors couvert forestier, à environ 1,80 m du sol. Ils sont protégés des intempéries par un plateau métallique. Les données d'un capteur sont utilisables pour plusieurs placettes forestières. Chaque capteur possède une capsule dont l'extrémité fermée contient un filtre imprégné d'une solution absorbant l'ozone. Le gaz migre à l'intérieur du tube, via l'extrémité ouverte, par diffusion moléculaire. Le temps d'exposition est de quatre semaines. L'analyse de l'ozone se fait par chromatographie ionique. Cette technique de mesure a été validée en 2000 (DALSTEIN *et al.*, 2001).

Techniques d'évaluation des dommages foliaires

Déficit foliaire

Pendant les étés 2006, 2007 et 2008, treize placettes situées dans le Parc national du Mercantour, contenant chacune 20 pins cembro, ont été notées suivant les protocoles européens (FERRETTI, 1994 ; PCC, 1998) pour évaluer le pourcentage de déficit foliaire. Le déficit foliaire est estimé par tranches de 5%. Le stade "d'avertissement" est atteint pour une défoliation comprise entre 10 et 25%, l'endommagement est réel pour un pourcentage de perte foliaire supérieur à 25%.

Symptômes d'ozone spécifiques

Le suivi des symptômes d'ozone est basé sur le protocole européen défini par l'ICP-Forests (International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution on Forests, de l'ONU). Cinq arbres bien éclairés sont choisis sur chaque placette.

Pour chaque arbre, cinq branches exposées à la lumière sont prélevées parmi le tiers supérieur du houppier. Les symptômes liés à l'ozone sont recherchés sur une trentaine d'aiguilles de l'année (C), âgées d'un an (C+1) et âgées de deux ans (C+2). Le pourcentage de surface foliaire affectée est ensuite noté.

	Type de station	Valeurs cibles d'AOT 40	Objectifs à long terme	Période de calcul
Protection de la végétation	Périurbaine, rurale, rurale de fond	9000 ppb	3000 ppb	1h, accumulée de mai à juillet
Protection de la forêt	Périurbaine, rurale, rurale de fond	10000 ppb		1h, accumulée d'avril à septembre

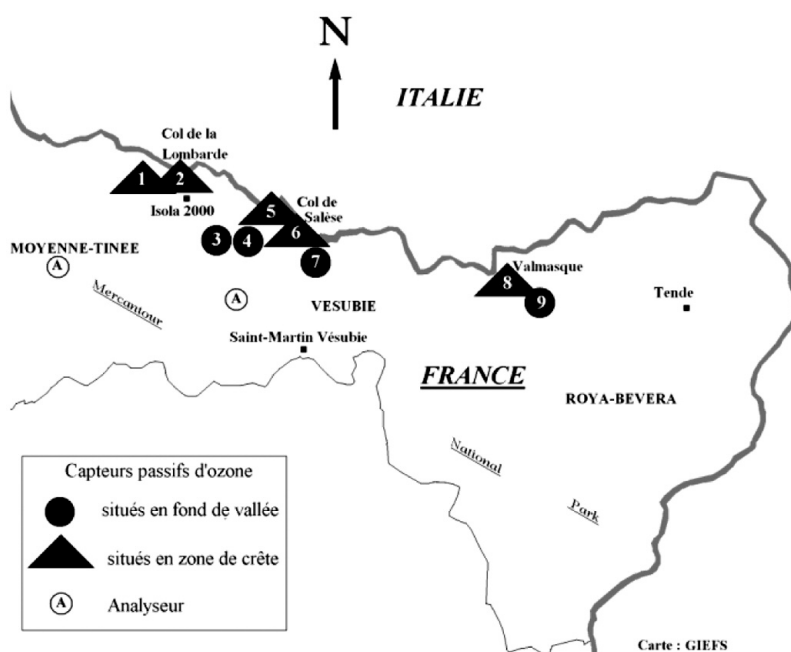


Fig. 2 : Localisation des capteurs passifs d'ozone dans le Parc national du Mercantour

Une étude de ces corrélations a ensuite été menée entre les concentrations en ozone et les symptômes observés, induits par l'ozone.

Suivi des masses d'air dans les Alpes-Maritimes

L'objectif du projet de modélisation qu'ACRI-ST a réalisé était de vérifier si, pour un épisode météorologique, une part des concentrations de polluants constatées sur la zone alpine niçoise est liée aux polluants émis sur la zone littorale où se concentre la majorité des activités humaines du département.

A cette fin, la dispersion d'un polluant, précurseur d'ozone tel que les NOx considérés comme passifs, a été réalisée afin de visualiser la formation, l'évolution et le devenir des panaches issus des deux unités urbaines de Nice et de Cannes-Grasse-Antibes.

ACRI-ST a réalisé une modélisation à l'aide du système de MM5/CALMET/CALPUFF⁴. L'utilisation d'un modèle météorologique comme MM5⁵ est nécessaire de manière à modéliser des écoulements cohérents au niveau des différentes vallées de l'arrière-pays. Nous avons exploité des scénarios choisis de MM5 en conditions limites de CALMET qui a donné les conditions dynamiques de dispersion dans CALPUFF. CALPUFF est un modèle multicouches et multi-espèces et permet de modéliser les effets de conditions météorologiques variant dans l'espace et le temps. Il est totalement interfacé avec le logiciel météorologique CALMET.

Expérimentations en chambre de fumigation et analyses microscopiques

Afin d'étudier les altérations anatomiques engendrées sur le pin cembro par l'ozone, des semis de cette essence, provenant du Parc national du Mercantour, ont été transférés dans les chambres à ciel ouvert de la Fondation CEAM à Benifaió⁶. Les plants ont été cultivés dans des containers de 10 litres remplis à 40% de tourbe de noix de coco, 40% de tourbe, 10% de sable et 10% de vermiculite ; le pH du sol étant proche de 7. Un engrais, à libération lente, a été incorporé (Osmocote plus), avec NPK 20:10:20. Les plants ont été arrosés au moyen d'un système d'irrigation goutte à goutte, deux fois

par jour. Quatre plants ont été placés dans des chambres à air filtré (C.F) et quatre ont été soumis à un traitement enrichi en ozone (Air non filtré plus 40 ppb d'ozone). Deux chambres à ciel ouvert ont été utilisées par traitement. La qualité de l'air, à l'intérieur et à l'extérieur des chambres, a été continuellement mesurée, à des intervalles réguliers, au moyen d'un analyseur d'ozone (Dasibi 1008-AH, Environmental Corp.), régulièrement calibré.

Les pins cembro ont été soumis à fumigation 8 heures par jour, entre 10h et 18h (TU), pendant toute la semaine. L'ozone a été produit à partir de l'oxygène en utilisant un générateur à décharge à haute tension électrique (SA Sir). L'expérience a débuté le 11 mai 2001 et a pris fin le 27 septembre 2001. La concentration moyenne journalière d'ozone était de 41 ppb pour la période de 139 jours d'exposition, la concentration moyenne sur 12 heures (8h - 20h TU) était de 38 ppb. L'AOT 40 a été calculé selon les méthodes décrites par la directive de l'Union européenne (UE, 2002), en utilisant les valeurs moyennes horaires entre 8h TU et 20h TU. Pour la période d'exposition, l'AOT 40 a été de 27515 ppb.h. A la fin de l'expérience, des aiguilles âgées d'un an (C+1) ont été collectées sur tous les pins cembro pour être soumises à une analyse microscopique. Des sections ont été observées et photographiées sous microscope Olympus Provis AX 70 équipé d'un appareil photographique Olympus Camedia C-2000 Z.

Résultats et interprétations

Conditions stationnelles des placettes

Les résultats des conditions écologiques des placettes confirment une végétation typique des espaces subalpins (altitude oscillant entre 1790 et 2390 m), avec prépondérance de rhodoraies et de myrtilles, traduisant une recolonisation végétale liée à la baisse du pastoralisme. L'alimentation hydrique est relativement bonne avec une majorité de sites en condition moyenne d'humidité. La texture grossière du sol, typique du massif cristallin granitique, entraîne des carences minérales en ions K⁺ et Mg²⁺, visibles par le jaunissement des extrémités d'aiguilles (Cf. Tab. I).

4 - ACRI-ST a choisi de modéliser la dispersion d'espèces passives parce qu'en premier lieu, aucun inventaire d'émissions suffisamment fin au niveau du département des Alpes-Maritimes n'était disponible lors de la réalisation de l'étude. En second lieu, la modélisation de la formation et du transport de polluants secondaires comme l'ozone nécessite de connaître les apports extérieurs au domaine : transport large échelle. L'objectif était donc davantage de caractériser de façon qualitative plutôt que quantitative les apports de polluant en provenance des agglomérations de la Côte d'Azur sur la zone d'intérêt.

5 - Avec MM5 modèle météorologique de type pronostic (NCAR, National Center for Atmospheric Research), CALMET, code météorologique de type diagnostique (Earth Tech.) et CALPUFF, code instantané de dispersion de bouffées gaussiennes de seconde génération (Earth Tech.)

6 - Valencia, est de l'Espagne, 39°16'14.8"N, 00°26'59.6W, 30 m d'altitude

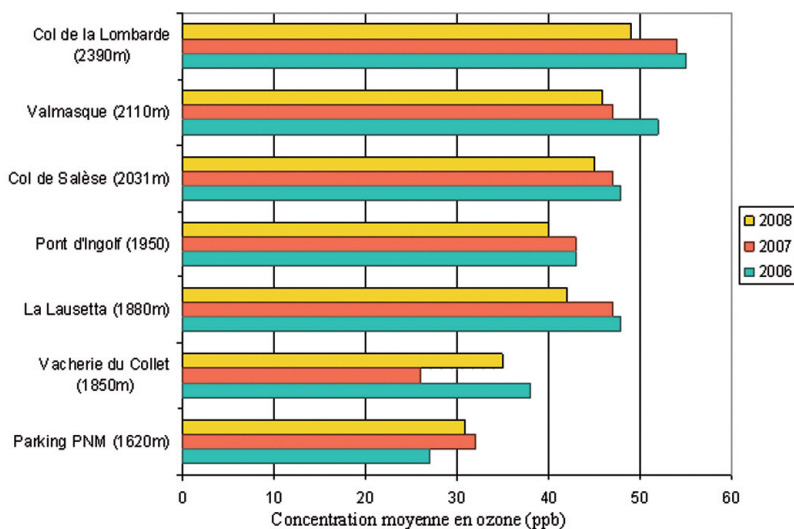
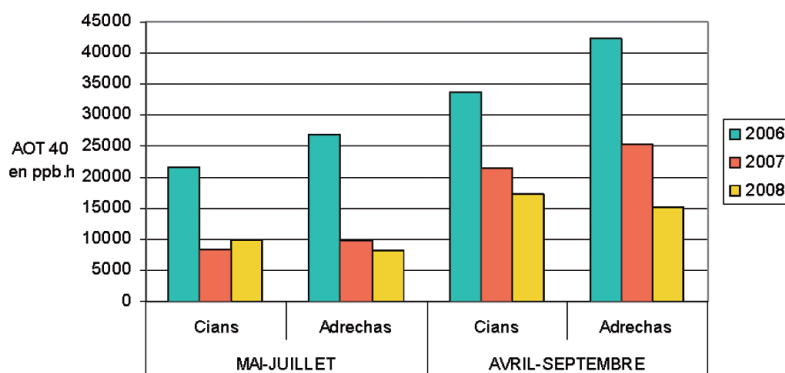
Les concentrations en ozone

Analyseurs physico-chimiques

Les deux stations de montagne (Cians et Adrechas) ont largement dépassé les valeurs cibles retenues d'ici 2010, aussi bien pour l'ensemble de la végétation (9 000 ppb calculés entre mai et juillet en moyenne sur cinq ans), que pour les arbres (10 000 ppb calculés entre avril et septembre, Cf. Fig. 3). L'objectif de protection de la végétation (3 000 ppb) a été dépassé. Située à 70 km au nord de Nice et à 1500 m d'altitude, le site de montagne de l'Adrechas a enregistré les valeurs d'AOT 40 les plus fortes en 2006 et 2007. Les doses seuil pour la protection de la végétation et de la forêt ont été multipliées par un facteur 1,5 à 4 (Cf. Fig. 3). Compte-tenu des résultats obtenus, les dépassements systématiques de seuils peuvent expliquer les dégâts, visibles et/ou physiologiques, repérés sur l'ensemble de la végétation : her-

Fig. 3 (ci-dessous) :
Valeurs d'AOT 40 calculées pour les deux analyseurs

Fig. 4 (en bas) :
Concentrations en ozone, mesurées par capteurs passifs, pour les étés 2006 à 2008.



bacée, arbustive ou arborée. Ces deux stations sont soumises aux masses d'air remontant les vallées du Var, de la Tinée et de la Vésubie depuis la côte azurée.

Capteurs passifs d'ozone

En règle générale, plus l'altitude augmente et plus la concentration en ozone est élevée (Cf. Fig. 4). Un gradient altitudinal des concentrations en ozone est donc observé. Quelles que soient les années, les deux capteurs situés en fond de vallée (Entrée PNM et Vacherie du Collet) enregistrent les taux d'ozone les moins élevés.

Il faut noter que, sur ces placettes du Mercantour, les altitudes sont relativement élevées, oscillant entre 1650 m à 2390 m, limite de la végétation arbustive. Pour chaque site, les niveaux moyens sont très proches et évoluent avec un même profil.

Typologie des stations d'altitude

Les stations d'altitude, se différencient des autres stations, par des teneurs moyennes plus élevées. Les concentrations mesurées sont quasi constantes sur une période de 24 heures, tant en été qu'en hiver. Sachant qu'en altitude la convection orographique interdit la formation d'une couche stable au voisinage de la surface, la concentration en ozone varie donc peu au cours de la journée, et est représentative de l'atmosphère libre.

Il existe une typologie des stations d'altitude pour l'ozone dont les caractéristiques sont les suivantes (SICARD, 2006 ; SICARD *et al.*, 2009) :

- niveaux moyens annuels élevés,
- concentrations maximales la nuit,
- valeurs médianes annuelles élevées,
- nombre de dépassements du seuil journalier $65 \mu\text{g}/\text{m}^3$ maximum (Directive 2002/3/CE),
- nombre de dépassements du seuil horaire $180 \mu\text{g}/\text{m}^3$ minimum (Directive 2002/3/CE),
- distinction été/hiver peu marquée. Les maxima horaires et les percentiles 98 ne présentent pas de distinction particulière pour ces deux sites (Cf. Tab. III).

Plusieurs explications sont possibles pour montrer ces niveaux moyens élevés en ozone.

En altitude, l'air pur favorise le maintien de l'ozone dont les niveaux moyens sont plus forts qu'en agglomération. Si l'ozone est "fabriqué" dans les vallées avec les gaz

d'échappement et les rejets industriels, il remonte à la faveur du phénomène d'inversion des températures : le soleil réchauffant d'abord les flancs supérieurs des montagnes, si bien que, le matin, il fait plus froid en fond de vallée qu'en altitude, où l'ozone stagne pour former des "couches réservoir".

Les concentrations en ozone dépendent fortement de la dynamique de la couche limite et de la production photochimique. A ces altitudes, le rayonnement solaire est particulièrement efficace. De plus, la hauteur de la couche de mélange est maximale en journée en altitude et induit une dilution et une homogénéisation de l'ozone d'où des concentrations moyennes plus faibles en journée. Puis, la hauteur de la couche de mélange diminue et provoque un confinement, d'où des concentrations plus élevées la nuit.

Les sites en altitude sont moins influencés par la destruction de l'ozone par les oxydes d'azote. En effet, les concentrations en NO_x, émis principalement par les transports routiers, sont faibles en montagne. Par ailleurs, il y a des émissions de COV biogéniques, émis par la végétation, qui peuvent accroître la production d'ozone.

Les concentrations plus élevées la nuit, peuvent s'expliquer par la chimie de nuit du radical NO₃. De nuit, la concentration en radicaux OH· décroît rapidement et la chimie en phase gazeuse est régie via le radical NO₃. La chimie de l'isoprène et des monoterpènes, composés émis par les feuillus, avec le radical NO₃, engendre la formation d'ozone la nuit. Dans les stations d'altitude, il peut y avoir des concentrations élevées en isoprène de nuit par remontée des masses d'air et donc formation d'ozone.

La dégradation de l'acétone, présent en quantité importante de jour comme de nuit en zone rurale, engendre la formation de radicaux OH· et HO₂. Or, ces radicaux font partie du principal cycle de production d'ozone troposphérique (FOLKINS *et al.*, 2000). La constante de vitesse globale de dégradation de l'acétone augmente avec l'altitude, alors que la constante de disparition de l'acétone par réaction avec OH· diminue. Ceci pouvant expliquer les concentrations plus importantes dans les stations d'altitude, de jour comme de nuit.

Il est vraisemblable qu'une partie de l'ozone provienne de la stratosphère par intrusion au sein de la troposphère. Approximativement 10% de l'ozone troposphérique a une origine stratosphérique (FUSCO et LOGAN, 2003). L'ozone d'origine

	Cians	Adrèchas
Concentration moyenne (ppb)	39,9 ± 2,0	44,0 ± 3,3
Percentile 25 (ppb)	32,3 ± 1,1	37,0 ± 2,5
Médiane (ppb)	39,0 ± 1,8	42,9 ± 2,8
Percentile 98 (ppb)	65,5 ± 5,7	68,2 ± 8,4
Maximum horaire (ppb)	83,7 ± 14,7	86,1 ± 13,0
Nombre de valeurs horaires > 180 µg.m ⁻³	2,3 ± 4,0	9,7 ± 16,7
Nombre de valeurs journalières > 65 µg.m ⁻³	277,3 ± 4,0	311,7 ± 40,4
AOT 40 végétation (ppb.h)	13298 ± 7188	14930 ± 10423
AOT 40 forêt (ppb.h)	24114 ± 8482	27530 ± 13677

stratosphérique représente 18% des teneurs mesurées dans les stations européennes. Dans les stations d'altitude les échanges entre la haute troposphère et la basse stratosphère sont cruciaux.

L'effet de Föhn : ce phénomène engendre une légère augmentation de l'ozone en été dans les vallées alpines (STEINBACHER *et al.*, 2004). La région de Milan et de la vallée du Pô sont des régions densément peuplées et fortement industrialisées caractérisées par des concentrations en polluants anthropiques et ozone des plus élevées en Europe (PRÉVÔT *et al.*, 1997). En été, l'air circule de la vallée du Pô vers les Alpes. Ceci peut expliquer les fortes teneurs en ozone rencontrées dans les deux stations d'altitude alpines et provenant de la région de la vallée du Pô par l'effet de Föhn.

Mouvement des masses d'air

Le domaine d'étude est constitué d'un maillage horizontal d'environ 70 km X 120 km dont la taille de maille est fixée à 2 km. Une résolution aussi fine est rendue nécessaire par l'escarpement de la zone d'étude. Il s'étend entre Le Muy à l'ouest et Menton à l'est, et entre Le Trayas au sud et Saint Dalmas le Selvage au nord, dans la vallée de la Tinée. Ce domaine contient les vallées menant au Parc national du Mercantour (vallées du Var, de la Vésubie, de la Gordolasque, de la Tinée et du Cians). Les émissions des cinq grandes sources industrielles ont été considérées dans le modèle CALPUFF en tant que sources ponctuelles. Les autres émissions (transports routier et non routier, résidentiel) ont été modélisées à l'aide de sources volumiques réparties sur la grille météorologique. Les émissions ont donc été considérées comme émises au niveau du sol.

Tab. III :
Caractéristiques (Directive 2002/3/CE) des stations d'altitude (Cians et Adrèchas) pour l'ozone sur la période 2006-2008.

Fig. 5 a-b :
Dispersion des oxydes
d'azote à 7h et 12h GMT
dans les Alpes Maritimes.

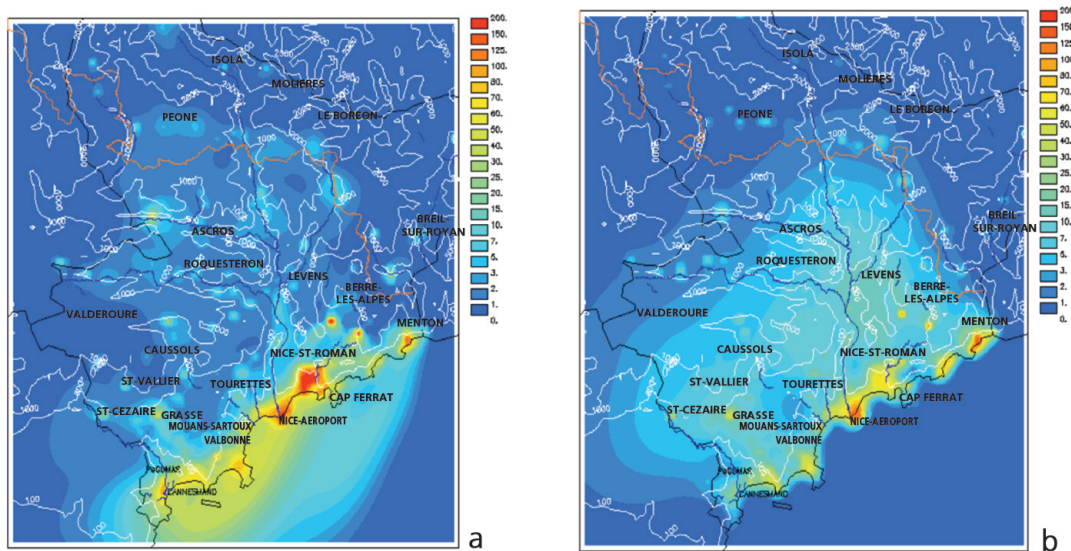
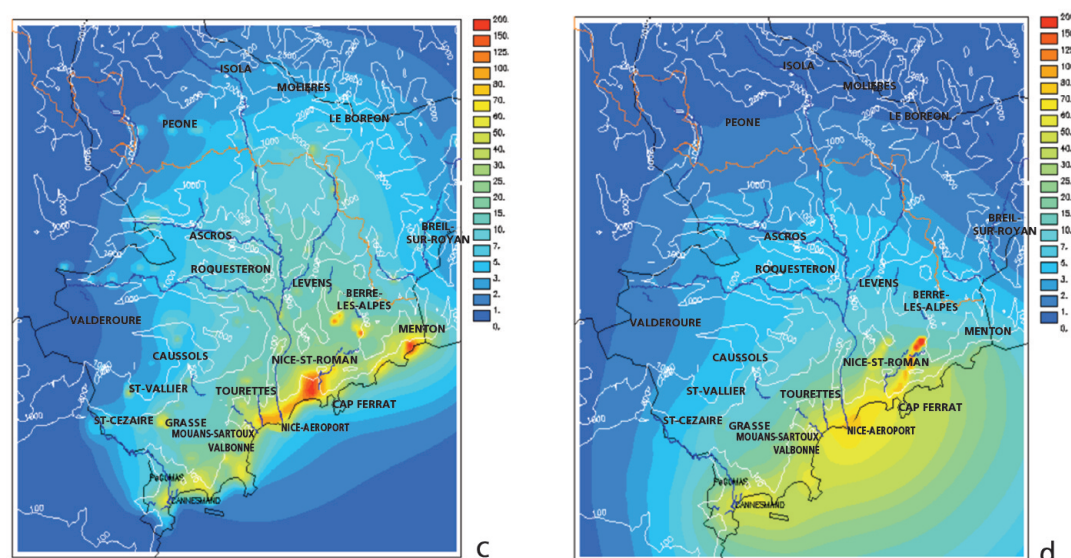


Fig. 5 c-d :
Dispersion des oxydes
d'azote à 18h et 0h GMT
dans les Alpes Maritimes.



Les sorties horaires du modèle de dispersion CALPUFF ont été cartographiées pour l'ensemble des pas de temps constituant la période de simulation. Les figures 5 représentent, la dispersion des oxydes d'azote à quatre moments-clés de la journée : 7h, 12h, 18h et 0h (GMT) pour la journée du 3 août 2007. On peut constater que, dans des conditions météorologiques non perturbées, le panache des unités urbaines, de Nice et de Cannes-Grasse-Antibes, balaye l'arrière-pays au gré des vents de vallées. A partir de 7h GMT, le développement d'activités sur la zone littorale entraîne la production de polluants primaires. Dans la matinée, l'installation de brises de mer favorise alors le déplacement des masses d'air par les différentes vallées vers le Moyen-Pays pour ensuite atteindre les crêtes du Mercantour. Ce transport des précurseurs favorise la formation d'ozone dans l'arrière-pays et son transport vers le Mercantour. Enfin, les oxydes d'azote

parcourent le chemin en sens inverse avec l'apparition de brises de terre en fin de journée.

La modélisation de la dispersion des NO_x a permis de mettre en évidence les apports en provenance du littoral vers le Parc national du Mercantour. Les apports liés aux éventuelles accumulations de polluants au large et au transport à grande échelle n'ont pas été pris en compte (polluants sortant du domaine de calcul).

Déficit foliaire et symptômes spécifiques d'ozone

Déficit foliaire

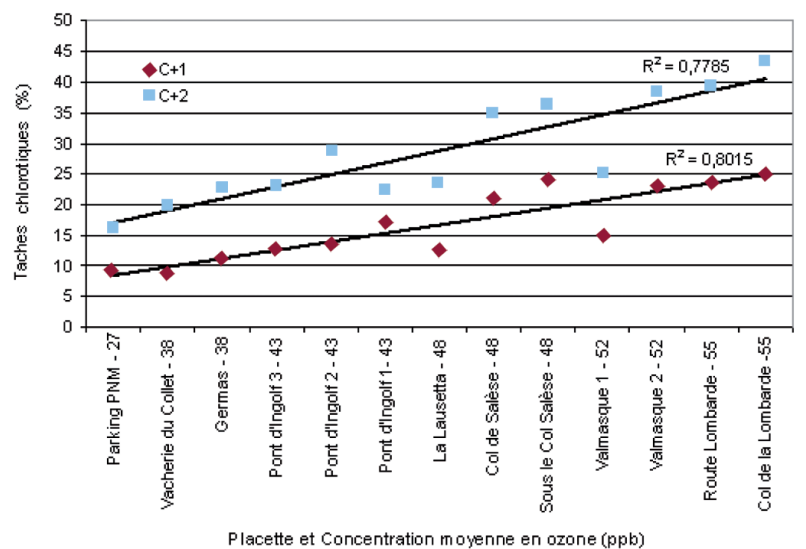
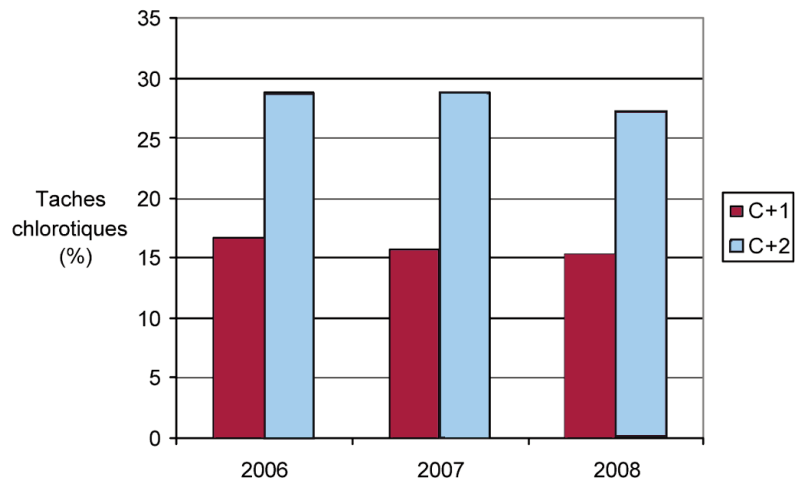
Les résultats moyens de déficit foliaire sont indiqués, pour chaque placette, dans le Tableau I. Entre 2006 et 2008, peu de variations ont été enregistrées : le déficit foliaire est resté stable pour la majorité des placettes.

Symptômes spécifiques d'ozone

L'analyse en surface des dégâts spécifiques de l'ozone montre que les aiguilles, la deuxième année, présentent systématiquement plus de dommages que celles de la première année (Cf. Fig. 6).

Les symptômes sont inexistants sur les aiguilles de l'année en cours. Les symptômes notés sur les aiguilles de deux ans en 2008 sont la somme de ceux déjà repérés en 2007 et de ceux nouvellement apparus en 2008. Les conifères sont caractérisés par des petites taches chlorotiques diffuses évoluant en plages jaunies. Entre 2006 et 2008, il existe très peu de différence d'endommagement lié à l'ozone : la moyenne des pourcentages d'atteinte est stable, aussi bien pour les aiguilles âgées d'un an que pour celles âgées de deux ans.

L'analyse des dégâts en fonction de la situation topographique des placettes (selon qu'elles sont situées sur des crêtes ou en fond de vallon) indique, systématiquement, que les zones de crêtes sont plus touchées par les dommages foliaires. La même tendance est visible, que ce soit pour les aiguilles âgées d'un ou de deux ans. Nous pouvons observer que les dégâts foliaires observés sont d'autant plus importants que les niveaux d'ozone augmentent. Les coefficients de corrélation entre symptômes spécifiques et concentration en ozone sont très représentatifs. Les plus fortes concentrations en ozone, ainsi que les plus forts endommagements foliaires, sont observées au niveau des zones de crêtes (Cf. Fig. 7 et 8).



De haut en bas :

Fig. 6 :

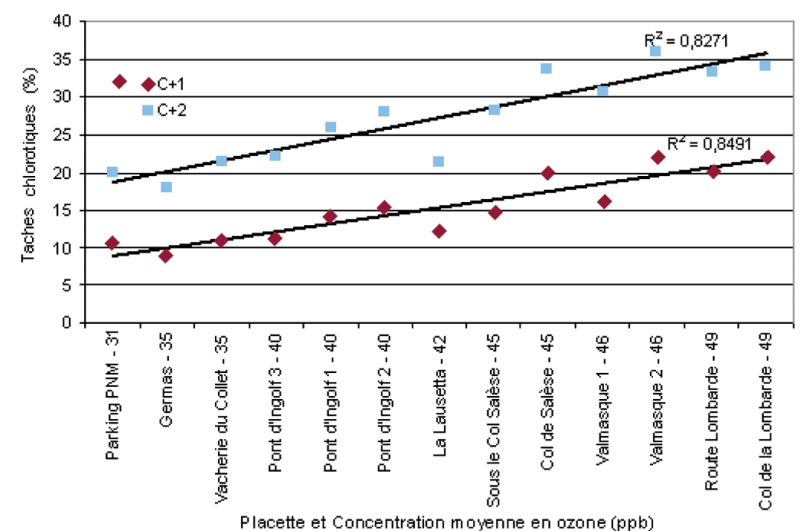
Pourcentage de surface foliaire affectée par des symptômes d'ozone pour des aiguilles d'un et deux ans de pins cembro, en 2006, 2007 et 2008.

Fig. 7 :

Evolution en 2006 de l'endommagement spécifique à l'ozone en fonction des niveaux croissants de concentration d'ozone, par placette et par année d'aiguille.

Fig. 8 :

Evolution en 2008 de l'endommagement spécifique à l'ozone en fonction des niveaux croissants de concentration d'ozone, par placette et par année d'aiguille.



Confirmation des symptômes d'ozone au moyen des chambres de fumigation et d'analyses microscopiques

Dix petits arbres ont été retirés du Col de Salèse et envoyés au CEAM en Espagne pour effectuer des tests de fumigation en chambre à ciel ouvert, afin de déterminer si les symptômes observés sur le terrain étaient liés à l'ozone (Cf. Fig. 9). Des aiguilles de pins cembro âgées d'un an ont été soumises à de forts niveaux d'ozone, entraînant leur jaunissement, relatif à la destruction de la chlorophylle.

L'ozone a causé des modifications importantes dans les aiguilles de *Pinus cembra*. Des modifications ont été d'abord observées dans les cellules du mésophylle, alors que les cuticules, l'épiderme et les stomates n'étaient pas affectés. Les cellules des feuilles de contrôle (Cf. Fig. 9 A, C), non soumises au traitement, sont restées bien remplies avec de rares espaces intercellulaires. Les cellules renfermaient de grandes vacuoles contenant des tanins, se colorant intensément avec la safranine (Cf. Fig. 9 A). En revanche, les cellules des aiguilles "fumigées" ont été distribuées plus irrégulièrement dans le mésophylle. Dans les échantillons les plus touchés, de nombreuses cellules ont été écrasées avec une augmentation évidente des espaces intercellulaires (Cf. Fig. 9 B, D).

Avant le collapse, le contenu vacuolaire a été moins intensément coloré que dans les aiguilles de contrôle, indiquant l'altération ou la diminution des tannins accumulés. Le tonoplaste a également été perturbé, le contenu vacuolaire se vidant dans le cytoplasme. En réaction au traitement à l'ozone, les parois cellulaires ont été altérées, et les cellules ont adopté une forme plus arrondie, en particulier celles en contact avec les espaces intercellulaires (Cf. Fig. 9 B). Dans les aiguilles les plus affectées, les parois cellulaires ont dégénéré et sont devenues plus irrégulières ; une réduction de la turgescence des cellules a été notée (Cf. Fig. 9 D). Une substance indéterminée a été parfois accumulée dans l'endoderme (Cf. Fig. 9 B), cette dernière n'a jamais été observée dans les aiguilles de contrôle.

Enfin, certains changements ont été observés dans le phloème. La forme des cellules est devenue plus irrégulière, les parois cellulaires moins arrondies et plus aplaties (Cf.

Fig. 9 F), par rapport aux aiguilles qui ont poussé en atmosphère filtrée (Cf. Fig. 9 E). En outre, les tubes criblés du phloème ont été partiellement remplis par une substance (Cf. Fig. 9 F), très probablement de la callose, qui pourrait contrarier la fonction normale du phloème.

Conclusion

La première approche des mouvements de masses d'air par modélisation (ACRI-ST) a permis de montrer que, dans les Alpes-Maritimes, il y a bien une influence des principales sources de pollution de la côte niçoise sur l'arrière-pays. Les brises thermiques de mer et les vents de vallée amènent sur le Mercantour, pendant la journée, les panaches de pollution formés au niveau des agglomérations de la côte d'Azur. Durant ce transport, les polluants primaires (oxydes d'azote, composés organiques volatils) subissent des réactions photochimiques produisant de l'ozone qui s'accumule en altitude dans des couches réservoirs. Ainsi, l'ozone produit à partir des précurseurs, émis au niveau des agglomérations du littoral, mais également l'ozone issu du transport longue distance et passant au niveau de la côte d'azur est transporté vers l'arrière-pays et les cimes du Mercantour.

Les stations d'altitude, ainsi que les crêtes, sont exposées à des concentrations élevées en ozone et les dégâts, causés par ce polluant sur les arbres et les végétaux, sont conséquents. Les interprétations statistiques, sur le pin cembro, ont montré de bonnes corrélations entre l'intensité du *mottling*⁷ et les concentrations élevées mesurées par l'ensemble des capteurs disposés dans le Mercantour.

Les observations macroscopiques ont indiqué clairement l'existence de symptômes spécifiques attribuables à l'ozone. Les taches chlorotiques ont été plus nettes sur les aiguilles les plus âgées et les plus exposées à la lumière. Le *mottling* jaune-vert y était bien marqué. Les mêmes aiguilles âgées d'un an en 2006, puis de deux ans en 2007, ont montré l'évolution croissante de leurs dégâts spécifiques. Les symptômes observés la deuxième année ont bien constitué le cumul de ceux notés en 2006 et de ceux nouvellement apparus en 2007. Il en est de même pour les aiguilles qui ont été observées en 2008.

7 - *Mottling* : marbrures à contour diffus

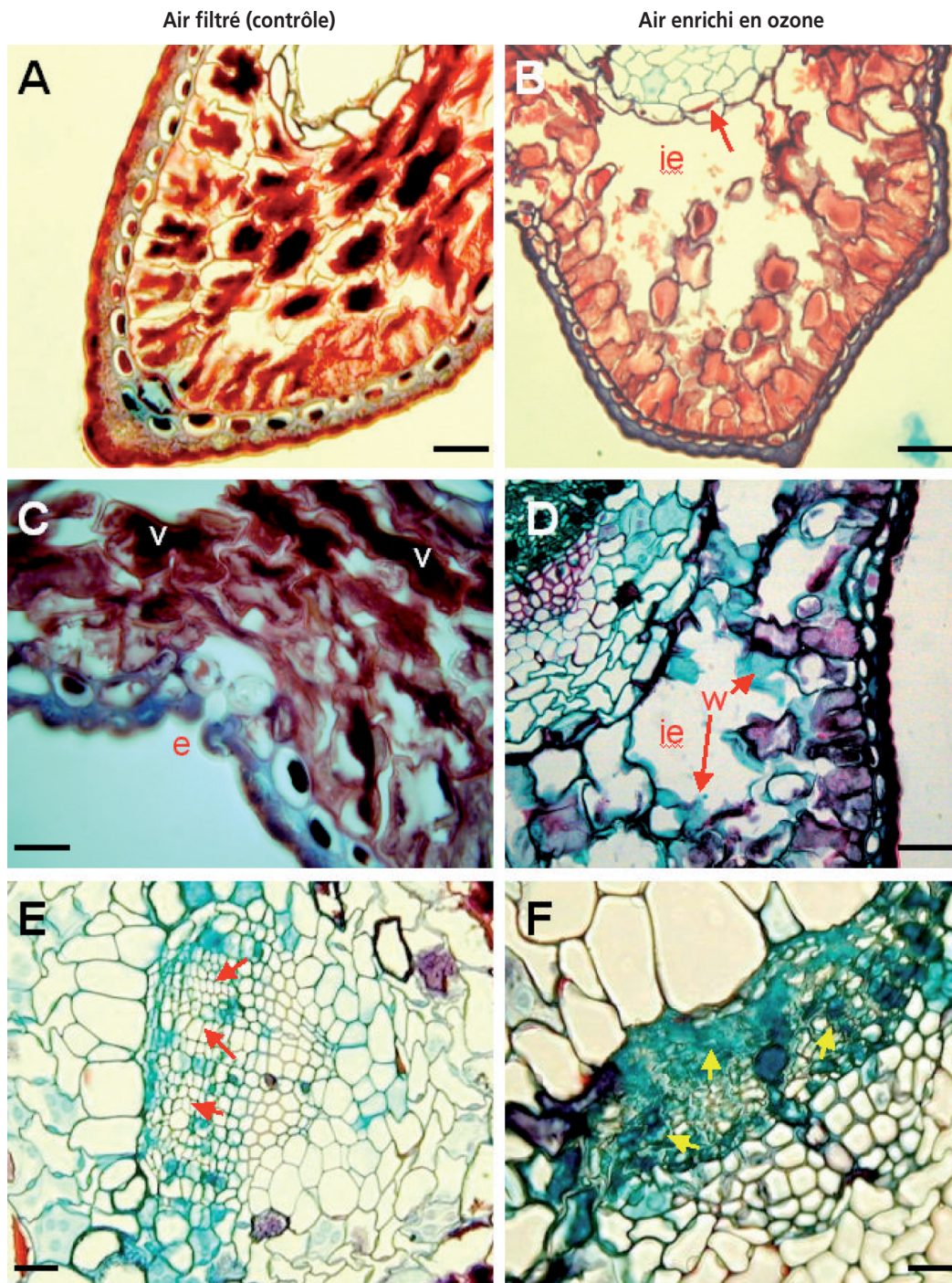


Fig. 9 :

Effets anatomiques de l'ozone sur des aiguilles de pins cembro âgées d'un an (A, C, E, aiguilles de plantes ayant poussé dans des chambres à air filtré ; B, D, F, aiguilles de plantes ayant poussé dans un air enrichi en ozone).

- A) Détail d'une aiguille "contrôle", avec de faibles espaces intercellulaires (i.e.) et un contenu sombre dans les vacuoles.
- B) Détail d'une aiguille "fumigée" ; l'espace intercellulaire (i.e.) est nettement plus important en comparaison avec la figure 9 A et un dépôt est présent dans l'endoderme (flèche).
- C) Partie des tissus sains du mésophylle de plantes de contrôle : même en dessous du stomate (e), les cellules sont remplies, les vacuoles (v) sont foncées et les parois cellulaires sont intactes.
- D) Après exposition à l'ozone, les cellules du mésophylle se désagrègent laissant de larges espaces intercellulaires, les parois cellulaires (w) s'altèrent, les cellules collapent et le contenu des vacuoles devient moins dense.
- E) Détail du faisceau vasculaire d'une aiguille "contrôle" ; les cellules du phloème (flèches) sont rarement remplies de dépôts.
- F) En comparaison avec E, le faisceau vasculaire d'une aiguille "fumigée" montre un intense dépôt de substance au niveau du phloème (flèches) et de nombreuses cellules collapées.
- Echelle = 25 μ m.

Pierre SICARD¹
Nicolas VAS²
Vicent CALATAYUD³
Francisco José
GARCIA-BREIJO^{4,5}
José REIG-ARMIÑANA⁴
María José SANZ³
Laurence DALSTEIN-
RICHER²

Correspondance :
pierre.sicard@acri-st.fr
Fax : 04 92 96 71 17
Tél. : 04 92 96 75 28

(1) ACRI-ST, 260 route
du Pin Montard, BP
234, 06904 Sophia
Antipolis cedex,
France.

(2) G.I.E.F.S
Groupe International
d'Etudes sur les Forêts
Sud-européennes
69 avenue des
Hespérides 06300
Nice, France

(3) Fundació
C.E.A.M.
Charles R. Darwin 14,
Parc Tecnològic
46980 Paterna
Valencia, Espagne

(4) Laboratorio de
Anatomía e Histología
Vegetal "Julio Irazo"
Jardín Botánico
Universitat de
València
c/Quart, 80 46008
Valencia, Espagne.

(5) Departamento de
Ecosistemas
Agroforestales
Escuela Técnica
Superior del Medio
Rural y Enología.
Universidad
Politécnica de
Valencia
Av. Blasco Ibáñez, 21
46010
Valencia, Espagne

DALSTEIN *et al.* (2002) ont étudié, en microscopie, des échantillons d'aiguilles de pin cembro recueillies sur le terrain d'une région où les niveaux d'ozone sont relativement élevés, et a conclu que ce polluant secondaire était probablement un cofacteur produisant des altérations anatomiques observées dans les aiguilles. Ils ont signalé une dégradation partielle de la chlorophylle, ce qui est compatible avec le jaunissement des aiguilles anciennes observées dans les chambres de fumigation dans la présente étude. À la suite de l'exposition à l'ozone, la photosynthèse est souvent réduite (REICH et AMUDSON, 1985). De même, chez certaines espèces, il est observé une diminution de la teneur en chlorophylle (PLEIJEL *et al.*, 1994 ; SAITANIS *et al.*, 2001). L'ozone affecte principalement les chloroplastes avec des changements dans leur taille et leur réduction en nombre, des modifications de la structure des thylacoïdes et l'accumulation de plastoglobules (SUTTINEN *et al.* 1990, PÄÄKKÖNEN *et al.* 1995, MIKKELSEN et HEIDE-JØRGENSEN, 1996). Une nécrose partielle des tissus a également été observée par DALSTEIN *et al.* (2002), telle que publié dans la présente étude. Cependant, dans l'expérience de fumigation, l'atteinte des aiguilles a été plus sévère, avec une quantité importante de cellules collapsées produisant finalement de grands espaces intercellulaires.

Dans les échantillons recueillis sur le terrain, DALSTEIN *et al.* (2002) ont observé des changements dans l'accumulation des tanins entre les vacuoles des aiguilles symptomatiques et celles des aiguilles de la station de contrôle. Dans les aiguilles de l'année, l'accumulation de tanins augmente dans les vacuoles des aiguilles symptomatiques par rapport aux aiguilles asymptomatiques, tandis que ces composés sont en diminution dans les aiguilles plus âgées. Nos résultats, basés également sur les observations des aiguilles âgées d'un an, sont conformes avec ceux-ci : dans les aiguilles exposées à l'ozone, la coloration des vacuoles était moins intense, indiquant la modification ou la diminution des tannins accumulés. Au stade suivant, le tonoplaste était perturbé, et le contenu vacuolaire a été mélangé avec le cytoplasme.

En complément de l'étude de DALSTEIN *et al.* (2002), des effets au niveau du phloème ont été détectés dans l'expérience de fumigation. La forme des cellules du phloème dans les aiguilles exposées à l'ozone est moins arrondie, plus irrégulière et comprimée. Une

substance dense, probablement de la callose, a été déposée dans les tubes criblés du phloème. Des dépôts similaires ont été signalés précédemment, par exemple pour le pistachier lentisque dans une expérience en chambre à ciel ouvert (REIG-ARMIÑANA *et al.*, 2004), et il est probable qu'une telle accumulation nuise au bon fonctionnement du phloème. Toutefois, des modifications dans le phloème semblent représenter un stade avancé des altérations causées par l'ozone. Il faut garder à l'esprit que, contrairement aux plantes bien arrosées soumises à des concentrations en ozone relativement élevées dans les chambres de fumigation, les arbres étudiés par DALSTEIN (2002) ont connu une disponibilité en eau limitée en été, ce qui peut provoquer la fermeture des stomates, réduisant par conséquent l'absorption d'ozone par les plantes et ainsi limiter ses effets. Par conséquent, la dose efficace prise par ces arbres sur le terrain ne serait pas assez élevée pour induire des effets sur le phloème.

En conclusion, les modifications observées dans les aiguilles de pins cembro "fumigées" en ozone ont été partiellement compatibles avec les observations sur le matériel de terrain recueilli précédemment et dans les études présentées par DALSTEIN *et al.* (2002). En particulier, les "contrôles" et les études sur le terrain sont similaires : la destruction de la chlorophylle, la réduction ou l'altération de l'accumulation de tanin dans les vacuoles des aiguilles plus âgées et la présence de zones nécrotiques.

Les effets observés dans l'expérience en chambre de fumigation semblent représenter un niveau plus sévère de dommages causés par l'ozone, étant donné la quantité de cellules écrasées, la destruction des tissus du mésophylle et la présence de changements dans le phloème (ce dernier n'a pas été observé sur le terrain). Les altérations anatomiques rapportées par DALSTEIN *et al.* (2002) semblent refléter un impact plus faible de l'ozone par rapport à l'expérience de fumigation, peut-être en relation avec les conditions d'humidité de celle-ci (système d'irrigation deux fois par jour).

Notre étude a montré que les polluants gazeux, tels que l'ozone, sont impliqués dans les lésions visibles et microscopiques des aiguilles, mais le dépérissement du pin cembro dans le Mercantour peut aussi être lié à plusieurs facteurs interreliés, notamment les conditions climatiques et les sols.

Références bibliographiques

- Contran N., Paoletti E. (2007). Visible foliar injury and physiological responses to ozone in Italian provenances of *Fraxinus excelsior* and *F. ornus*. *The Scientific World Journal* 7, pp. 90–97.
- Dalstein L. (1997). Etat physiologique des cembraies du Mercantour et du Queyras en liaison avec la pollution atmosphérique et les facteurs écologiques. Thèse de l'Université Aix-Marseille, 229 p.
- Dalstein L., Teton S., Cottureau C. et Vas N. (2001). Niveaux d'ozone et endommagement foliaire sur quelques essences méditerranéennes. *Pollution Atmosphérique* 170, pp. 263-277.
- Dalstein L., Vollenweider P., Vas N. et Günthardt-Goerg M.S. (2002). L'ozone et les conifères du sud-est de la France. *Forêt Méditerranéenne* XXIII, n°2, pp. 105-116.
- Dalstein L., Vas N., Ulrich E., Cecchini S., (2004) Première approche de la dégradation de la forêt française en relation avec l'ozone. *Environnement et Technique* 236, pp. 42-44.
- Dalstein L. & Vas N. (2005). Ozone concentrations and ozone-induced symptoms on coastal and alpine Mediterranean pines in southern France. *Water, Air, and Soil Pollution* 160, pp. 181-195.
- Dalstein-Richier, L., Mangin, A., Carréga, P., Gueguen, C., Vas, N., Sanchez, O., Théodore, B. & Bérol, W. (2005). État des forêts d'altitude en relation avec la pollution de l'air par l'ozone dans la région niçoise. *Pollution Atmosphérique* 188, pp. 503-519.
- Dalstein, L., Vas N., Tagliaferro F., Ferrara A-M. & Spaziani F. (2005). Effets de l'ozone sur la forêt et la végétation dans les Alpes franco-italiennes. *Forêt Méditerranéenne*. XXVI, n° 2, pp. 149-156.
- Dalstein L., Vas N., Ulrich E., Cecchini S., (2008) Effets de l'ozone sur quelques peuplements forestiers du réseau RENECOFOR (Office national des forêts). *Forêt Méditerranéenne* XXIX, n°3, pp. 329-336.
- European Environment Agency (2005), Air pollution by ozone in Europe in summer 2004. Overview of exceedances of EC ozone threshold values during April–September 2004. EEA Technical report n°3, 34p.
- European Ozone Directive 2002/3/CE du Parlement Européen et du Conseil du 12 février 2002 relative à l'ozone dans l'air ambiant. Journal officiel des Communautés européennes L67/14-L67/30 du 9/3/2002.
- Ferretti M. (1994). « Mediterranean Forest Trees. A Guide for Crown Assessment ». CEC-UN/ECE, Brussels.
- Folkins I., Chatfield R. (2000) Impact of acetone on ozone production and OH in the upper troposphere at high NOx. *Journal of Geophysical Research* 105, pp. 11585-11599.
- Fusco A.C., Logan J.A. (2003). Analysis of 1970-1995 trends in tropospheric ozone at Northern Hemisphere midlatitudes with the GEOS-CHEM model. *Journal of Geophysical Research* 108, ACH 4.1-ACH 4.25.
- Longhetto A. (1971) Some improvements in the balanced pilot balloons technique. *Atmospheric Environment*, Vol. 5, pp. 327-331.
- Mikkelsen, T.N. & Heide-Jørgensen H.S. (1996). Acceleration of leaf senescence in *Fagus sylvatica* L. by low levels of tropospheric ozone demonstrated by leaf colour, chlorophyll fluorescence and chloroplast ultrastructure. *Trees* 10, pp. 145–156.
- Pääkkönen E., Holopainen T., Karenlampi L. (1995). Ageing-related anatomical and ultrastructural changes in leaves of birch (*Betula pendula* Roth) clones as affected by low ozone exposure. *Annals of Botany* 75, pp. 285–294.
- Paoletti E., Manning W.J., (2007) Toward a biologically significant and usable standard for ozone that will also protect plants. *Environmental Pollution* 150, pp. 85-95.
- Paoletti E., Schaub M., Bytnerowicz A., (2007) Special Section, Air Pollution and Climate Change: Key Studies of the Effects on Forest Vegetation. *Environmental Monitoring and Assessment* 128, pp. 1-131 .
- PCC (Programme Co-ordinating Center) 1998. "International Co-operative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests" – Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests, BFH , Hamburg, Germany.
- Pleijel H., Skärby L., Ojanperä K. & Selldén G. (1994). Exposure of oats, *Avena sativa* L. to filtered and unfiltered air in open-top chambers: effects on grain yield and quality. *Environmental Pollution* 86, pp 129–134.
- Prévôt A.S.H., Stoehelin J., Kok G.L. (1997). The Milan photooxidant plume. *Journal of Geophysical Research* 102, pp. 23375-23388.
- Reich P.B. & Amudson R.G. (1985) Ambient levels of ozone reduce net photosynthesis in tree and crop species. *Science* 230, pp. 566–570.
- Reig-Armiñana J., Calatayud V., Cerveró J., García-Breijo F.J., Ibars A. & Sanz M.J. (2004). Effects of ozone on the foliar histology of the mastic plant (*Pistacia lentiscus* L.). *Environmental Pollution* 132, pp. 321–331.
- Saitanis C.J., Riga-Karandinos A.N. & Karandinos M.G. (2001). Effects of ozone on chlorophyll and quantum yield of tobacco (*Nicotiana tabacum* L.) varieties. *Chemosphere* 42, pp. 909–917.
- Sicard P., (2006) Caractérisation des retombées atmosphériques mesurées en France entre 1990 et 2003 (dispositif MERA) en zone rurale sous forme de précipitations, gaz et aérosols. Analyse des tendances spatio-temporelles et des séries chronologiques. Thèse de doctorat, Université des Sciences et Technologies Lille I, <http://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00169222/fr/> .
- Sicard P., Coddeville P., Galloo J.C. (2009). Near-surface ozone levels and trends at rural stations in France over the 1995-2003 period.

Environmental Monitoring and Assessment 156, pp. 141-157.

Steinbacher M., Henne S., Dommen J., Wiesen P., Prevot A.S.H. (2004). Nocturnal trans-alpine transport of ozone and its effects on air quality on the Swiss Plateau. *Atmospheric Environment* 38, pp. 4539-4550.

Sutinen S., Skarby L., Wallin G. & Sellden G. (1990). Long-term exposure of Norway spruce, *Picea abies* (L.) Karst., to ozone in Open-Top

Chambers. 2. Effects on the ultrastructure of needles. *New Phytologist* 115, pp. 345-355.

Ulrich E., Dalstein L., Günthardt-Goerg M.S., Vollenweider P., Cecchini S., Vas N., Sjöberg K., Skarman T., Karlsson G.P. (2006) « Effets de l'ozone sur la végétation, concentrations d'ozone (2000-2002) et symptômes d'ozone sur la végétation forestière (2001-2003). Editeur : Office national des forêts, Direction Technique, Département Recherche, ISBN 2-84207-300-2, 126p.

Résumé

En région méditerranéenne, dans le Sud-Est de la France, de fortes concentrations en ozone sont mesurées depuis de nombreuses années et les valeurs d'AOT 40 dépassent régulièrement les seuils européens de protection de la végétation et de la forêt. Parallèlement, des symptômes d'ozone spécifiques (mottling) ont été observés sur les aiguilles des conifères, en particulier sur l'arolle (*Pinus cembra*) entre 2006 et 2008. Une corrélation entre les atteintes spécifiques sur les aiguilles âgées d'un et deux ans et les concentrations en ozone a été mise en évidence. Certains échantillons foliaires, reproduits en chambre de fumigation, ont été soumis à une analyse microscopique pour évaluer l'impact de l'ozone au niveau cellulaire. Une étude de dispersion des oxydes d'azote a été réalisée dans le département des Alpes-Maritimes afin d'expliquer l'origine de l'ozone mesurée en altitude.

Mots clés: Arolle, AOT, taches chlorotiques, microscopie, ozone et modélisation.

Summary

Damage to forests and ozone pollution in nature reserves: the case of the Arolla pine (*P. cembra*) in S.-E. France

In the south-eastern French Mediterranean region, high ozone concentrations have been recorded for many years and AOT 40 (average over threshold) values have been well above European target values for the protection of vegetation and forests. At the same time, combined and specific symptoms such as chlorotic mottles (stipples) were detected on tree foliage, in particular on Arolla pines (*Pinus cembra*) between 2006 and 2008. A correlation was found between the stippling on one- and two-year-old needles and ozone concentrations. Some leaf samples with visible symptoms, reproduced in Open Top Chambers, were analysed under the microscope to evaluate the ozone impact on the cells. A dispersal study for nitrogen oxides has been carried out in the Alpes-Maritimes *département* in order to determine the origin of the ozone measured at altitude.

Key words: Arolla pines, AOT, chlorotic mottle, microscopy, ozone and modeling.

Riassunto

Danni forestali e inquinamento all'ozono nelle riserve naturali : il caso del pino cembro nel sud-est della Francia

In regione mediterranea, nel sud-est della Francia, forti concentrazioni in ozono sono misurate da numerosi anni e i valori AOT 40 superano regolarmente le soglie europee di protezione della vegetazione e della foresta. Parallelamente, i sintomi di ozono specifico (mottling) sono stati osservati sugli aghi dei coniferi, in particolare sul pino cembro (*Pinus cembra*) tra il 2006 e il 2008. Una correlazione tra i danni specifici sugli aghi anziani di uno o due anni e le concentrazioni in ozono è stata messa in evidenza. Certi campioni fogliari, riprodotti in camera di fumigazione, sono stati sottoposti a un'analisi microscopica per valutare l'impatto dell'ozono al livello cellulare. Uno studio di dispersione degli ossidi di azoto è stato realizzato nel dipartimento delle Alpi marittime allo scopo di spiegare l'origine dell'ozono misurato in altitudine.

Parole chiavi : pino cembro, AOT, macchie clorotiche, ozono e modellizzazione.