



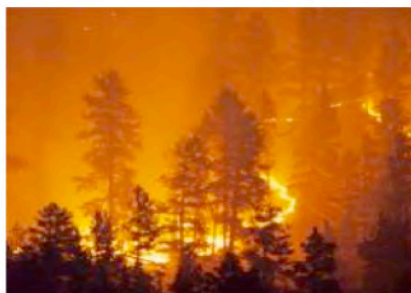
APIFLAME

ANALYSE ET PREVISION DE L'IMPACT DES FEUX SUR LA QUALITE DE L'AIR EN EUROPE ET MEDITERRANEE

ANALYSIS AND PREDICTION OF THE IMPACT OF FIRES ON AIR QUALITY IN EUROPE AND THE MEDITERRANEAN

Programme **PRIMEQUAL 2**
Rapport de fin de contrat

S. Turquety, L. Menut, S. Stromatas, A. Anav, G. Réa, P. Messina, C. Rio,
F. Meleux, P.-C. Péré, B. Bessagnet, K. Sartelet, C. Liousse,
D. Tanré, F. Ducos, M. George, C. Clerbaux



Laboratoire de Météorologie Dynamique
Ecole Polytechnique
91128 Palaiseau Cedex
Coordinatrice :
Solène Turquety
solene.turquety@lmd.polytechnique.fr

N° de contrat : 0962C0068
Date du contrat : 18/12/2009

Date : 26/06/2013

Résumé

Les feux de végétation en Europe émettent une quantité importante de gaz trace et d'aérosols, qui est cependant encore peu prise en compte par les modèles de prévision de la qualité de l'air régionale. Le travail réalisé dans le cadre du projet APIFLAME propose une méthodologie pour l'intégration de cette source extrêmement variable dans les modèles de chimie-transport, à la fois pour l'analyse d'événements passés et pour la prévision de l'impact sur la qualité de l'air. Nous utilisons pour cela une approche couplant modélisation et observations, satellitaires en particulier.

Un modèle a été développé pour le calcul de cadastres d'émissions à partir des feux détectés par satellite. Ce modèle est flexible en termes de domaine et de paramètres utilisés, et permet l'évaluation des émissions à haute résolution spatiale et temporelle, indispensables à la modélisation de leur impact sur la qualité de l'air. APIFLAME a également permis d'engager des développements spécifiques dans les modèles de chimie-transport pour mieux représenter le transport des panaches.

L'intégration des émissions dans les modèles CHIMERE et Polyphemus pour deux cas d'étude (étés 2007 et 2010) a mis en évidence l'importance de cette source : les comparaisons aux observations de surface et satellitaires sont significativement améliorées, ainsi que la capacité des modèles à reproduire les épisodes de pollution particulaire (dépassements de seuils). Cette source a été intégrée au système de prévision Prev'Air¹.

Mots clés: Qualité de l'air, feux, cadastres d'émissions, transport à longue distance de panaches de pollution, modélisation, prévision, analyse d'observations, observations satellitaires

Summary

Fires in Europe emit large amounts of trace gases and particles, but still poorly taken into account in regional air quality forecasting systems. The work undertaken in the framework of the APIFLAME project proposes a methodology for the integration of this extremely variable source into chemistry transport model, both for the analysis of past events, and for the forecasting of the impact on air quality. The approach used is based on modelling and observation analysis, from satellite instruments in particular.

A model has been developed for the calculation of emission inventories from satellite observations of fire activity. This model is flexible in terms of domain and parameters used, and allows the evaluation of emissions at high spatial and temporal resolutions, required for the simulation of their impact on air quality. APIFLAME also allowed specific developments in the chemistry-transport models to be launched for a better simulation of the associated plumes' transport.

The integration of the emissions into the CHIMERE and Polyphemus models for two case studies (summers 2007 and 2010) highlighted the importance of this source: the comparisons to surface and satellite observations, as well as the models' ability to simulate pollution standards' exceedances, are significantly improved. This source has been included in the Prev'Air forecasting system.

Key words: Air quality, fires, emission inventories, long-range transport of pollution plumes, modelling, forecasting, observation analysis, satellite observations

¹

Note de synthèse

Le projet APIFLAME avait pour cadre général l'étude de l'impact atmosphérique des feux de végétation en Europe, et plus particulièrement sur le pourtour Méditerranéen. L'objectif était de mieux caractériser l'ensemble des processus pouvant conduire à de fortes concentrations atmosphériques de gaz traces et particules générées par ces feux et ayant un impact sur la qualité de l'air et le bilan radiatif.

Si ces feux sont reconnus pour produire d'importantes quantités de gaz et d'aérosols, il reste difficile de répondre à la plupart des questions relatives à cette production: leur localisation, leur durée, leur taux de production, le transport des panaches et leur composition atmosphérique. Le projet APIFLAME a étudié l'ensemble de ces processus afin d'apporter des réponses quantifiées en terme de concentrations chimiques et d'impact sur la qualité de l'air.

Où et quand apparaissent les feux de végétation? Les feux de végétation sont extrêmement variables en temps et en espace, dépendants des conditions météorologiques et hydrologiques (risque de feux plus ou moins grand), mais aussi du facteur déclencheur. Celui-ci peut être naturel, les éclairs par exemple, ou anthropique: pratique agricole, négligence conduisant à un feu accidentel ou incendie criminel. Ces sources sont peu homogènes temporellement et spatialement, tout en produisant des quantités massives de gaz et particules sur des périodes très courtes. Les données satellites donnent de premières informations, mais nécessitent un traitement particulier et de pouvoir discerner le foyer du panache qui peut être dense. La [Figure 1](#) montre un exemple de données analysées.

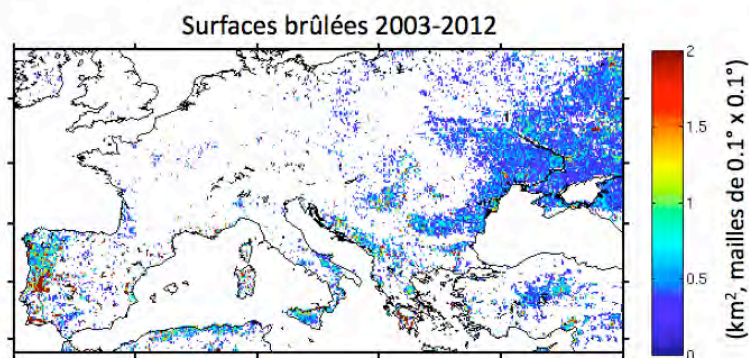


Figure 1. Surfaces brûlées annuelles moyennes détectées par satellite et représentées sur une grille de 0.1°x0.1°. Cette figure montre que les zones touchées se situent principalement au sud (surfaces très élevées et concentrées) et à l'est de la région (petits feux sur de grandes régions).

Quel flux de matière produisent ces feux? Pour évaluer les concentrations dans l'atmosphère, il est nécessaire de bien connaître les flux émis. Ces flux vont dépendre du type de végétation brûlée, de l'hydrologie des sols, de la météorologie. L'émission en elle-même reste l'inconnue majeure de cette quantification complète de l'impact des feux.

Où vont les panaches de feux? Une fois émis, ces panaches de gaz et particules vont être transportés, dilués, déposés. L'analyse satellite montre que les polluants émis peuvent être transportés sur de grandes distances, et donc avoir un impact à la fois sur les populations locales et celles éloignées de plusieurs centaines de kilomètres des foyers de feux principaux. Pour le quantifier, la modélisation de la météorologie, de la chimie et du transport est indispensable. A partir des émissions estimées, ces outils permettent de suivre le transport et l'évolution physico-chimique des panaches émis à l'échelle régionale; ainsi que l'influence relative de chaque source de pollution auxquelles sont soumises les régions étudiées. De plus, le système de modélisation régionale permet de faire à la fois de l'analyse de cas passés et de la prévision.

Le projet APIFLAME a permis la mise en place d'une méthodologie à même de répondre à l'ensemble de ces questions. L'équipe de recherche réunie autour de ce projet a regroupé 20

chercheurs de 7 laboratoires avec des compétences complémentaires sur la construction de cadastres d'émissions, la réalisation d'expériences de combustion, l'analyse d'observations satellitaires, la modélisation de la qualité de l'air et du transport. Pour chaque type de processus, différents axes ont été définis. Le projet a été structuré en trois grandes parties:

- L'évaluation des émissions par les feux en Europe et Méditerranée
- La modélisation de l'évolution des panaches de feux
- L'importance relative des feux sur les bilans de pollution avec l'analyse de deux cas d'étude: les étés 2007 et 2010

L'approche utilisée combine modélisation et l'analyse d'observations, à la fois en surface et satellitaires. Chacune de ces parties a été réalisée pour permettre l'analyse d'événements passés (compréhension des processus, scénarios, études d'interactions...) et la prévision opérationnelle (anticiper les régions touchées par cette pollution plusieurs jours à l'avance).

L'analyse d'observations satellitaires des surfaces brûlées a permis de montrer que si la plupart des feux sont rapidement contrôlés (durée de 1 à 2 jours) et brûlent des surfaces limitées, des événements intenses (méga-feux) se produisent régulièrement dans les pays du Sud, lorsque les conditions météorologiques sont les plus critiques (conditions chaudes et sèches), avec des feux sur 5 à 10 jours brûlant des surfaces très étendues. Bien que touchant des surfaces plus faibles, les feux en Europe de l'Est, en partie liés aux pratiques agricoles, sont récurrents et détectés chaque année sur de larges régions. Les feux représenteront donc en fonction de la région une source ponctuelle et extrêmement intense, ou une source étendue plus modérée, qui seront toutes deux importantes à prendre en compte dans les bilans de pollution régionaux.

Une quantification fine des émissions par les feux s'avère être un prérequis pour toute étude de leur impact. La durée des événements et leur déclenchement étant aléatoires, il est nécessaire de contraindre précisément la variabilité temporelle des sources. Une connaissance des sources à petite échelle horizontale est également critique pour une bonne représentation du transport des panaches. Nous avons donc construit un nouveau modèle de calcul des émissions à haute résolution spatiale (kilomètre) et temporelle (heure), adaptable à de nouvelles régions (bases de données globales disponibles), à différentes espèces chimiques (et donc à différents modèles de chimie-transport), et à la prévision. Les émissions sont calculées en multipliant les surfaces brûlées observées par satellite par la densité de carbone de la végétation susceptible de brûler déduite des simulations du modèle de végétation et du cycle du carbone ORCHIDEE. A partir du carbone émis ainsi quantifié, les facteurs d'émissions disponibles pour différentes espèces gazeuses et particulaires permettent de calculer un inventaire complet des émissions pour chaque feu. Les incertitudes sur ce calcul sont importantes (estimées ici à 70% pour le carbone brûlé), et liées à chacun des paramètres : la surface brûlée, la végétation correspondante, la densité de carbone, les facteurs d'émissions. Seules des mesures de terrain spécifiques permettent de mieux contraindre les modèles. Conjointement avec le programme CHARMEX, les facteurs d'émission pour les végétations typiques de la région Méditerranée ont été évalués expérimentalement. Les deux expériences réalisées indiquent que les facteurs d'émissions utilisés pour ce type de végétation (disponibles dans littérature) sont surestimés, mais plus d'observations seront nécessaires pour une meilleure quantification.

La modélisation du transport des panaches émis s'avère être très sensible à l'altitude d'injection: un panache émis trop bas entrainera une surestimation de l'impact en surface localement mais une sous-estimation du transport à longue distance, et inversement. L'analyse d'observations satellitaires de l'altitude des panaches d'aérosols a montré que l'altitude d'injection des émissions dépasse la hauteur de couche limite dans près de 15% des cas le matin, et 50% des cas la nuit. Ceci est lié à la pyroconvection induite par l'énergie

dégagée par les feux et conduisant à un transport vertical rapide des panaches. Ce processus a été implémenté dans le modèle de chimie-transport CHIMERE. Par ailleurs, l'atténuation du rayonnement solaire par les panaches denses de pollution doit être prise en compte pour une meilleure représentation des réactions photochimiques dans les panaches (importantes pour la production d'ozone par exemple).

Malgré l'ensemble des incertitudes, l'analyse de deux cas d'études, les étés 2007 et 2010, a montré que l'intégration de ces nouvelles sources dans les modèles régionaux de chimie-transport (ici CHIMERE et Polyphemus) permet une nette amélioration des comparaisons aux observations (de surface et satellitaires). La meilleure représentation des concentrations s'accompagne d'une meilleure simulation des dépassements de seuils de pollution. La [Figure 2](#) illustre l'impact des feux pendant l'été 2007, très nombreux en Grèce, dans les Balkans et en Italie. D'après les simulations CHIMERE, 45% des dépassements de seuils observés dans l'est du domaine en termes de PM10 sont attribuables aux feux de végétation. La prise en compte des feux permet d'améliorer les simulations, et donc de mieux répondre aux missions d'information des populations dans les régions exposées, mais aussi d'analyser plus précisément la proportion de dépassements pouvant être attribuée à des sources naturelles.

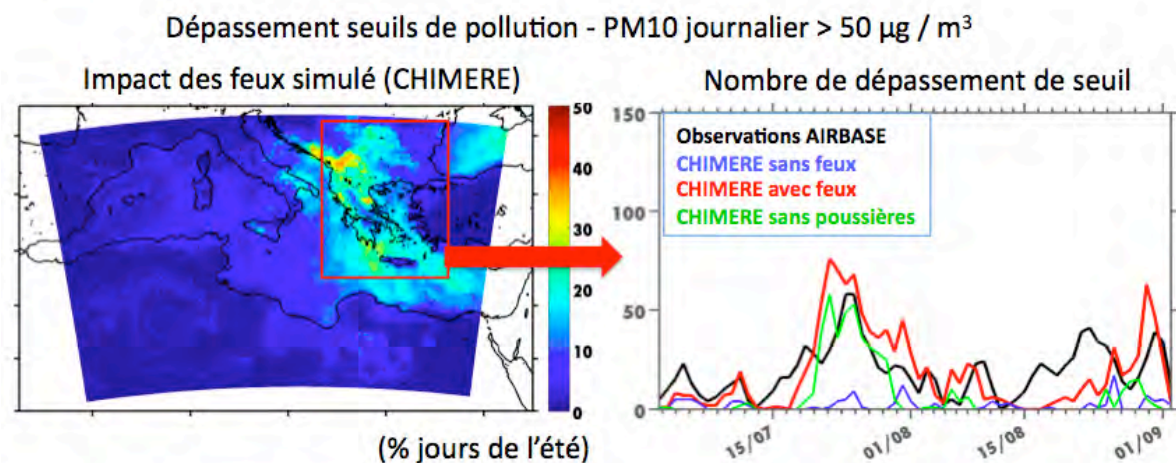


Figure 2. Dépassements de seuils de qualité de l'air pour les PM10 pendant l'été 2007. À gauche : nombre de jours de dépassements liés aux feux d'après les simulations CHIMERE ; à droite : comparaison entre le nombre total de dépassements observés et simulés dans l'est du domaine, avec différentes configurations du modèle (avec ou sans feux, avec feux mais sans poussières désertiques). Cette figure montre que pour cet été spécifique l'impact se situe principalement à l'est de la région, et que seule un modèle tenant compte des feux peut reproduire les nombreux épisodes de pollution observés fin juillet et fin août.

Une chaîne de modélisation permettant le calcul des émissions à partir des feux détectés en temps réel par satellite a été développée pour répondre aux besoins des agences de qualité de l'air. Le calcul des émissions est très rapide et aisément intégrable aux chaînes de prévision. La chaîne a été intégrée au système Prev'Air en mode expérimental pour l'été 2013.

Les cadastres d'émissions calculées pour la période 2003-2012 sont mis à disposition via la base de données ECCAD du pôle Ether. Le module de calcul des émissions de feux sera mis à disposition des utilisateurs sur une page web dédiée dès que le modèle sera documenté.

Synthesis

The general framework of the APIFLAME project was the study of the atmospheric impact of vegetation fires in Europe, and more particularly the Mediterranean area. The objective was to better characterise the processes that result in strong concentrations of atmospheric trace gases and particles generated by these fires, and which have an impact on both air quality and the radiative balance.

If these fires are recognised to produce important quantities of trace gases and aerosols, it remains difficult to address most questions regarding this production: their localisation, their length, their production rate, the transport of the associated plumes and their atmospheric composition. The APIFLAME project has studied all of these processes in order to provide quantified answers in terms of chemical concentrations and impact on air quality.

Where and when do fires occur? Vegetation fires are extremely variable in time and space, dependant on meteorological and hydrological conditions (fire risk) but also on the ignition factor. Ignition can result from a natural cause, like lightning strikes, or an anthropogenic cause: agricultural practise, negligence/accident or arson. These sources have little spatial or temporal homogeneity, but produce massive amounts of gases and particles during very short time periods. Satellite observations provide first information, but need specific processing and the identification the main fire source of the plume. [Figure 1](#) shows an example of analysed data.

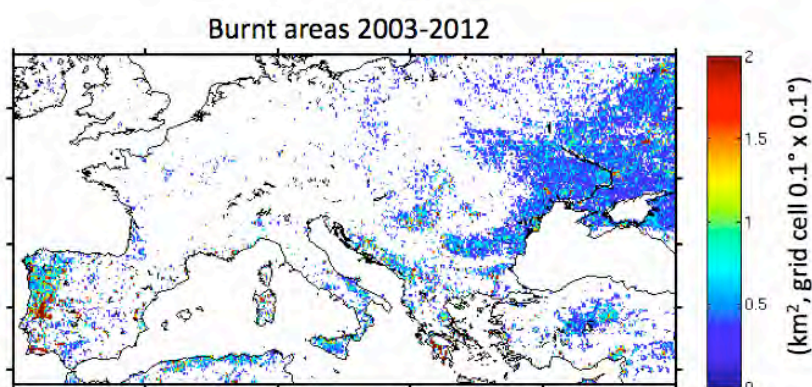


Figure 1. Average annual burnt area detected by satellite-based instrument MODIS, binned on a $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ grid. This map shows that the main areas affected by fires are located in southern (large concentrated areas) and eastern Europe (smaller fires on large regions).

What flux of matter do these fire produce? To evaluate the atmospheric concentrations, it is necessary to know the emitted fluxes. These fluxes will depend on the type of vegetation burnt, the soil hydrology and meteorological conditions. The emission itself remains the main unknown in this full quantification of the impact of vegetation fires.

Where are the fire plumes going? Once emitted, the trace gas and aerosol plumes will be transported, diluted and deposited. Satellite data analysis shows that the emitted pollution can be transported on long distances, and hence have an impact both on local populations and on populations hundreds of kilometres away from the main fires. To quantify this, modelling of the meteorology, chemistry and transport is essential. From the estimated emissions, these tools will allow a precise tracking of the plumes' transport pathways and photochemical evolution on a regional scale; as well as a quantification of the relative influence from each source of pollution affecting the studied region. Furthermore, regional modelling systems allow the analysis of past events and prediction of future impacts.

The APIFLAME project allowed the development of a methodology able to address all of these questions. The research team gathered for this project 20 researchers from 7 laboratories with complementary skills on the construction of emission inventories,

combustion measurements, the analysis of satellite observations, and the modelling of air quality and transport. For each type of process, different research axes have been defined. The project has been structured into three main parts:

- The evaluation of emissions from vegetation fires in Europe and the Mediterranean
- The modelling of the evolution of the fire plumes
- The relative importance of fires on pollution budgets with the analysis of two case studies: the summers of 2007 and 2010.

This approach combines modelling and data analysis, from both surface networks and satellites. For each part, the work has been undertaken to allow the analysis of past events (understanding of the main processes, scenario analysis, study of interaction, etc.) and operational forecasting (anticipate the areas affected by this additional pollution several days in advance).

The analysis of satellite observations of burnt area has shown that, if most of the fires are rapidly controlled (1 to 2 days) and burn limited areas, some intense events (mega-fires) regularly occur in the Southern countries, when meteorological conditions are most critical (hot and dry conditions), with fires lasting 5 to 10 days and burning large areas of vegetation. While affecting smaller areas, fires in Eastern Europe, partly due to agricultural practices, are recurrent and detected every year through large regions. Depending on the regions, fires may represent a point but extreme source, or a moderate but extended source. Both should be taken into account in regional pollution budgets.

The quantification of fire emissions is a prerequisite for any impact analysis. The duration of fire events and their ignition being strongly uncertain, it is essential to precisely constrain the temporal variation of the associated sources. A fine horizontal scale is also critical for the modelling of the plume transport. For these reasons, we have developed a new model for the calculation of emissions at high spatial (kilometre) and temporal (hour) resolution, adaptable to new regions (global databases available), to different chemical species (and thus to different chemistry-transport models), and to forecasting. Emissions are calculated by multiplying the burnt areas observed by satellite-based instruments to the carbon density of the vegetation susceptible to burning, which is derived from simulations by the carbon cycle and vegetation dynamics model ORCHIDEE. From the carbon emissions thereby quantified, emission factors available for different gaseous and particulate species allow the calculation of a full emissions inventory for each fire. Uncertainties on this estimation are large (about 70% for the carbon emission) and associated with each key parameter: burnt area, corresponding vegetation type, carbon density, and emission factors. Only dedicated field measurements can provide efficient constrain on the emission models. Jointly with the CHARMEX program, emission factors for typical Mediterranean vegetations have been measured experimentally. The two experiments conducted indicate that the emission factors used in the model (available in the literature) are overestimated, but more measurements will be needed for a better quantification.

The modelling of the emitted plumes' transport turns out to be very sensitive to the altitude of injection of the emissions: a too low injection will result in an overestimate of the impact at the surface locally, but an underestimate of the long-range transport (and the other way around). The analysis of satellite observations of aerosol layer heights suggests injection above the boundary layer in almost 15% of the cases for morning observations, and 50% of night-time observations. This is due to pyroconvection triggered by the energy released by the fires, which results in a strong vertical uplift of the plumes. This process has been implemented in the CHIMERE chemistry-transport model. The attenuation of solar radiation by the dense aerosol plumes also needs to be taken into account for a better

representation of the photochemical reactions within the plumes (important for ozone production for example).

In spite of all these uncertainties, the analysis of two case studies, the summers of 2007 and 2010, has shown that including this new source in regional chemistry-transport models (here CHIMERE and Polyphemus) improves the comparisons to observations from surface networks and satellite instruments. An improved simulation of the atmospheric concentrations is accompanied by improved simulation of the pollution episodes and associated air quality standards' exceedances. Figure 2 illustrates the impact during the summer 2007, during which large fires burned in Greece, the Balkan Peninsula and Italy. According to the CHIMERE simulations, 45% of the PM10 standards' exceedances are attributable to vegetation fires. Including fire emissions improves the simulations, and therefore allows better information to population in the exposed regions, but also a more precise analysis of the proportion of the pollution episodes that can be attributed to natural sources.

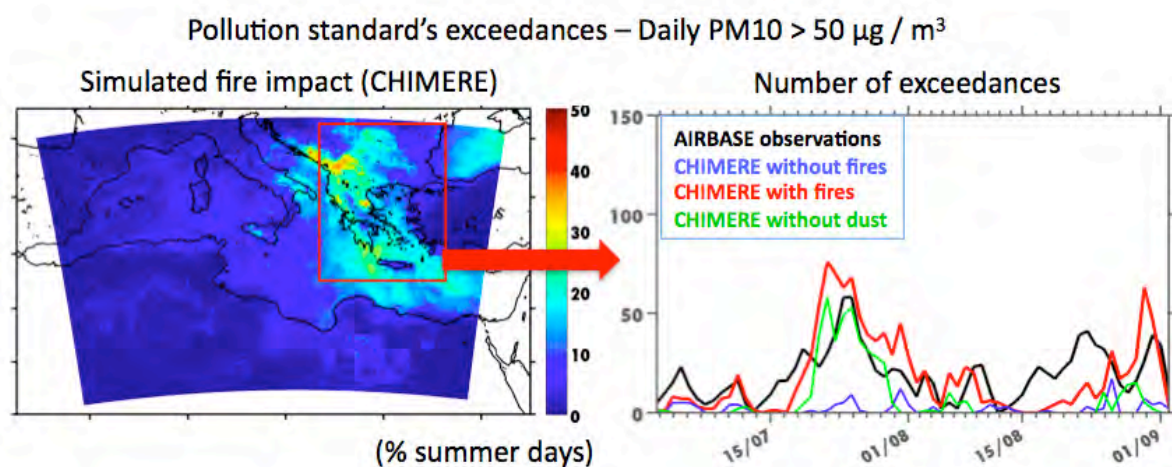


Figure 2. Air quality standards' exceedances for PM10 during the summer 2007. Left: number of exceeding days due to fires according to simulations with the CHIMERE model; Right: comparison of the number of exceedances in the eastern part of the domain according to the observations (AirBase network) and the model simulations with varying configurations (with and without fires, without dust). This figure shows that, for that summer, the impact of fires is mainly located in the eastern part of the domain, and that only a model including fire emissions can reproduce the many pollution episodes observed at the end of July and August.

A modelling system allowing the calculation of the emissions from satellite observations detected in near real time from satellite has been developed to meet the needs of air quality agencies. The calculation of the emissions is fast and easily implemented into existing systems. This system is being tested into the Prev'Air system.

Emission inventories calculated for years 2003 to 2012 are available through the ECCAD database on the Ether data center. The emission module will be made available to the community of potential users through a dedicated web page as soon as the model is documented.

Partenaires

Laboratoire de Météorologie Dynamique (LMD) /IPSL (CNRS/UPMC/Ecole Polytechnique)
S. Turquety, L. Menut, A. Anav, P. Messina, S. Stromatas, G. Réa, C. Rio, S. Mailler, H. Chepfer

INERIS (Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques)
B. Bessagnet, F. Meleux, J.C. Péré

Laboratoire d'Optique Atmosphérique (LOA) (CNRS/ U. Lille1)
D. Tanré, F. Ducos, J-L Deuzé, O. Dubovik.

Laboratoire d'Aérodynamique (CNRS/OMP)
C. Liousse

CEREA : Laboratoire commun ENPC/EDF R&D
K. Sartelet

LSCE / CEA /CNRS
P. Chazette

LATMOS / IPSL (CNRS/UPMC/UVSQ)
C. Clerbaux, M. George

Table des matières

1. INTRODUCTION	11
2. OBJECTIFS DU PROJET	14
3. OUTILS	15
3.1. Végétation et occupation des sols.....	15
3.2. Modèles de chimie transport.....	16
3.3. Observations.....	20
3.4. Outils de comparaison modèles .vs. observations.....	25
3.5. Conclusion.....	27
4. VARIABILITE DES FEUX EN EUROPE ET MEDITERRANEE	27
4.1. Estimation de la surface brûlée à partir des observations MODIS.....	27
4.2. Variabilité saisonniere et interannuelle	27
4.3. Variabilité diurne	32
4.4. Conclusion.....	33
5. MODELE DE CALCUL DES EMISSIONS.....	35
5.1. Méthodologie	35
5.2. Variabilité sur la période 2003-2012 et intercomparaison.....	41
5.3. Evaluation des incertitudes	44
5.4. Caractérisation expérimentale des émission particulaires par les feux de végétation en méditerranée	47
5.5. Conclusion.....	52
6. ANALYSE DE CAS D'ETUDE	53
6.1. Cas de l'été 2007	53
6.1.1. Bilan des émissions régionales	53
6.1.2. Evaluation générale des simulations	54
6.1.3. Analyse du cas du panache transporté depuis les feux en Grèce.....	59
6.1.4. Impact relatif des feux sur la qualité de l'air pendant l'été 2007.....	65
6.2. Cas de l'été 2010	68
6.3. Conclusions	73
7. VERS UNE MEILLEURE REPRESENTATION DU TRANSPORT DES PANACHES	74
7.1. Pyroconvection.....	74
7.1.1. Observation de l'altitude d'injection en Europe	74
7.1.2. Integration de la pyro-convection dans un CTM	78
7.2. Panaches denses et photochimie	79
7.3. Conclusion.....	82
8. TEMPS REEL ET PREVISION DE L'IMPACT	82
8.1. Calcul des émissions en temps quasi-réel.....	82
8.2. Application à la prévision	84
8.3. Conclusion.....	86
9. CONCLUSIONS.....	87
10. COLLABORATIONS	89
11. PERSPECTIVES	90
12. BIBLIOGRAPHIE	91
12.1. Publications dans le cadre du projet.....	91
12.2. Présentations (Conférences et Ateliers).....	91
12.3. Autres références	92

1. INTRODUCTION

Le contexte général de ce projet est l'étude des processus physico-chimiques pilotant les émissions et le transport des feux de végétation en région Euro-Méditerranéenne, ainsi que l'impact des produits de ces feux sur les concentrations de polluants atmosphériques.

Une contribution à la pollution atmosphérique encore mal connue

L'étude de la composition atmosphérique en gaz et particules nécessite une connaissance de nombreuses sources, très différentes en composition chimique, en temps et en espace. La pollution d'origine anthropique et biogénique est aujourd'hui relativement bien connue, ces émissions étant cartographiées avec réalisme et la variabilité des concentrations montrant des cycles saisonniers à horaires que l'on sait mesurer et modéliser. Ce n'est pas le cas des feux de végétation: issus de pratiques agricoles, de feux accidentels d'origine anthropique ou naturelle, voire de feux criminels, ces sources apparaissent comme beaucoup moins homogènes spatialement, tout en produisant des quantités massives de gaz et particules sur des périodes très courtes (Figure 1.1). Contrairement aux études précédentes de qualité de l'air basées sur les sources anthropiques et biogéniques, on est donc confronté ici à un problème dont la source est un extrême dans la distribution totale des émissions de polluants.

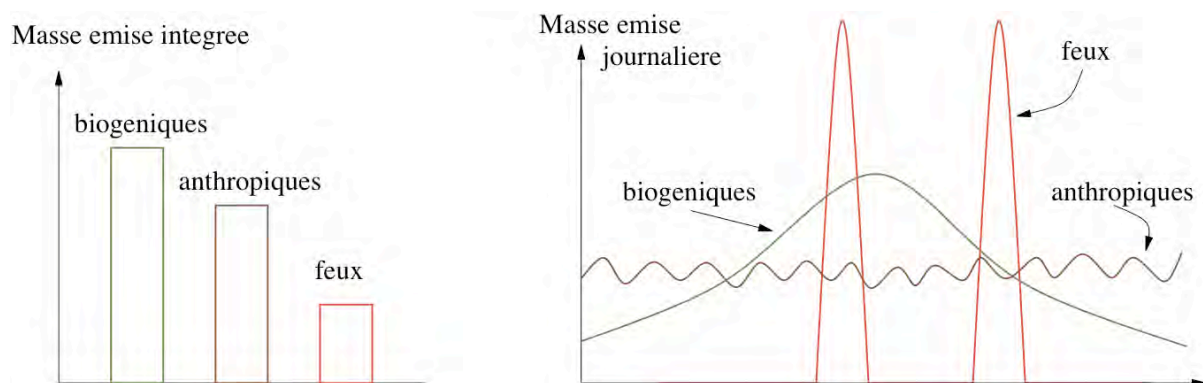


Figure 1.1. Représentation schématique des bilans d'émissions annuelles typiques attendues en termes d'émissions totales (à gauche) et de variabilité temporelle (à droite).

Un impact sanitaire très négatif

Cette source sporadique et intense due aux feux de végétation a été identifiée depuis de nombreuses années comme un problème majeur pour notre bonne connaissance de la composition atmosphérique (Seiler and Crutzen, 1980). Les feux génèrent l'émission d'une série de gaz traces (dont de nombreux précurseurs de l'ozone) et d'aérosols, avec des conséquences directes sur la qualité de l'air et le bilan radiatif (Turquety et al., 2013). Non seulement ces feux peuvent détruire massivement notre éco-système, mais ils génèrent aussi des panaches de polluants pouvant être transportés sur de grandes distances et donc impactant des populations éloignées de plusieurs centaines de kilomètres des foyers de feux principaux.

Pour les populations les plus proches de ces feux, l'impact sanitaire peut rapidement devenir dramatique. Les feux en Indonésie en 1997 ont permis de prendre conscience des conséquences directes de l'exposition aux particules fines pendant les épisodes de feux (concentrations supérieures à 2000 mg/m^3 pendant plusieurs jours) sur la santé, avec une augmentation très nette des admissions à l'hôpital et de la mortalité (Heil and Goldammer,

2001). Plus récemment, des concentrations de particules de 200 mg/m^3 en moyenne journalière (et jusqu'à 900 mg/m^3) ont été observées dans la région de Moscou pendant les feux en Russie en 2010 (R'honi et al., 2012 ; Krol et al., 2013). Ces valeurs sont bien au-delà des seuils recommandés par les directives Européennes (limite de 40 mg/m^3 en moyenne horaire pour les PM10, les particules de diamètre inférieur à $10 \text{ }\mu\text{m}$, et 25 mg/m^3 en moyenne horaire pour les PM2.5, les particules de diamètre inférieur à $2.5 \text{ }\mu\text{m}$).

La région Euro-Méditerranéenne massivement soumise à cette pollution

En fonction des régions du globe, les feux peuvent être la source majeure (intégrée sur l'année) de gaz et particules dans l'atmosphère. C'est le cas par exemple de certaines régions tropicales ou boréales. Ce n'est pas le cas de l'Europe, ou en masse totale, les feux représentent une part plus faible que les émissions biogéniques ou anthropiques. Mais si cela est vrai en masse moyenne sur une année et sur une région, ce n'est pas le cas à fine échelle spatiale et temporelle: proche de l'incendie, dans des zones qui peuvent être densément peuplées, ou sous le vent des panaches, les feux va devenir la source majeure en gaz et particules.

Comme le montre les rapports de l'EFFIS (European Forest Fire Information System, <http://effis.jrc.ec.europa.eu/>), chargé de surveiller l'évolution des feux de forêt et de prévoir le risque d'incendie, les pays les plus touchés en termes de surfaces brûlées parmi les pays de l'Union Européenne sont les pays du Sud: l'Espagne, l'Italie, le Portugal, la Grèce et la France. Près de 85% des surfaces brûlées totales en Europe le sont dans les régions Méditerranéennes. La plupart des feux concernent de petites surfaces et sont rapidement contrôlés grâce aux nombreux moyens mis en place. Cependant, le nombre de feux de plus de 500ha est resté constant mais élevé au cours des dernières décennies.

Peu de corrélations entre nombre de feux, surfaces brûlées et émissions

La Figure 1.2 montre l'évolution depuis 1980 des surfaces brûlées pour ces cinq pays. Nous pouvons noter qu'elles restent relativement stables. Elles ne sont cependant pas forcément directement proportionnelles au nombre de feux. En moyenne sur la période 1985-2010, on estime que environ 2% des feux contribuent à 80% de la surface brûlée totale. Ces événements entrent dans la catégorie des « méga feux », des clusters de grands feux qui brûlent simultanément dans la même région dû à des conditions météorologiques critiques (San-Miguel-Ayanz et al., 2013). Ces feux sont particulièrement dévastateurs et leur étendue n'est pas liée aux moyens mis en place dans les pays concernés: le déclenchement simultané de plusieurs feux et leur rapide progression les rendent particulièrement difficiles à contrôler. Ils sont également critiques du point de vue de la qualité de l'air régionale. Hodzic et al. (2007) ont montré que la quantité d'aérosols polluants émis en août 2003 par les feux au Portugal est du même ordre de grandeur que les émissions anthropiques et a eu une influence significative à l'échelle continentale: sur l'épaisseur optique des aérosols (augmentation de 30%) et sur la quantité de PM2.5, mais aussi sur les propriétés radiatives et donc sur les taux de photolyse contrôlant la photochimie (et donc la production d'ozone). Néanmoins, la pollution liée à des feux de plus petite taille mais nombreux et fréquents est également indispensable à prendre en compte. Ces émissions supplémentaires récurrentes peuvent augmenter significativement les niveaux de fond de nombreux polluants dans les régions concernées (Est de l'Europe par exemple) pendant la saison estivale.

De fortes incertitudes sur les différents processus constituant un feu

La compréhension de la dynamique d'un feu et ses émissions reste donc aujourd'hui limité par une connaissance parcellaire de l'ensemble des processus à son origine. L'évaluation des émissions est soumise à de fortes incertitudes à la fois sur l'estimation des surfaces brûlées (par exemple Giglio et al., 2006; Lioussé et al., 2008; Hyer et al., 2009; Stroppiana et al., 2010), sur les caractéristiques des feux et sur les facteurs d'émission correspondants

(Kasischke and Penner, 2004; Liousse et al., 2004). De plus, les processus de transport spécifiques aux feux, et les transformations des caractéristiques du panache au cours de ce transport (production d'ozone, interactions entre photochimie et aérosols) sont encore mal compris (par exemple Real et al., 2007).

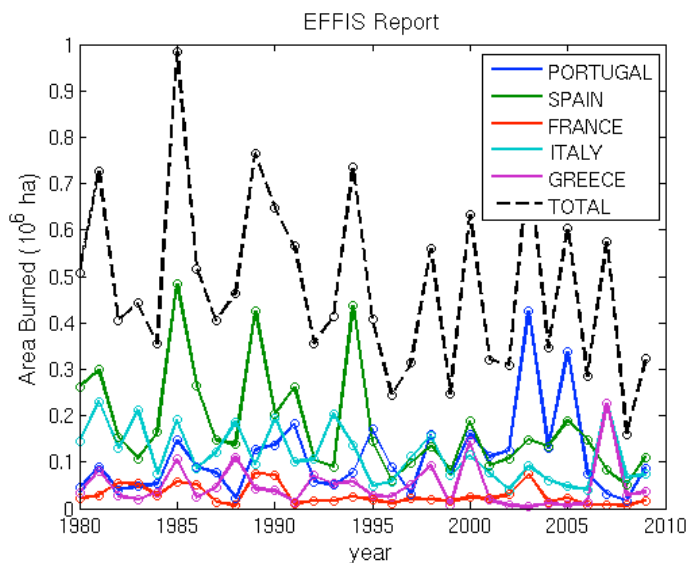


Figure 1.2. Evolution entre 1980 et 2009 de la surface brûlée annuelle totale dans les cinq pays du Sud les plus affectés par les feux en Europe (source : Rapport 2009 EFFIS).

Un problème à traiter à haute résolution spatiale et temporelle

Même lorsque le risque de feu est élevé du point de vue des conditions météorologiques et hydrologiques, le déclenchement des feux, qu'il soit naturel (éclairé) ou anthropique (incendies accidentel ou criminel) est le plus souvent aléatoire et imprévisible. Les feux étant sporadiques en temps et en espace, mais pouvant émettre des quantités extrêmement importantes de gaz et particules, il apparaît clairement qu'il faut savoir les décrire à haute résolution spatiale et temporelle, et cela, quelle que soit l'application que l'on veut faire de ces émissions: que ce soit à l'échelle globale ou régionale, pour de la modélisation d'analyse passée ou de prévision, les feux sont des processus de petite échelle. Ainsi, Hodnebrog et al. (2012) ont montré que l'utilisation d'un inventaire à haute résolution temporelle dans une simulation régionale permettait de simuler plus précisément la localisation des panaches. Ceci est particulièrement critique pour les espèces très réactives comme les oxydes d'azote, qui contrôlent en grande partie la production d'ozone. De plus, de par la diffusion numérique dans des grandes mailles modèles, l'utilisation d'un inventaire global « classique » entraînera une forte surestimation de l'étendue des panaches.

Connaitre les émissions et l'injection des produits de feux à petite échelle va être un gain pour la modélisation régionale. Mais cela va aussi être un gain pour des simulations de plus grande échelle, jusqu'à globale (par exemple Hodzic et al., 2006, 2007, Real et al., 2007, Hudman et al., 2009). En effet, les espèces émises, ou formées dans les panaches de feux, ont souvent une durée de vie suffisamment longue pour permettre leur transport sur de longues distances (Turquety et al., 2007, 2009).

Un impact aussi sur le bilan radiatif et donc la dynamique de l'atmosphère

Le transport d'un panache dense en altitude peut également influencer la composition chimique à la surface car l'impact radiatif de ce panache implique une modification des réactions photochimiques dans les couches inférieures (Real et Sartelet, 2011). Le panache va aussi modifier le bilan radiatif en altitude et donc le mélange vertical près de la surface et sous les panaches de feux. On peut donc s'attendre aussi à un impact sur la dynamique de la basse troposphère.

2. OBJECTIFS DU PROJET

La région Euro-Méditerranéenne est soumise à une pollution importante dont l'origine est le produit de feux de végétation. Si la pollution anthropique et biogénique est assez connue pour pouvoir faire une prévision numérique fiable, ce n'est pas le cas lorsque l'on cherche à prévoir les émissions et le transport des feux de végétation. Il est aussi apparu que mieux connaître ce processus lié aux feux nécessitait de les caractériser à haute résolution spatiale et temporelle.

Un enjeu d'analyse et de prévision

L'enjeu de cette connaissance à fine échelle est de pouvoir modéliser les émissions et le transport des feux avec plus de réalisme que ce qui existe actuellement. A terme, cela doit permettre de réaliser des modélisations à la fois:

- en analyse: comprendre l'ensemble des processus et améliorer le bilan de la composition atmosphérique quelles que soient les conditions météorologiques et la région étudiée.
- en prévision: savoir quelques jours à l'avance où sont localisés les feux, où vont les panaches et de quelle quantité de polluants ils sont constitués.

Pour arriver à des analyses et prévision fiables, il faut donc disposer d'un outil numérique qui intègre les émissions et le transport des espèces chimiques liées aux feux, et pouvoir comparer les résultats des simulations au plus d'observations possible. Le premier objectif du projet a donc été de développer une chaîne de modélisation, fonctionnant à la fois en analyse et en prévision et à haute résolution spatiale et temporelle. Pour cela, il a été choisi que la description des émissions, du transport et de la chimie des produits de feux devait être implantée dans les modèles CHIMERE et Polyphemus, déjà utilisés en analyse pour la pollution ainsi qu'en prévision avec la chaîne nationale opérationnelle PREVAIR pour CHIMERE.

Un enjeu de validation plus robuste des calculs à partir de nombreuses mesures

Même si, dans un cadre de qualité de l'air, les comparaisons entre modèle et observations vont se focaliser sur la surface (là où la population sera soumise à cette pollution), les feux se distinguent des autres polluants par le principe de leur injection dans l'atmosphère. Si les émissions liées au trafic ou aux industries sont en surface uniquement, les émissions de feux peuvent être, par pyro-convection, directement injectées en altitude dans la troposphère. Pour pouvoir évaluer les modèles développés pour calculer le devenir des produits de feux, il faut donc ajouter aux traditionnelles comparaisons aux mesures de surface, des comparaisons dans toute la troposphère. Pour cela, le satellite est l'outil idéal. Et afin d'avoir une caractérisation à la fois en concentrations et propriétés optiques, il faut trouver un terrain d'entente entre concentrations chimiques simulées et produits satellites. Le deuxième objectif du projet a donc été de développer un outil d'analyse qui permet de convertir les concentrations chimiques simulées en produits satellites. C'est l'objectif du développement du modèle OPTSIM.

Un enjeu d'une meilleure description de la physico-chimie des panaches de feux

Intégrer de nouveaux flux d'émissions d'espèces chimiques directement dans la colonne atmosphérique impacte beaucoup la façon de modéliser des processus de chimie-transport. Le principe de pyroconvection reste aujourd'hui mal connu. Il est difficile, avec une météorologie, donnée de pouvoir contraindre correctement la quantité de polluants qui va être injecté en altitude, contraindre ensuite le mélange de ces polluants dans la colonne. Le troisième objectif du projet a donc été d'étudier les méthodes d'injection de ces flux émis dans toute la troposphère en fonction des conditions météorologiques

et de la nature des feux. Pour cela, un modèle de pyroconvection, basé sur le principe des thermiques, a été utilisé pour caractériser les profils verticaux de panaches de feux.

Un enjeu de détermination des émissions à haute résolution spatiale et temporelle

Enfin, et comme cela a été montré dans la partie "contexte général", le cœur du problème est de pouvoir estimer les flux d'émissions des produits de feux de végétation. Les contraintes de réalisme du calcul des flux, de haute résolution spatiale et temporelle ont motivé le quatrième objectif de ce projet qui a été le développement d'un nouveau modèle d'émissions de produits de feux, pour les espèces gazeuses et particulaires. Ce modèle a été construit à partir de simulations de la végétation par le modèle ORCHIDEE hybridée avec des données satellites MODIS. L'ensemble a été pensé pour fonctionner indifféremment en analyse et en prévision. Le modèle d'émission a par ailleurs été développé pour permettre le calcul à différentes résolutions (au minimum 1 kilomètre) en fonction de l'utilisation, et avec une grande flexibilité en termes d'espèces chimiques intégrées ou de configuration des paramètres clés. Il est en ce sens complémentaire des inventaires disponibles depuis quelques années en temps réel (par exemple FINN développé au NCAR ou GFAS dans le cadre du programme MACC).

L'ensemble des objectifs décrits ci-dessous se décline donc en quatre axes principaux:

- Évaluation des émissions par les feux en Europe et en Méditerranée
- Évolution des panaches de feux : transport et transformation
- Importance relative des feux sur les bilans de pollution et évolution
- Prévision opérationnelle de l'impact des feux

L'équipe de recherche constituée pour ce projet regroupe 20 chercheurs de 7 laboratoires, rassemblant les compétences complémentaires nécessaires pour répondre à toutes ces questions: construction de cadastres d'émissions pour les feux, analyse d'observations satellitaires, modélisation de la pyroconvection et modélisation de la qualité de l'air.

Pour chaque axe de travail, un rappel des objectifs spécifiques et un résumé des travaux entrepris au cours de ce projet sont présentés.

3. OUTILS

La quantification de l'impact relatif des feux sur la qualité de l'air implique l'utilisation d'un modèle de chimie-transport, avec l'intégration des émissions par les feux de végétation. Ces émissions dépendent de la localisation et de la surface brûlée mais aussi fortement du type de végétation touchée. Elles doivent donc être calculées en se basant sur une cartographie du type de végétation et de sa dynamique. Enfin, pour s'assurer de la bonne performance du modèle, une comparaison aux observations est indispensable. Chacun de ces outils – mis à disposition ou développés par l'équipe – est brièvement décrit ci-dessous.

3.1. VEGETATION ET OCCUPATION DES SOLS

Il est indispensable de bien connaître le type de végétation brûlé afin de quantifier les émissions associées. Pour cela, nous nous reposons d'une part sur des bases de données d'occupation des sols, et d'autre part sur le modèle de végétation ORCHIDEE².

Plusieurs bases de données peuvent être utilisées pour attribuer le type de végétation. En Europe, la base de données CORINE permet une description précise de l'occupation des sols. Nous avons ici calculé la contribution relative de chaque classe de la base de données originale à une résolution de 1km x 1km (plus aisément exploitable). La base de données

² Organizing Carbon and Hydrology in Dynamic Ecosystems

globale USGS³ (utilisée par exemple dans le modèle météo méso-échelle WRF) indique le type de végétation dominant avec une résolution de 1km x 1km. Afin de permettre une évolution au cours du temps de la végétation, nous avons en parallèle utilisé les données de végétation dérivées des observations MODIS (produit VCF) à 500m de résolution. Pour ces produits, la classification de la couverture végétale en types de végétation IGBP est choisie. Les classes de végétation pour chaque base de donnée, ainsi que les cartes de végétation dominante sur le domaine d'étude à une résolution de 10km sont indiquées dans l'Annexe 1.

Le modèle ORCHIDEE (Krinner et al., 2005 ; Maignan et al., 2011) est un modèle global dynamique de végétation. Il permet la simulation des interactions entre surface et atmosphère, du cycle du carbone continental, et de l'évolution à long terme de la végétation. Il comporte trois modules :

- Le modèle SECHIBA décrivant l'hydrologie
- Le modèle STOMATE pour la simulation journalière de la phénologie et du cycle du carbone dans la biosphère
- Le modèle global LPJ pour la dynamique de la végétation à long terme

13 types fonctionnels de plantes (PFTs), indiqués dans l'Annexe 1, sont utilisés. Nous nous intéresserons ici au contenu en carbone dans les réservoirs susceptibles de brûler: la litière (matière organique de surface), les racines, les feuilles, le bois, les fruits.

Une simulation régionale du modèle a été réalisée sur l'Europe avec une résolution de 30km (Anav et al., 2010). Afin de pouvoir utiliser le modèle d'émission dans d'autres régions du globe ou aux limites du domaine régional choisi, une simulation globale avec une résolution horizontale de 0.7° est utilisée. Les simulations ORCHIDEE ont été utilisées en collaboration avec N. Viovy et F. Maignan (LSCE).

3.2. MODELES DE CHIMIE TRANSPORT

Les études réalisées au LMD et à l'INERIS se basent sur l'utilisation du modèle CHIMERE. Au CERE, le modèle POLAIR3D / Polyphemus est utilisé. Des émissions communes ont été utilisées pour les simulations APIFLAME.

CHIMERE

CHIMERE est un modèle eulérien de chimie-transport. A partir de champs météorologiques précalculés et de sources d'émissions prescrites, CHIMERE calcule à une résolution temporelle de l'ordre de la dizaine de secondes, le devenir de masses d'air polluées au cours de leur transport, diffusion turbulente, transformations chimiques, dépôt etc. L'ensemble des processus pris en compte est représenté sur la Figure ci-dessous. Une description complète du modèle est disponible dans Menut et al. (2013).

Ces calculs sont réalisés sur des domaines allant de la région (résolution de 3km, comme l'Ile de France, la région PACA) au continental (résolution de 0.5 à 1 degré sur l'Europe, l'Atlantique etc.). Les mécanismes chimiques incluent quelques centaines de réactions pour quelques dizaines d'espèces chimiques (gaz, aérosols). Les résultats sont des champs de concentrations en espace et en temps pour l'analyse d'évènements de pollution, sur l'étude de processus particuliers, des scénarii et de la prévision.

CHIMERE calcule des concentrations de gaz (comme l'ozone, les oxydes d'azote, les COVs) et de particules (comme les sulfates, nitrates et ammonium, (Bessagnet et al., 2009, 2010)) à partir de flux d'émissions surfaciques prescrits. Celles-ci sont brièvement décrites ci-dessous pour les deux modèles.

³ United States Geological Survey, <http://www.usgs.gov/>

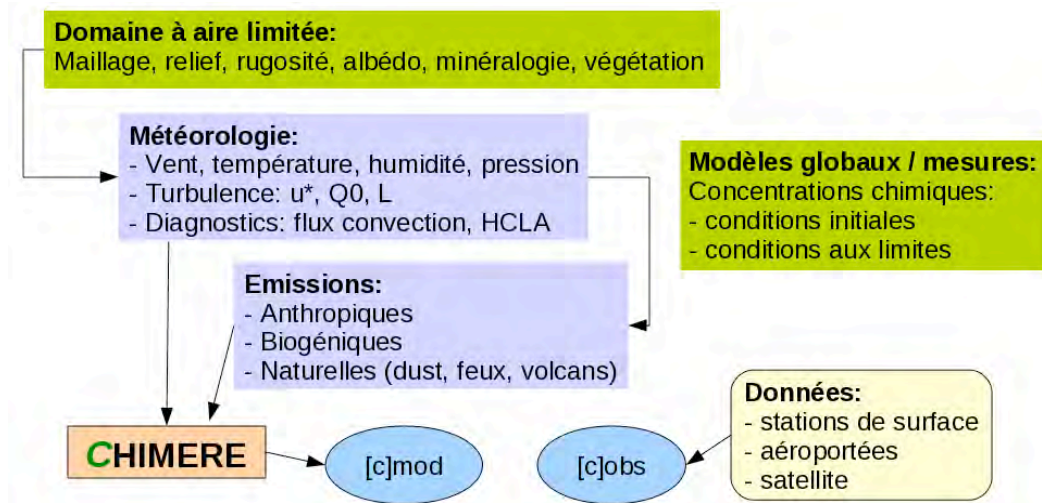


Figure 3.1. Schéma de l'organisation du modèle CHIMERE.

Etant un modèle à aire limitée, CHIMERE utilise des conditions aux limites issues de modèles globaux. Ici, les simulations sont réalisées en utilisant MOZART pour les gaz traces et GOCART pour les aérosols. Le transport est estimé en utilisant des champs météorologiques prescrits et calculés en amont. Des interfaces ont été développées et permettent de calculer le transport et le mélange turbulent à partir de modèle globaux ou régionaux. Nous utilisons ici des simulations régionales du modèle WRF, interpolées sur la grille cible définie pour CHIMERE.

CHIMERE a été utilisé pour analyser des cas particuliers de pollution, notamment dans le cadre de campagnes de mesures dédiées comme ESQUIF et ESCOMPTE. Le modèle est aussi utilisé pour réaliser des prévisions quotidiennes de la qualité de l'air (comme avec la plateforme nationale PREVAIR (Rouil et al., 2008)), (Menut and Bessagnet, 2010)), ou des aérosols minéraux (avec la plate-forme expérimentale de prévision COSY).

La Figure 3.2 représente les domaines choisis pour ce projet. L'analyse détaillée d'un cas d'étude sera dans un premier temps réalisée. Il comporte un petit domaine d'une résolution horizontale de 15km imbriqué dans un domaine plus large d'une résolution de 30km.

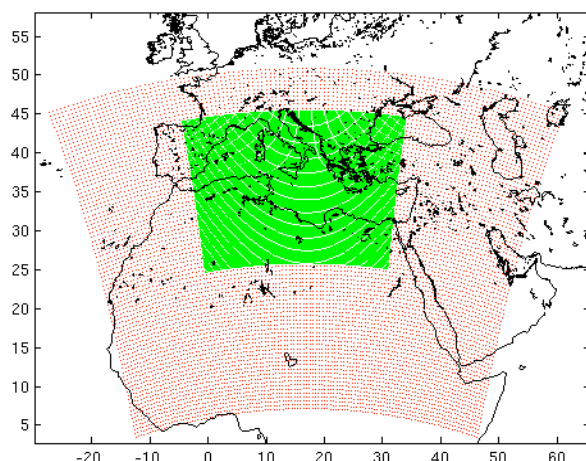


Figure 3.2. Domaines CHIMERE choisis pour l'analyse du cas d'étude de l'été 2007.

Afin de permettre la comparaison aux observations satellitaires de gaz traces, qui sont représentatives de toute la troposphère, les simulations sont réalisées sur 18 niveaux verticaux, de la surface à 200hPa.

Développements réalisés dans le cadre de ce projet:

La prise en compte des feux nécessite en première approximation uniquement l'intégration d'une base de données d'émissions supplémentaire. Les conditions extrêmement polluées associées aux événements de feux qui nous intéressent nécessitent cependant la prise en compte de l'action des aérosols sur la photochimie. Par ailleurs, il est important de mieux évaluer l'altitude d'injection des produits de feux. Ces processus ont nécessité un développement particulier du modèle (partie 7).

Polyphemus/Polair-3D

La plateforme de modélisation de la qualité de l'air Polyphemus (Mallet et al. 2007) avec le modèle de chimie transport Polair3D (Sartelet et al. 2012) est utilisée pour estimer les concentrations gazeuses et particulaires pendant l'été 2007, ainsi que pour évaluer l'impact d'un modèle de panache sous-maille pour représenter de manière plus précise la dispersion des feux dans le modèle de chimie transport.

Polyphemus peut être utilisé avec différents modules et/ou paramétrisations. Pour les simulations de ce rapport, le module de chimie gazeuse CB05 (Yarwood et al. 2005) est utilisé avec le module sectionnel SIREAM (Size REsolved Aerosol Model, Debry et al. 2007) pour représenter la dynamique des aérosols (coagulation, condensation/évaporation). Le diamètre sec des particules est discrétisé avec 5 sections entre 0,01 μm et 10 μm . La thermodynamique des aérosols inorganiques est modélisée avec ISORROPIA (Nenes et al., 1999), les aérosols organiques secondaires avec H²O (Couvidat et al., 2012) et la chimie aqueuse avec VSRM (Variable Size Resolved Model, Fahey et Pandis, 2003). Les taux de photolyse des espèces chimiques gazeuses sont calculés avec FASTJ et ils sont multipliés par un coefficient d'atténuation pour paramétriser l'impact des nuages sur les taux de photolyse (Real et Sartelet, 2011). Les paramétrisations utilisées pour représenter les dépôts secs et humides sont détaillées dans Sartelet et al. (2007).

Les calculs sont effectués sur deux domaines emboîtés. Le plus grand domaine couvre l'Europe et une partie de l'Afrique et du Moyen Orient avec une résolution horizontale de 0.5° x 0.5° (cf figure 1) et le plus petit domaine se concentre sur l'Europe du Sud et le nord de l'Afrique avec une résolution horizontale de 0.25° x 0.25°. Ces domaines sont similaires aux domaines MEDa et MEDb utilisés pour CHIMERE. La verticale est discrétisée avec quatorze niveaux de la surface à 12km pour chacun des deux domaines.

Les champs météorologiques proviennent d'ECMWF (European Centre for Medium-Range Weather Forecasts). La diffusion verticale est calculée à partir des champs météorologiques en utilisant la paramétrisation de Troen et Mahrt (1986). Les conditions initiales et aux limites du grand domaine sont extraites de simulations effectuées avec le modèle global MOZART-4/NCEP (<http://www.acd.ucar.edu/wrf-chem/mozart.shtml>), tandis que celles du petit domaine sont obtenues des simulations effectuées avec Polyphemus sur le grand domaine.

La spéciation chimique ainsi que l'évolution temporelle des émissions anthropiques sont détaillées dans Sartelet et al. (2007). Les émissions biogéniques sont intégrées comme détaillé dans Sartelet et al. (2012). La paramétrisation utilisée pour les émissions de sel marin est explicitée dans Sartelet et al. (2007).

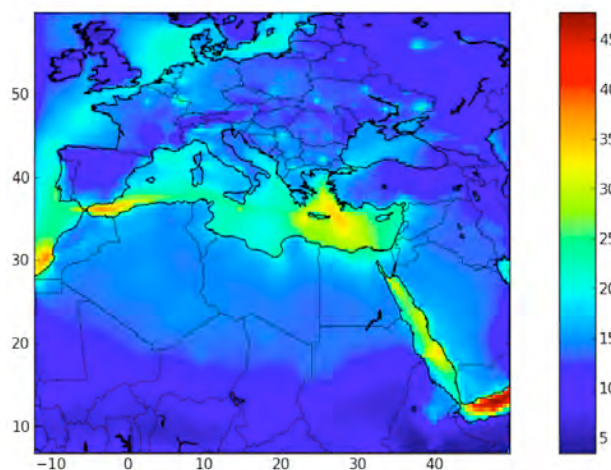


Figure 3.3. Moyenne des PM_{10} ($\mu\text{g m}^{-3}$) simulés par Polyphemus au sol sur le grand domaine (MEDa) entre le 15 juin et le 15 septembre 2007.

Emissions

Les émissions prises en compte dans les simulations ont différentes origines en fonction du polluant qui est traité: les émissions anthropiques représenteront les activités humaines comme le trafic, les industries, le chauffage. Selon les échelles spatiales, les émissions anthropiques sont issues de bases de données différentes. Ici, une analyse à l'échelle de l'Europe est réalisée.

Les émissions anthropiques sont calculées à partir de l'inventaire d'émissions EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme, www.emep.int). Les émissions biogéniques proviennent de MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature) utilisée avec la base de données EFv2.1 (Guenther et al., 2006).

Dans CHIMERE, les émissions d'aérosols minéraux sont intégrées, et paramétrées en fonction des caractéristiques du sol et de la surface, ainsi que du module du vent en surface (Menut et al., 2009). Les aérosols minéraux ne sont pas pris en compte dans Polyphemus.

Les émissions de feux utilisées sont celles détaillées dans la section 5 de ce rapport. Les émissions sont données journalièrement et elles sont supposées constantes sur chaque tranche de 24 heures.

Pour Polyphemus, ces émissions ne sont utilisées que pour les simulations sur le petit domaine. Les feux sont injectés pour 25% dans le niveau vertical entre 1000 et 1500m, 25% entre 1500 et 2400m et 50% entre 2400 et 3500m. Les espèces émises par les feux (espèces inventaires) sont spécifiées en espèces modèles du schéma chimique CB05. Pour les émissions particulières, les émissions de carbone élémentaire et organique, de sulfate, nitrate et ammonium ainsi que les émissions inertes fines sont réparties entre les sections 3 et 4 (10% pour la section 3 et 90% pour la section 4).

Pour CHIMERE, les émissions de feux sont utilisées pour les deux domaines de simulation. Les feux sont réparties dans la couche limite atmosphérique (suppose un mélange instantané), mais jamais sous 1km. Le partitionnement entre espèces inventaire et espèces modèle est réalisé pour le schéma chimique MELCHIOR.

Tableau 1. Résumé des configurations des modèles de chimie transport utilisés.

Paramètre	CHIMERE	POLYPHEMUS
Météorologie	WRF	ECMWF
Conditions aux limites	Gaz traces : MOZART4/NCEP Aérosols : GOCART	MOZART4/NCEP
Schéma chimique	MELCHIOR	CB05
Résolution horizontale	MEDa : 60km x 60km MEDb : 20km x 20km	Grand domaine : 0.5°x0.5° Petit domaine : 0.25°x0.25°
Résolution verticale	19 niveaux : Surface – 200hPa	14 niveaux : Surface – 12km
Emissions biogéniques	MEGAN	MEGAN
Emissions anthropiques	EMEP	EMEP
Emissions poussière minérale	Menut et al. (2009)	---
Emissions feux	APIFLAME (1) Mélange couche limite > 1km (2) Pyroconvection	APIFLAME 25% [1000 - 1500m] 25% [1500 - 2400m] 50% [2400 - 3500m]

3.3. OBSERVATIONS

3.3.1. Observations des feux

L'évaluation des émissions nécessite une bonne connaissance de la localisation des feux, de la surface brûlée et de l'intensité des feux. Pour cela, plusieurs produits basés sur des observations satellitaires peuvent être utilisés. Plusieurs publications récentes (e.g. Roy et al., 2009 ; Giglio et al., 2010 ; Stroppiana et al., 2010) fournissent des comparaisons entre les produits disponibles mais il reste difficile de comprendre précisément lequel est le plus proche de la réalité. Afin de ne pas dupliquer ce travail et pour permettre d'avancer plus rapidement sur nos objectifs, nous avons choisi de nous baser sur un seul produit de surface brûlée, issu des observations de MODIS (instrument à bord de TERRA et AQUA), et dont les comparaisons disponibles aux archives des agences forestières montrent de bonnes performances (Giglio et al., 2010). Puis celles de SEVIRI (MSG) seront intégrées car elles apportent une réelle valeur ajoutée avec une observation à bord d'un géostationnaire et des données toutes les 15 minutes.

Pour MODIS, les produits utilisés sont :

- La surface brûlée journalière à une résolution de 500m : les produits MCD64 (Giglio et al., 2010) et MCD45 (Roy et al., 2008). L'intercomparaison de ces produits montre une bonne cohérence générale sur l'Europe, bien que les surfaces déduites de MCD65 aient tendance à être plus élevées (Giglio et al., 2010).
- La détection de feux actifs (Giglio et al., 2006) intégrant la puissance radiative des feux (FRP), directement liée à l'intensité des feux, à une résolution de 1km (produit MOD14A1 et MYD14A1). Ici les observations TERRA (matin) et AQUA (mi-journée) sont séparées.
- Le produit temps-réel de détection des feux converti au format ascii (transfert de données plus rapide pour l'application temps réel), incluant également la FRP.

Pour SEVIRI, les observations de FRP⁴ à la résolution du pixel (Wooster et al., 2005) permettent un suivi de la variation au cours de la journée des feux. La principale limitation est la taille du pixel (~3km), qui est plus grande que pour des orbites basses (comme pour MODIS) et ne permet pas la détection de feux plus petits. Ces données sont utilisées pour estimer la variabilité diurne des feux.

3.3.2. Observations atmosphériques

Observations sol

Les observations de concentrations de surface en particules (PM10 et PM2.5) et en gaz trace (O₃, NO₂, CO) du réseau européen AirBase⁵ (European Environment Agency database) sont utilisés. Nous utilisons les mesures journalières pour les stations de mesure en fonction de leur type (station de fond, rurale, urbaine, suburbaine). Ces observations représentent une base de données conséquente, avec de nombreuses stations de mesure, qui est couramment utilisée en référence pour valider les résultats des modèles de qualité de l'air.

En complément des observations de surface, les observations de télédétection au sol sont utilisées afin d'avoir une information sur le contenu en aérosols sur toute la colonne atmosphérique. Nous utilisons principalement les observations de niveau 2.0 du réseau de photomètres solaires AERONET, de l'épaisseur optique (AOD) totale et du mode fin et de l'exposant d'Angström (α) qui renseignent sur le contenu intégré en aérosols et sur la taille des particules. L'AOD étant très sensible à la distribution en taille des aérosols, une inversion de distribution en taille peuvent être réalisées à partir de l'AOD à différentes longueurs d'ondes. La précision avec laquelle sont retrouvées les distributions granulométriques est liée à la taille de l'aérosol. Celles-ci sont fournies avec une incertitude estimée à moins de 10% autour du pic de distribution, mais peut atteindre 35% aux valeurs extrêmes (Dubovik and King, 2000) des rayons pour lesquelles est effectuée l'inversion.

Observations satellitaires

Grâce à leur bonne couverture spatio-temporelle, les observations satellitaires constituent un outil particulièrement adapté à une évaluation à grande échelle des simulations de modèles. Avec le lancement ces dernières années de la constellation de satellites de l'A-Train (avec en particulier les satellites AQUA, AURA, CALIPSO, PARASOL) ainsi de la mission METOP (dont le premier satellite a été lancé en octobre 2006), nous disposons actuellement d'une série d'observations de différents gaz traces (en particulier avec les instruments OMI/AURA, IASI/METOP, GOME2/METOP) et des aérosols (en particulier avec les instruments CALIOP/CALIPSO, POLDER/PARASOL, MODIS/AQUA). Un résumé des produits utilisés est fournie dans l'annexe 2.

Notons que les feux intenses correspondent à des conditions de détection très spécifiques (e.g. Turquety et al., 2009). L'implication dans ce projet des groupes travaillant sur le développement des algorithmes de restitution (en particulier le LOA pour les données de l'A-Train, et le LATMOS pour les données IASI) nous permet une analyse précise des derniers produits disponibles tout en tenant compte des incertitudes inhérentes à ce types d'observations.

Dans le cadre de ce projet, une évaluation des principaux produits de télédétection utilisés a été réalisée pour la région Euro-Méditerranée.

Intercomparaison de l'AOD : AERONET, MODIS, PARASOL

Une grande partie des analyses décrites dans ce document sont centrées sur l'impact des feux sur les concentrations d'aérosols. L'épaisseur optique (AOD pour aerosol optical depth)

⁴ <http://landsaf.meteo.pt/>

⁵ acm.eionet.europa.eu/databases/AIRBASE/

mesurée par télédétection apporte une information sur la quantité intégrée des aérosols sur la verticale.

Les observations par photomètre du réseau AERONET permettent la mesure directe de cette AOD, et sont utilisées comme référence dans de nombreuses études de validation de produits satellitaires ou de simulation de modèle. Nous utilisons ici ces observations dans un premier temps pour évaluer la précision des observations MODIS/AQUA et POLDER/PARASOL sur la région d'étude.

L'instrument MODIS, présent à bord des satellites Terra (depuis 2000) et Aqua (depuis 2002), est un spectromètre imageur permettant l'analyse des propriétés optiques des aérosols à différentes longueurs d'onde. Nous utiliserons dans les analyses les observations aérosols de niveau 2 (Remer et al., 2005) de l'AOD à 550nm et de l'exposant d'Angström (entre 470 et 670nm), à une résolution de 10km (collection 051). Le capteur POLDER-3 à bord du microsatellite PARASOL depuis fin 2009, est un radiomètre imageur à grand champ qui permet une mesure directionnelle de la réflectance (polarisée ou non). Les observations aérosols de l'AOD totale (au-dessus de la mer uniquement) et du mode fin à 865nm et l'exposant d'Angström (670nm/865nm) à une résolution de 18.5km (Tanré et al., 2011). AQUA et PARASOL font partie de la constellation de satellites de l'A-Train et fournissent donc des observations coincidentes, limitant les incohérences entre les produits. Les données disponibles sur la base de données ICARE ont été utilisées.

Bréon et al. (2011) ont montré la bonne cohérence entre les observations MODIS et PARASOL. L'objectif ici était de vérifier la cohérence des produits sur la région Europe et Méditerranée en comparaison aux observations AERONET. Pour cela, les données co-localisées (à $\pm 0.5^\circ$) pour l'intervalle 2005-2010 ont été comparées. Pour les comparaisons aux produits sur la mer, les stations AERONET proches des côtes sont utilisées. La Figure 3.4 montre la bonne corrélation entre les mesures sur le continent pour l'AOD totale et pour le mode fin. On peut cependant remarquer une diminution de la performance pour l'AOD du mode fin dans le Sud du domaine. L'intercomparaison est cependant plus critique pour le mode fin du fait des différentes méthodes utilisées pour déterminer le rayon de coupure entre les différents modes. Cette difficulté sera également à garder en tête pour les comparaisons entre simulations de modèle et observations. Un résumé des comparaisons sur l'ensemble du domaine est fourni dans les Tableau 2 et Tableau 3. D'après ces résultats, nous favoriserons l'utilisation de MODIS pour l'AOD totale et PARASOL pour l'AOD du mode fin.

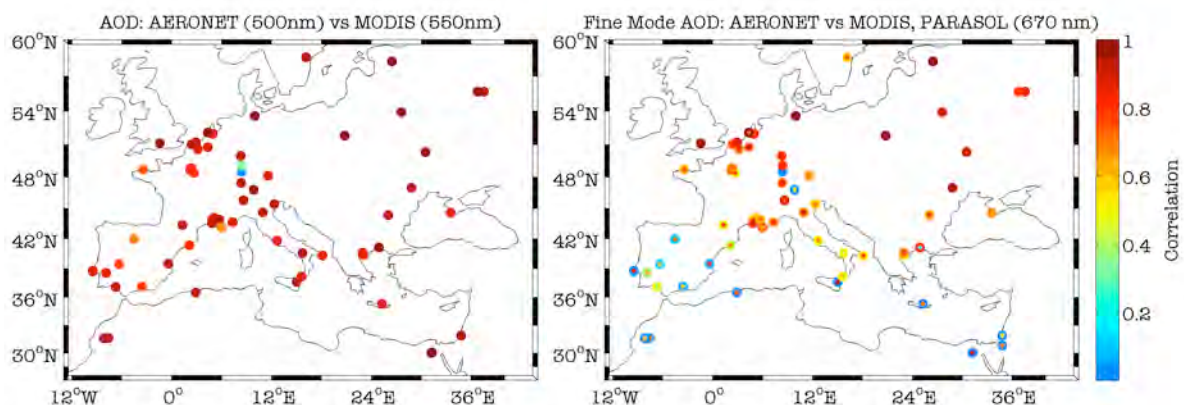


Figure 3.4. A gauche : Corrélation entre l'AOD totale MODIS et AERONET au-dessus du continent. A droite : Corrélation entre l'AOD du mode fin entre MODIS et AERONET (cercle extérieur), et entre PARASOL et AERONET (point coloré) au-dessus du continent.

Tableau 2. Comparaison entre AERONET et MODIS ou PARASOL, pour les données au-dessus de la mer.

	AOD mode fin		AOD total	
	Corrélation	Erreur quadratique	Corrélation	Erreur quadratique
MODIS	0.606	0.034	0.883	0.061
PARASOL	0.683	0.036	0.824	0.095

Tableau 3. Comparaison entre AERONET et MODIS ou PARASOL, pour les données au-dessus du continent.

	AOD mode fin		AOD total	
	Corrélation	Erreur quadratique	Corrélation	Erreur quadratique
MODIS	0.727	0.080	0.823	0.126
PARASOL	0.781	0.066	N/A	N/A

Validation du CO IASI

Le sondeur IASI (Clerbaux *et al.*, 2009) est embarqué à bord du satellite MetOp depuis fin 2006. A partir des observations obtenues en effectuant un sondage au nadir, les distributions de monoxyde de carbone (CO) sont dérivées 2 fois par jour sur tout le globe. Les données CO sont générées systématiquement sur le cluster de calcul IPSL avec l'algorithme FORLI (Hurtmans *et al.*, 2012) développé en collaboration avec l'Université Libre de Bruxelles. Ces données sont distribuées via le Pôle de données Ether (<http://ether.ipsl.jussieu.fr>), avec les fonctions de lissages et erreurs correspondantes. L'archive couvre la période 2008-2013, et est complétée tous les mois.

Ces données ont été utilisées pour analyser le transport de CO consécutifs aux feux en Grèce en été 2007 (Turquety *et al.*, 2009, Coheur *et al.*, 2009), aux feux en Russie en 2010 (voir Figure 3.5) (Krol *et al.*, 2012, Rhoni *et al.*, 2012) et en collaboration avec le LSCE pour améliorer les inventaires d'émission pour CO (Fortems-Cheiney *et al.*, 2009, 2011).

Les produits CO-IASI ont été validés avec tous les moyens disponibles : avec d'autres observations satellites (MOPITT, AIRS, TES) (George *et al.*, 2009), avec les données du réseau sol FTIR (Kerzenmacher *et al.*, 2012, Stremme *et al.*, 2013) et Qualair (Té *et al.*, 2012), des données ballons (Kryzstofiak *et al.*, 2012), et des données avions/modèles dans le cadre de la campagne IPY Polarcas (Pommier *et al.*, 2010, Klonecki *et al.*, 2012), et les données avion MOZAIC (De Wachter *et al.*, 2012). Enfin, ces données sont assimilées quotidiennement dans le modèle MACC pour faire de la prévision des champs de CO à l'échelle globale (Innes *et al.*, 2013).

Tous ces travaux ont renforcé la fiabilité des produits. MOPITT a longtemps été l'instrument de référence, mais la meilleure couverture horizontale de IASI fait que les données sont plus utiles car mieux réparties. Un papier récent illustre les tendances sur les concentrations du CO observé par plusieurs satellite (MOPITT, TES et IASI) sur 15 ans (Worden *et al.*, 2012).

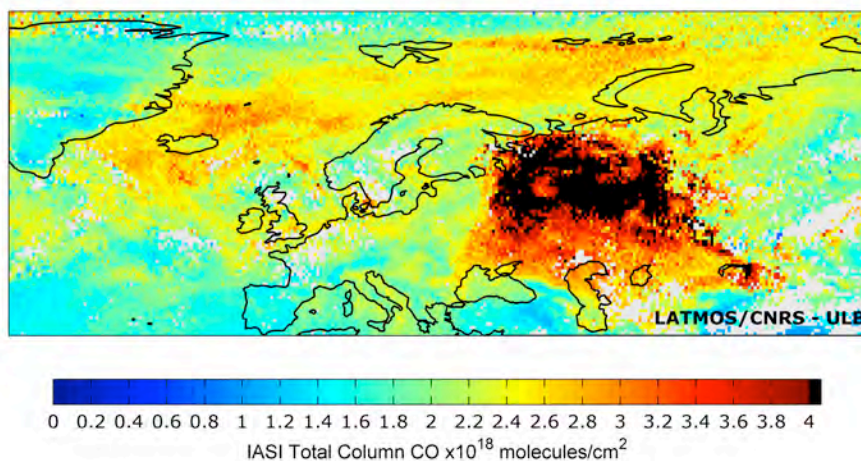


Figure 3.5. Les pics de pollution en CO au-dessus de la Russie observés par IASI en août 2010 dépassent 6 fois les normes de pollution EU. Le suivi des distributions en CO est assuré quotidiennement par ECMWF via le projet MACC qui assimile les observations CO-IASI dans ses modèles de prévision, et effectue un suivi quotidien des feux.

Dans le cadre de APIFLAME, les données satellitaires IASI (METOP) et MOPITT (TERRA) de CO ont été comparées au-dessus de 4 régions en Europe et Méditerranée (Figure 3.6) sur une période de 5 ans : 2008 à 2012. Ces deux instruments sondent l'atmosphère dans l'infrarouge thermique avec une technique d'observation similaire. Comme on peut le voir sur la Figure 3.7, les produits CO des deux instruments sont en bon accord. Les cycles saisonniers (fortes concentrations de CO à la fin du printemps dans l'hémisphère nord) sont vus par les deux instruments. Les biais moyens varient d'une région à l'autre : 6%, 7.8%, 10.5% et 14.1% pour les régions W. Euro-Med., C. Euro-Med., E. Euro-Med et Euro-Land respectivement. Ces différences entre IASI et MOPITT peuvent notamment s'expliquer par la différence des hypothèses *a priori* utilisées dans les méthodes d'inversion. L'inversion des données IASI et MOPITT repose sur la méthode de l'estimation optimale (Rodgers 2000) mais IASI utilise un profil *a priori* de CO constant, alors que le profil *a priori* de MOPITT dépend des saisons et de la localisation. Des études sont actuellement en cours afin d'étudier l'impact du choix des hypothèses *a priori* dans l'inversion de ces produits. Cette comparaison spécifique à la région d'étude APIFLAME montre la bonne cohérence entre les produits. Nous avons choisi d'utiliser par la suite uniquement les observations de CO IASI pour l'évaluation des développements.



Figure 3.6. Régions sur lesquelles les observations IASI et MOPITT ont été comparées.

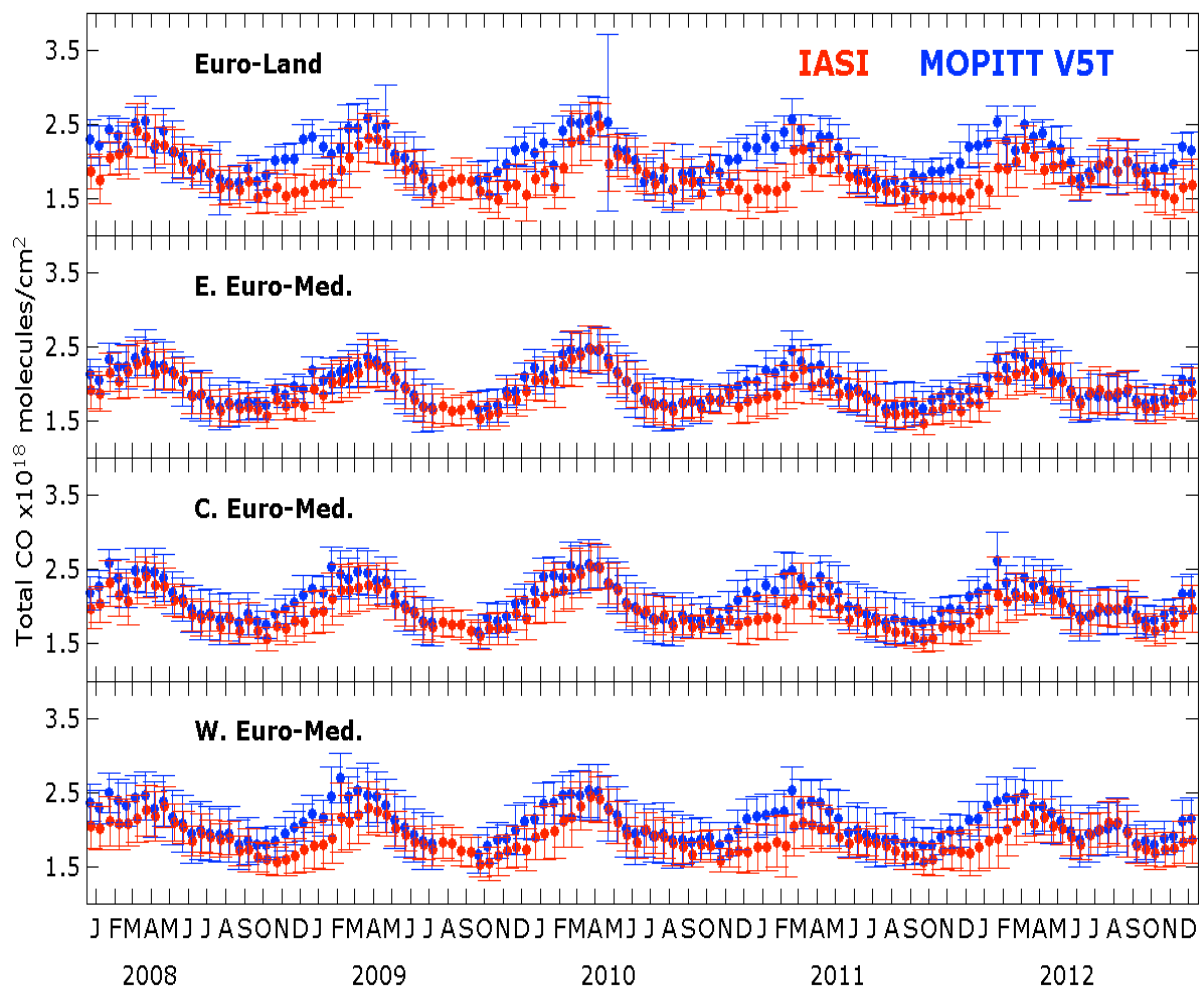


Figure 3.7. Variabilité des colonnes totales de CO pour IASI (en rouge) et MOPITT V5 (en bleu) pour les 4 régions présentées Figure 3.6. Chaque point représente une moyenne sur 15 jours. Les barres verticales représentent l'écart-type correspondant.

3.4. OUTILS DE COMPARAISON MODELES .VS. OBSERVATIONS

3.4.1. Propriétés optiques des aérosols

Afin de comparer les simulations des distributions en aérosol modélisées aux observations, mais aussi d'évaluer l'impact radiatif des aérosols, il est indispensable de calculer leurs propriétés optiques. En effet, on comparera par exemple l'AOD calculée à partir des concentrations simulées par CHIMERE à l'AOD observée par AERONET, MODIS ou PARASOL.

En ce sens, un outil numérique (OPTSIM, www.lmd.polytechnique.fr/optsim) permettant de calculer ces propriétés à partir de la caractérisation de leurs compositions chimiques, distributions en taille et concentrations dans l'atmosphère fournie par un modèle de chimie-transport a été développé (Stromatas et al., 2012). Les paramètres optiques modélisés (Péré et al., 2009, 2010) sont l'épaisseur optique en aérosols (AOD) et le coefficient d'Angström associé, l'albédo de simple diffusion (SSA) et le paramètre d'asymétrie (g). Pour ce calcul, trois types de mélange de la particule ont été considérés:

- Le mélange externe dans lequel il n'y a aucun processus de coagulation entre aérosols de manière à ce que chaque particule soit constituée d'une seule espèce chimique.

- Le mélange interne homogène où les différentes espèces chimiques sont diluées de façon homogène à l'intérieur de l'aérosol.
- Le mélange en core-shell pour lequel chaque aérosol a une structure composée d'un noyau d'espèces primaires enrobé d'une pellicule condensée d'espèces secondaires.

Il a été optimisé et adapté au LMD à l'analyse de plus longues périodes (optimisation numérique) et au calcul ciblé pour la comparaison aux observations satellitaires, le long de la trace du satellite. Afin de permettre une comparaison fiable aux observations CALIOP, une simulation du signal lidar (produit de niveau 1) a par ailleurs été intégré à cet outil. Plus spécifiquement, les paramètres calculés pour le modèle sont les profils de rétrodiffusion atténuée (β) aux deux longueurs d'onde (532 et 1064 nm). L'objectif est de simuler avec le modèle les profils lidar qui seraient observés par CALIPSO si le satellite volait au-dessus d'une atmosphère semblable à celle prédite par le modèle (Vuolo et al., 2009). Cela permet ensuite une comparaison direct modèle – observation. L'utilisation des données L1 nous permet d'assurer que les divergences entre simulations de modèle et observations révèlent les biais du modèle plutôt que des différences liées aux hypothèses d'inversion.

Les principales approximations dans le calcul des propriétés optiques sont les suivantes:

- La diffusion multiple est négligée. L'erreur associée peut devenir significative pour les panaches les plus denses (AOD > 1). L'erreur estimée sur la simulation du rapport de rétrodiffusion est de 2% (Stromatas et al., 2012).
- Les particules sont considérées comme sphériques. L'erreur induite peut être importante avec une sous-estimation significative de l'AOD et du rapport lidar. Cependant, cet effet est surtout critique pour la simulation des poussières minérales. Les panaches de feux sont en grande partie composés de particules fines pouvant être considérées comme sphérique.

3.4.2. Comparaison des gaz traces aux observations satellitaires

Pour les gaz traces, la comparaison entre modèle et observations nécessite également de calculer, à partir des champs tri-dimensionnels de concentration du modèle, des quantités directement comparables aux observations de niveau 2 (inversions). La conversion devra tenir compte des unités utilisées mais aussi des caractéristiques de l'instrument et de l'algorithme d'inversion. Ces informations sont contenues dans les erreurs d'inversion et en particulier dans les fonctions de lissage fournies par les groupes chargés des inversions pour chaque observation. Ainsi, pour une inversion de type estimation optimale (utilisé pour IASI par exemple) chaque profil de concentration modélisé \mathbf{x}_{mod} est convertit en profil tel qu'il serait restitué à partir de l'observation satellitaire $\mathbf{x}_{mod-obs}$ en utilisant la formule suivante (Rodgers, 2000) :

$$\mathbf{x}_{mod-obs} = \mathbf{A}\mathbf{x}_{mod} + (\mathbf{I} - \mathbf{A})\mathbf{x}_a \quad (1)$$

où \mathbf{A} est la matrice de fonctions de lissages, \mathbf{I} est la matrice identité et \mathbf{x}_a est le profil a priori utilisé dans la procédure d'inversion. En effet, lorsque l'instrument manque de sensibilité, la procédure d'inversion complète par une information *a priori* sur les distributions de l'espèce étudiée (climatologie et variabilité). Le 2^e facteur de l'équation ci-dessus permet de tenir compte de cet effet. Une formulation équivalente est utilisée pour les inversions type DOAS, pour la comparaison aux observations OMI et GOME-2 en particulier (e.g. Boersma et al., 2004). Cette approche est maintenant utilisée dans toutes les études combinant observations et modélisation de gaz traces (e.g. Turquety et al., 2007, 2008).

Pour chaque type de mesure, des codes flexibles (facilement adaptable à une résolution ou à un modèle différent) ont été préparés afin de permettre la création de distributions directement comparables aux observations. Les étapes principales sont :

- Pour chaque observation :

- Recherche de la maille et du pas de temps modèle correspondant (\mathbf{x}_{mod}) ;
- Calcul du profil équivalent $\mathbf{x}_{mod-obs}$ (Equ. 1), ou de la colonne intégrée;
- Incrémentation d'un champ observations moyennées sur la grille modèle \mathbf{x}_{obs} ;
- A la fin de la période (journée, jour/nuit selon le cas) :
 - Moyenne sur la grille modèle ;
 - Ecriture dans un fichier netcdf qui sera aisément utilisé pour l'analyse (profils ou colonnes de concentration, mais également nombre d'observations, variabilité dans la maille, fonctions de lissage et erreurs de restitution).

Cette procédure peut également être adaptée pour traiter des super-observations, c'est-à-dire des observations préalablement moyennées sur la grille modèle.

3.5. CONCLUSION

Le travail présenté dans ce rapport repose en grande partie sur la modélisation des processus avec les modèles de chimie-transport CHIMERE et Polyphemus, mais l'évaluation des développements nécessite une comparaison précise aux observations. Dans le cas de l'étude du transport de panaches de feux, les observations satellitaires sont particulièrement utiles de par leur bonne couverture spatiale et temporelle, permettant de suivre les trajectoires de transport de la pollution émise. Une évaluation préliminaire de principaux produits utilisés a montré la fiabilité de ces mesures, que ce soit pour l'observation des aérosols par MODIS et PARASOL ou du CO par IASI. Par ailleurs, des outils de post-traitement des simulations ont été développés pour permettre une comparaison quantitative avec les observations de télédétection en tenant compte des caractéristiques de mesure.

4. VARIABILITE DES FEUX EN EUROPE ET MEDITERRANEE

4.1. ESTIMATION DE LA SURFACE BRULEE A PARTIR DES OBSERVATIONS MODIS

Les données MODIS (MCD64 ou MCD45) fournissent la date à laquelle la surface a changé de propriétés, considérée comme la date à laquelle la végétation a brûlé, à une résolution de 500m. En suivant la méthodologie employée par Wiedinmyer et al. (2010), ce produit est combiné au produit de couverture végétale MODIS (VCF) afin de déduire la surface de végétation susceptible d'avoir brûlé. En effet, pour une maille de 500x500m² donnée, seule la fraction couverte par de la végétation peut avoir été brûlée par un feu. Ainsi, si 100% de la maille est couverte de végétation, la surface brûlée déduite est 250000 m², mais si seulement 50% de la maille est couverte de végétation, la surface brûlée est deux fois plus faible. Tout au long de ce rapport, c'est à cette surface brûlée déduite que nous ferons référence sous l'appellation MCD64 ou MCD45.

4.2. VARIABILITE SAISONNIERE ET INTERANNUELLE

Une analyse statistique de la variabilité des feux sur dix ans d'observation, entre 2003 et 2012, en Euro-Méditerranée a été réalisée à partir des observations MODIS de surface brûlée et de FRP, moyennées sur une grille de 0.1°x0.1°. La Figure 4.1 montre la surface brûlée annuelle moyenne par maille de grille, ainsi que la fréquence d'occurrence (dans chaque maille) d'un feu au moins une fois par an pendant les 10 ans considérés. Nous pouvons clairement constater que les régions les plus affectées par les feux sont le sud (Péninsule Ibérique et pourtour Méditerranéen) et l'est (Europe de l'Est, Russie et Ukraine) du domaine représenté. On peut également remarquer que les plus grandes étendues brûlées sont majoritairement dans les pays du sud, là où les feux sont relativement moins fréquents, alors que les feux sont très fréquents à l'Est mais relativement peu étendus.

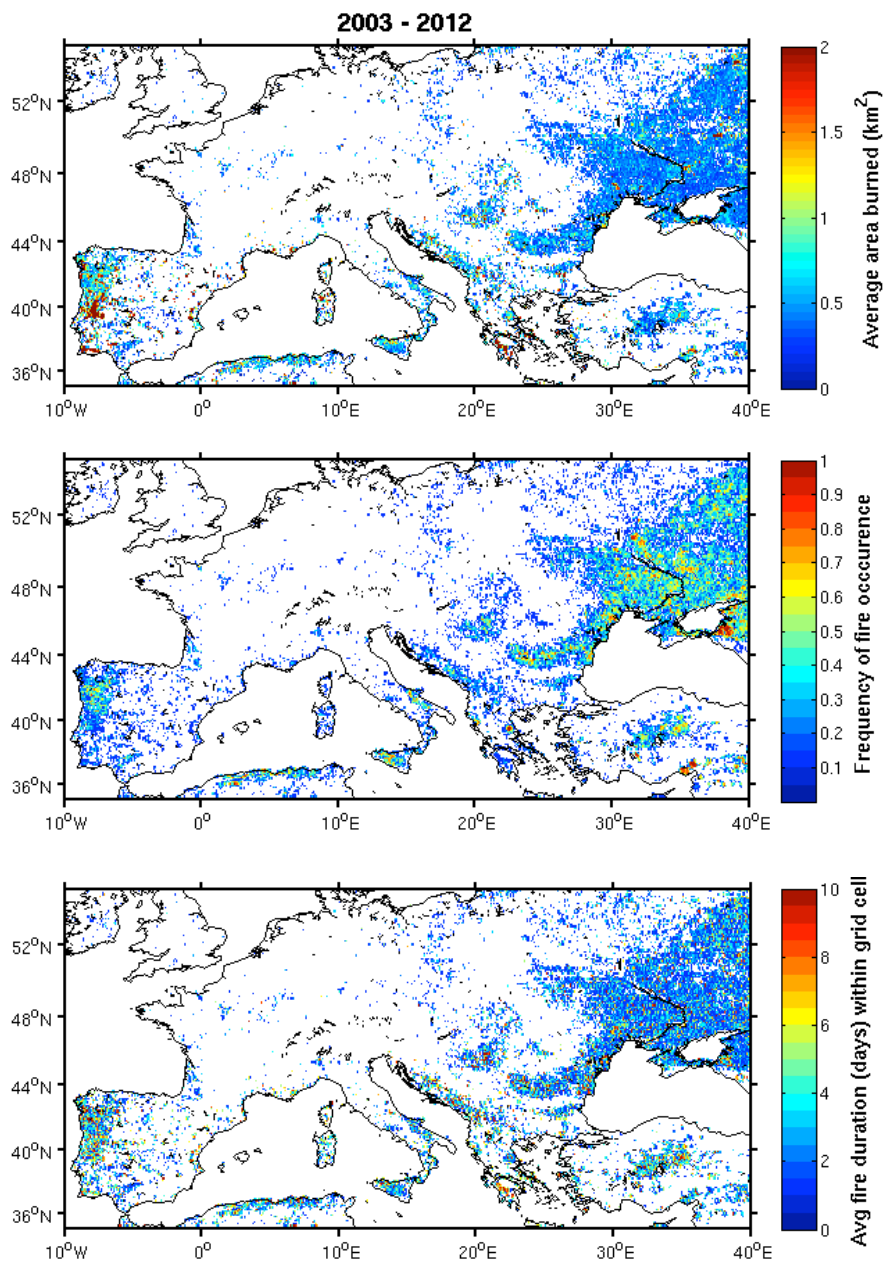


Figure 4.1. En haut : Surface brûlée annuelle moyenne sur une grille de $0.1^{\circ} \times 0.1^{\circ}$ d'après les observations MODIS (MCD64) entre 2003 et 2012. Au milieu: Fréquence des feux sur une grille de $0.1^{\circ} \times 0.1^{\circ}$ d'après les observations MODIS de surface brûlée (MCD64) entre 2003 et 2012. Une valeur de 1 signifie qu'un feu a détecté chaque année dans la maille correspondante. En bas : Durée moyenne des feux dans des mailles de $0.1^{\circ} \times 0.1^{\circ}$ (nombre de jours consécutifs avec une détection dans la même maille) d'après les observations MODIS de surface brûlée (MCD64) entre 2003 et 2012.

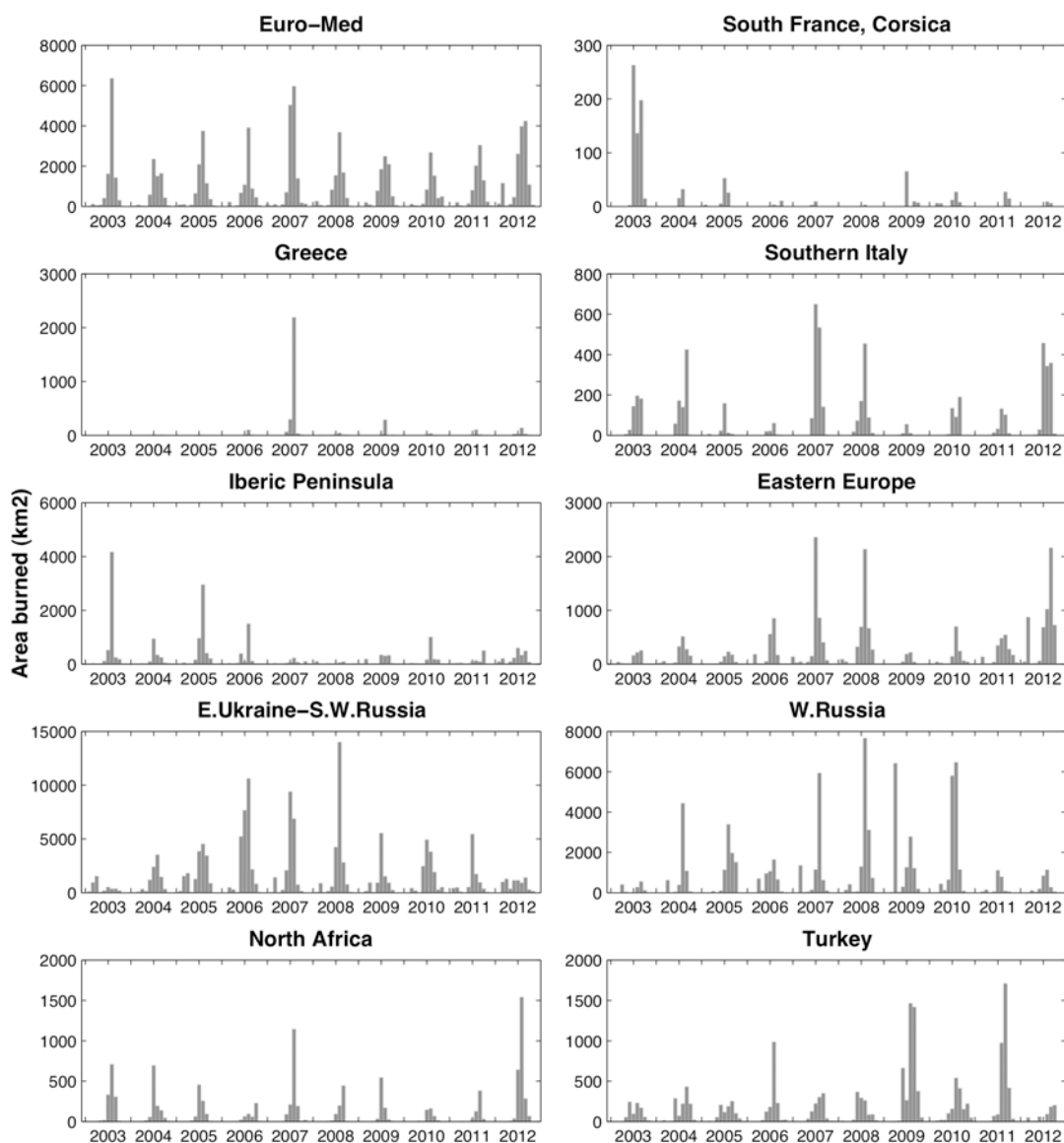


Figure 4.2. Surface brûlée mensuelle totale par région entre 2003 et 2012 d'après les observations MODIS de surface brûlée (MCD64).

La variabilité mensuelle dans les principales régions exposées aux feux est représentée sur la Figure 4.2. Dans toutes les régions, le maximum de surface brûlée est atteint pendant les mois d'été. Cependant, dans les régions de l'est (Europe de l'Est, Ukraine et Russie occidentale), les feux sont importants du printemps à l'automne (octobre). La variabilité interannuelle est également plus faible : des surfaces significatives sont brûlées chaque année. Les pays du Sud sont caractérisés par une forte variabilité des surfaces brûlées. On remarque plusieurs événements importants : les feux en 2007 pour les régions du pourtour Méditerranéen, en 2003 et 2005 au Portugal, en 2012 en Espagne, Italie et en Europe de l'Est.

La durée moyenne des événements a été évaluée en considérant le nombre de jours consécutifs de détection d'un feu dans une maille donnée. Afin d'éviter des erreurs liées à la détection (présence d'un nuage par exemple), un espace d'un jour est permis. On peut constater sur cette carte une très grande variabilité de la durée des feux. Cependant, les événements les plus intenses durent en moyenne plus de 4 jours (jusqu'à 10 jours pour les

feux en Grèce). Ce constat sera important pour la stratégie à mettre en œuvre pour la prévision de l'impact des feux.

Enfin, la végétation attribuée aux feux en moyenne sur les principales régions concernées a été analysée. Comme nous le verrons par la suite, ce type de végétation brûlé sera déterminant pour l'attribution des facteurs d'émission et donc pour le calcul des émissions.

La Figure 4.3 résume ces résultats en considérant deux bases de données d'occupation des sols différentes : CORINE et MODIS. Le Tableau 4 reprend les chiffres pour les principales régions de feux et les grands types de végétation en se basant sur les trois bases de données utilisées pour l'attribution du type de végétation : MODIS, USGS et CORINE. Les fortes différences en fonction de la base de données choisie est immédiatement visible, et ce paramètre fera partie des incertitudes majeures de l'inventaire d'émission. Si la végétation brûlée au départ n'est pas correctement diagnostiquée, cela influence à la fois la densité de biomasse susceptible de brûler et le facteur d'émission des composés chimiques.

La comparaison avec les rapports de l'EFFIS met également très clairement en évidence la difficulté d'attribution du type de végétation. La comparaison de la proportion de feux dans les zones forestières ou arborées (« Woodland ») montre que tous les classements utilisés ici sous-estiment cette fraction. Par exemple pour l'année 2007, le rapport EFFIS indique que les feux de forêt représentent 48% des surfaces brûlées dans la Péninsule Ibérique, 53% en Italie, 62% en Grèce, et 67% en Turquie. Bien que les rapports ne donnent pas suffisamment de détails pour une évaluation précise et qu'il soit difficile d'apprécier les correspondances exactes entre classes de différentes bases de données, nous pouvons nous attendre à de fortes incertitudes liées aux erreurs d'attribution du type de végétation brûlée.

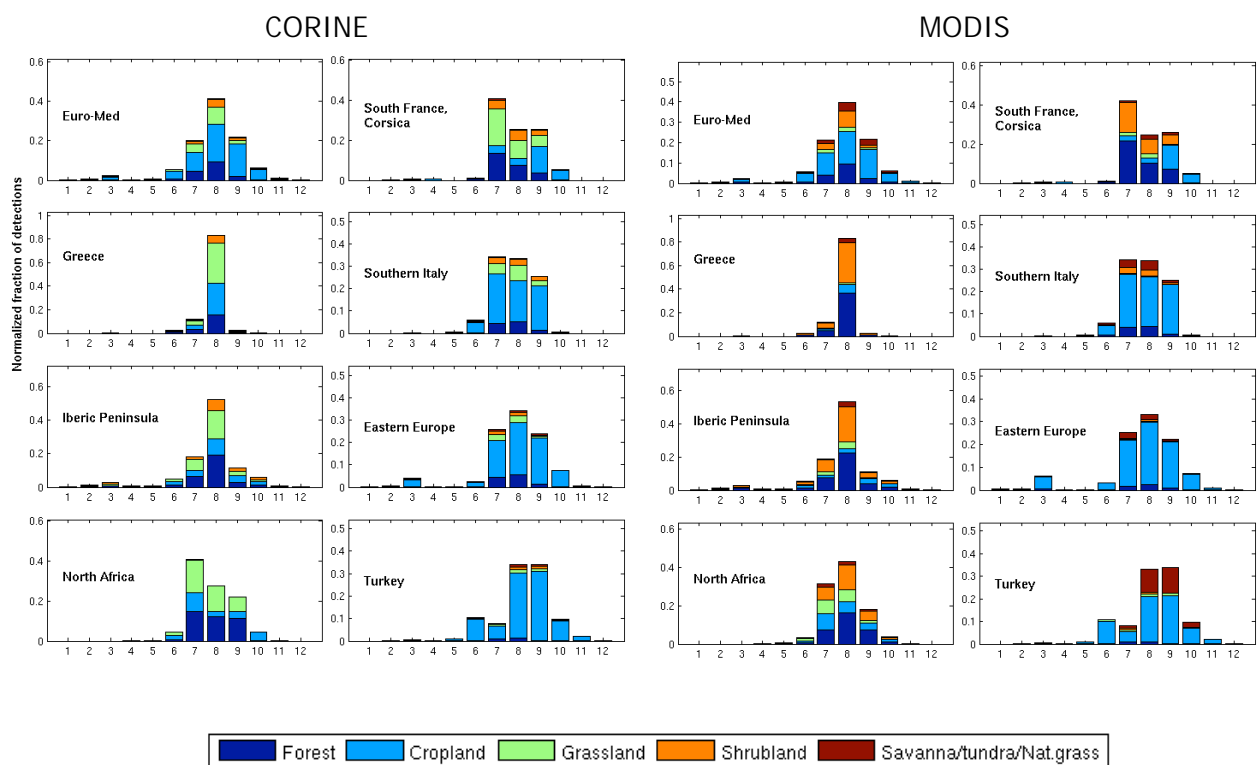


Figure 4.3. Fraction des détections de surfaces brûlées totales mensuelles dans chaque type de végétation (classes groupées) pour différentes régions du domaine Euro-Méditerranée, en moyenne sur la période 2003-2012. Le type de végétation est attribué selon la base de données CORINE (à gauche) ou MODIS (à droite).

Tableau 4. Nombre relatif de détection de feux (basé sur les données de surface brûlée) sur la période 2003-2012 (2007 entre parenthèses) attribué à chaque grand groupe de végétation d'après MODIS (en noir), USGS (en vert) et CORINE (en rouge) pour les principales régions exposées aux feux en Europe et Méditerranée. Les chiffres sont indiqués en pourcentage du nombre total de feux détectés dans la région. Le type de végétation n'est pas disponible lorsque les feux sont en dehors du domaine couvert (Afrique du Nord pour CORINE).

	Forêt	Zone agricole (cropland, arable land)	Prairies (Pasture, grassland)	Maquis (Shrubland)	Savanne (savanna, natural grassland)
Euro-Med	44.3 (~0)	18.8 (30.9)	1.5 (~0)	21.6 (~0)	13.8 (69.1)
	31.2 (7.3)	42.2 (30.4)	5.2 (7.7)	0.4 (~0)	20.9 (54.6)
	11.1 (10.5)	26.2 (59.7)	29.1 (15.9)	32.3 (12.3)	1.2 (1.5)
Sud France, Corse	6.5 (52.6)	84.6 (0)	0.9 (~0)	5.1 (47.4)	2.8 (0)
	20.3 (27.6)	71.6 (27.1)	4.0 (8.7)	~0 (27.9)	4.1 (8.7)
	3.3 (63.7)	81.7 (2.6)	11.4 (27.6)	3.5 (6.1)	0.1 (0)
Grèce	31.8 (36.0)	51.4 (58.4)	~0 (~0)	14.9 (5.5)	~0 (~0)
	10.3 (5.8)	86.0 (90.6)	~0 (~0)	1.8 (3.6)	1.8 (~0)
	2.6 (0.7)	72.1 (90.7)	19.8 (8.3)	5.4 (0.3)	0 (0)
Sud de l'Italie	15.6 (8.3)	62.8 (66.7)	3.0 (16.7)	10.2 (8.3)	8.3 (0)
	9.8 (~0)	55.1 (50.0)	0.8 (~0)	33.2 (50.0)	1.1 (~0)
	12.5 (7.4)	57.2 (82.6)	14.9 (4.4)	15.3 (5.5)	0 (0)
Péninsule Ibérique	52.4 (51.1)	2.0 (8.4)	~0 (~0)	43.6 (32.9)	2.0 (0.3)
	40.1 (57.5)	17.9 (27.8)	12.5 (5.7)	1.3 (~0)	28.1 (9.0)
	15.6 (23.6)	2.5 (7.3)	42.7 (36.7)	39.2 (31.9)	0 (0.6)
Europe de l'Est	68.1 (59.0)	9.7 (21.7)	~0 (~0)	20.8 (19.2)	1.4 (~0)
	38.5 (64.2)	61.0 (34.6)	~0 (~0)	~0 (~0)	0.5 (1.2)
	2.7 (2.6)	31.1 (89.6)	3.8 (0.3)	51.1 (4.3)	0.11 (3.1)
Afrique du Nord	39.6 (38.5)	20.6 (21.5)	3.3 (~0)	33.7 (38.5)	0.9 (1.4)
	56.4 (65.2)	29.0 (13.4)	0.4 (~0)	13.7 (21.3)	0.4 (~0)
	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Turquie	0.9 (~0)	53.4 (21.9)	1.5 (~0)	0.6 (~0)	43.5 (78.1)
	20.8 (8.2)	47. (21.3)	10.9 (8.7)	~0 (~0)	21.2 (61.7)
	3.8 (5.8)	77.6 (79.3)	6.1 (6.0)	11.8 (8.2)	0.6 (6.5)

La forte proportion de feux détectés dans les zones agricoles est en accord avec différentes études montrant que les feux associés aux pratiques agricoles représentent la cause principale de feux en Europe, avant la négligence et les incendies criminels (San-Miguel-Ayanz et al., 2013). La Figure 4.4 illustre ce type de feu, ainsi que la difficulté à les prendre en compte correctement dans le modèle d'émission. La proximité aux habitations rend ces feux particulièrement dangereux et nocifs pour la qualité de l'air.



Figure 4.4. Exemple de feu agricole.

4.3. VARIABILITE DIURNE

Les observations SEVIRI sont utilisées afin d'estimer un cycle moyen de l'intensité des feux. Une analyse a été menée en se basant sur les données pour les étés 2008 à 2010 afin de vérifier si une tendance claire se dégagait. La Figure 4.5 montre le cycle journalier tel qu'il est observé par SEVIRI, en moyenne sur les feux détectés dans différentes régions du Sud de l'Europe. On peut généralement remarquer un pic d'activité autour de 15h, mais il faut noter que les feux peuvent être également intenses la nuit, en particulier au tout début des événements. Le cycle particulier en Italie est peut-être lié à l'origine des feux, en grande partie criminelle (par exemple 65% en 2007 d'après le rapport de l'EFFIS).

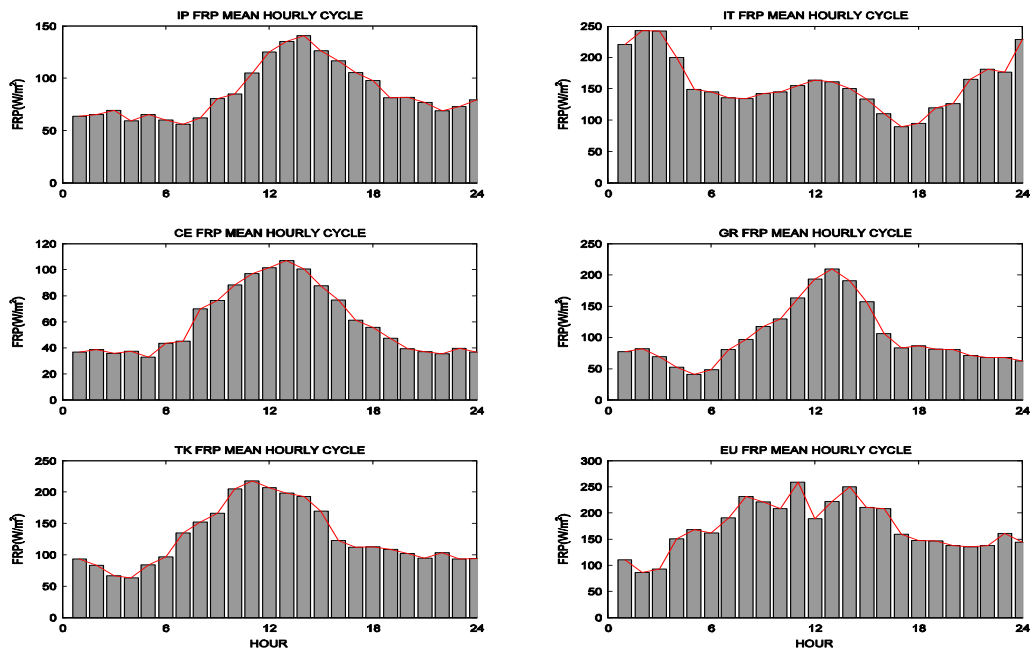


Figure 4.5. Moyenne horaire de la FRP mesurée par SEVIRI dans différentes régions du Sud de l'Europe, pour les données des étés 2008 à 2010 (IP : péninsule Ibérique, IT : Italie, CE : France et Allemagne, GR : Grèce, TK : Turquie, Eu : Europe de l'Est).

Les moyennes horaires de FRP observées par SEVIRI sont normalisées afin d'obtenir une fonction de répartition des émissions journalières estimées à partir de la surface brûlée (émissions journalières donc). Un profil diurne moyen peut être utilisé dans le code de calcul des émissions. Des problèmes de cohérences spatio-temporelles entre observations SEVIRI et MODIS des feux n'ont pas permis la mise en place d'une procédure simple pour affecter

une variabilité spécifique à une surface brûlée MODIS. Nous avons donc choisi de laisser cet aspect de côté, en privilégiant la plus haute résolution spatiale de MODIS. Le travail sur la variabilité diurne sera poursuivi dans le futur, en affectant des profils diurnes observés par SEVIRI pendant la même période et dans la même région (+/-1 jour et +/-1 degré de critère de co-localisation par exemple) plutôt qu'un profil moyen.

Pour le cas de l'été 2007, que nous analyserons en détail dans la suite de l'étude, nous ne disposons pas des observations de FRP SEVIRI. Nous avons donc choisi d'analyser la variabilité diurne à partir des observations de l'épaisseur optique des aérosols. Nous avons utilisé les données des données d'AOD disponibles sur le site ICARE (<http://www.icare.univ-lille1.fr/msg/>) (Thieuleux et al., 2005; Bernard et al., 2011). Nous avons sélectionné la période du 25 au 28 août 2007 et deux zones, une sur le sud de l'Italie, une deuxième sur la Grèce. Pour le 28 août, nous avons reporté les cartes de AOD à 550nm sur les deux régions toutes les deux heures. Pour un pixel de l'image qui représente une zone de l'ordre de 4x4km² (la résolution est de 3x3 km² au nadir), nous avons tracé l'AOD en fonction de l'heure pour les quatre jours sélectionnés.

Sur les deux régions, on constate la présence constante d'un panache sur l'ensemble de la période, l'AOD est toujours supérieure à 0.2-0.3. L'évolution diurne est relativement limitée sauf pour des turbidités importantes comme celles constatées respectivement le 27 pour l'Italie et le 28 pour la Grèce. Dans les deux cas, nos points de mesure sont localisés sur le bord de l'événement et c'est plus le déplacement du panache non uniforme qui crée l'évolution temporelle qu'une réelle évolution de l'émission au niveau de la source.

Au vu de ces résultats, nous avons choisi pour le cas de l'été 2007 de considérer les émissions constantes au cours de la journée, plutôt que d'utiliser une variabilité diurne moyenne avec un pic en début d'après midi. Ne pas utiliser de variabilité diurne est a priori une meilleure approximation qu'utiliser une distribution erronée. Une mauvaise temporalité des émissions peut entraîner des erreurs de transport des panaches. Une répartition moyenne évitera de manquer un panache émis durant la nuit.

4.4. CONCLUSION

L'analyse statistique des surfaces brûlées observées par le capteur MODIS entre 2003 et 2012 a montré que les feux ont brûlé plus de ~ 400 000 hectares de végétation chaque année en Europe au cours des 10 dernières années. Les incendies affectent surtout le sud et l'est de l'Europe, ainsi que l'Afrique du Nord, la Turquie, la Russie et l'Ukraine, principalement pendant la période estivale, de juin à septembre. Les surfaces brûlées sont très variables en fonction des années, en particulier dans le sud de la région. Les feux sont y relativement peu fréquents mais la durée des événements (jusqu'à 10 jours) et les surfaces brûlées sont considérables. Dans les pays de l'Est, de petits feux brûlent chaque année sur de grandes régions pendant des périodes d'un à deux jours.

Le type de végétation brûlé a été analysé avec différentes bases de données disponibles (CORINE, MODIS, USGS). Nous montrons que, en moyenne sur la région et en fonction des bases de données utilisées, 20 à 40% des surfaces brûlées détectées correspondent à des surfaces agricoles, 10 à 40% à des forêts, jusqu'à 30% à du maquis, et jusqu'à 70% à des prairies naturelles. On constate une très grande différence d'attribution en fonction de la base de données utilisée.

Enfin, une analyse de la variabilité diurne a été menée en se basant sur les observations par géostationnaire du capteur SEVIRI/MSG. Elle montre que les feux sont en moyenne plus intenses en début d'après midi, mais avec une faible amplitude des variations.

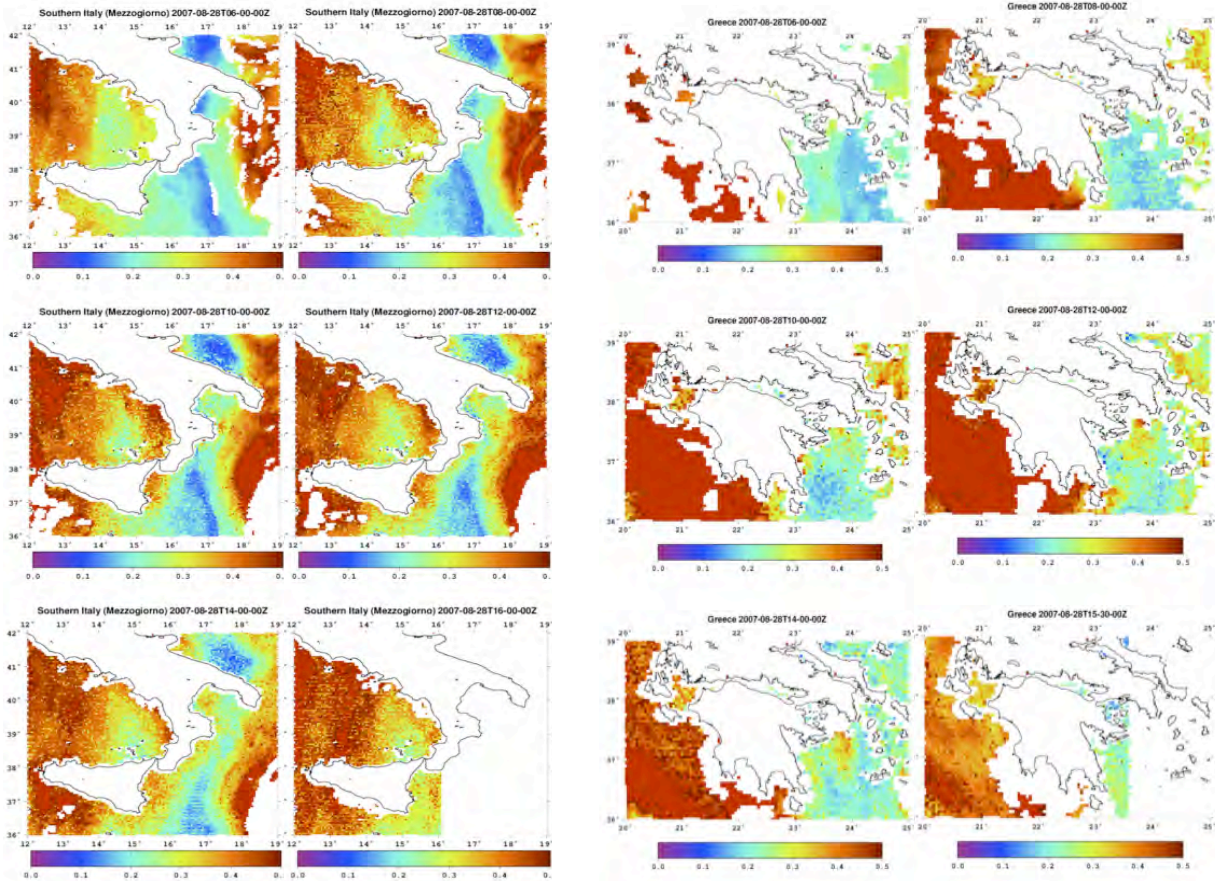


Figure 4.6. Cartes de l'AOD à 550nm retrouvée au-dessus de l'océan à partir de MSG pour la journée du 28 août 2007 sur l'Italie du Sud, et pour la journée du 28 août 2007 sur la Grèce. Les images correspondent à des acquisitions de 6h à 16h avec un pas de deux heures.

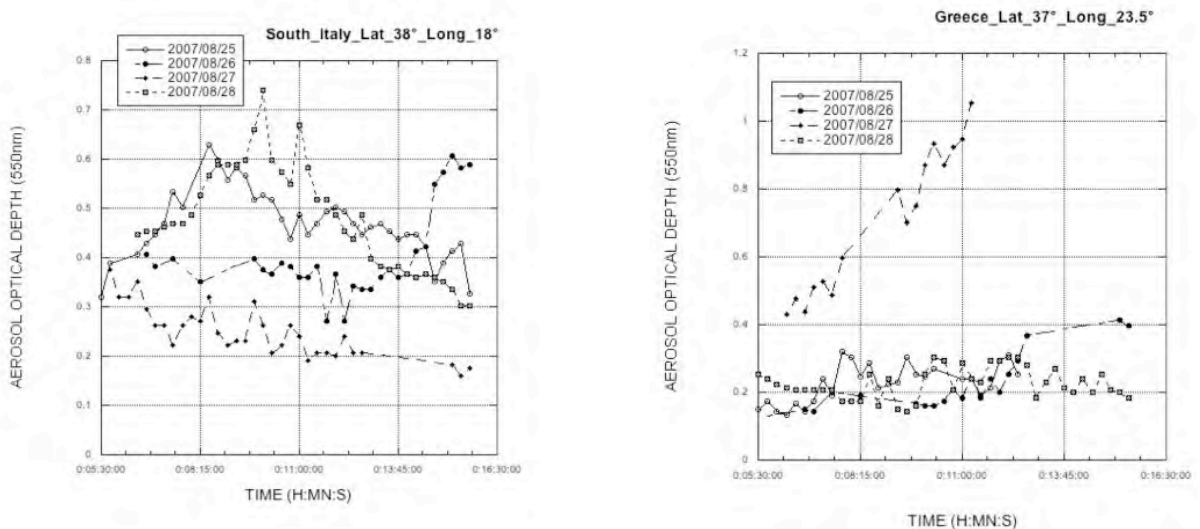


Figure 4.7. Le graphique correspond à l'évolution de l'AOD en fonction du temps pour un point de l'image et quatre jours consécutifs du 25 au 28 août 2007. A gauche : latitude=38°, longitude=18° ; A droite : latitude = 37°, longitude = 23.5°.

5. MODELE DE CALCUL DES EMISSIONS

La construction d'un modèle d'émission n'était pas initialement prévue dans le projet. Les premières simulations ont été réalisées en utilisant les cadastres existants. Les écarts entre concentrations et observations se sont cependant avérés très grands et les émissions mises à disposition étaient difficilement ajustables à l'échelle régionale. Il nous est donc apparu indispensable de développer notre propre méthodologie afin de pouvoir modifier les paramètres en fonction des performances obtenues, maîtriser les hypothèses, et comprendre les processus clés.

5.1. METHODOLOGIE

Les émissions sont calculées en utilisant la formulation de Seiler and Crutzen (1980), où l'émission E_i (g) par un feu spécifique d'une espèce i donnée est estimée en multipliant la surface brûlée dans chaque type de végétation v , A_v (m²), par la quantité de biomasse susceptible de brûler, ou densité de fuel disponible F_v (kg matière sèche (dry matter DM) m⁻²), qui dépend aussi de la végétation (du PFT), et du facteur d'émission pour l'espèce et la végétation considérés $\epsilon_{i,v}$ (g (kg DM)⁻¹), comme résumé par l'équation générale suivante:

$$E_i = \sum_{v=1}^{\text{veg types}} (A_v F_v \epsilon_{i,v}) \quad (2)$$

Toute espèce dont le facteur d'émission est connu peut être intégrée.

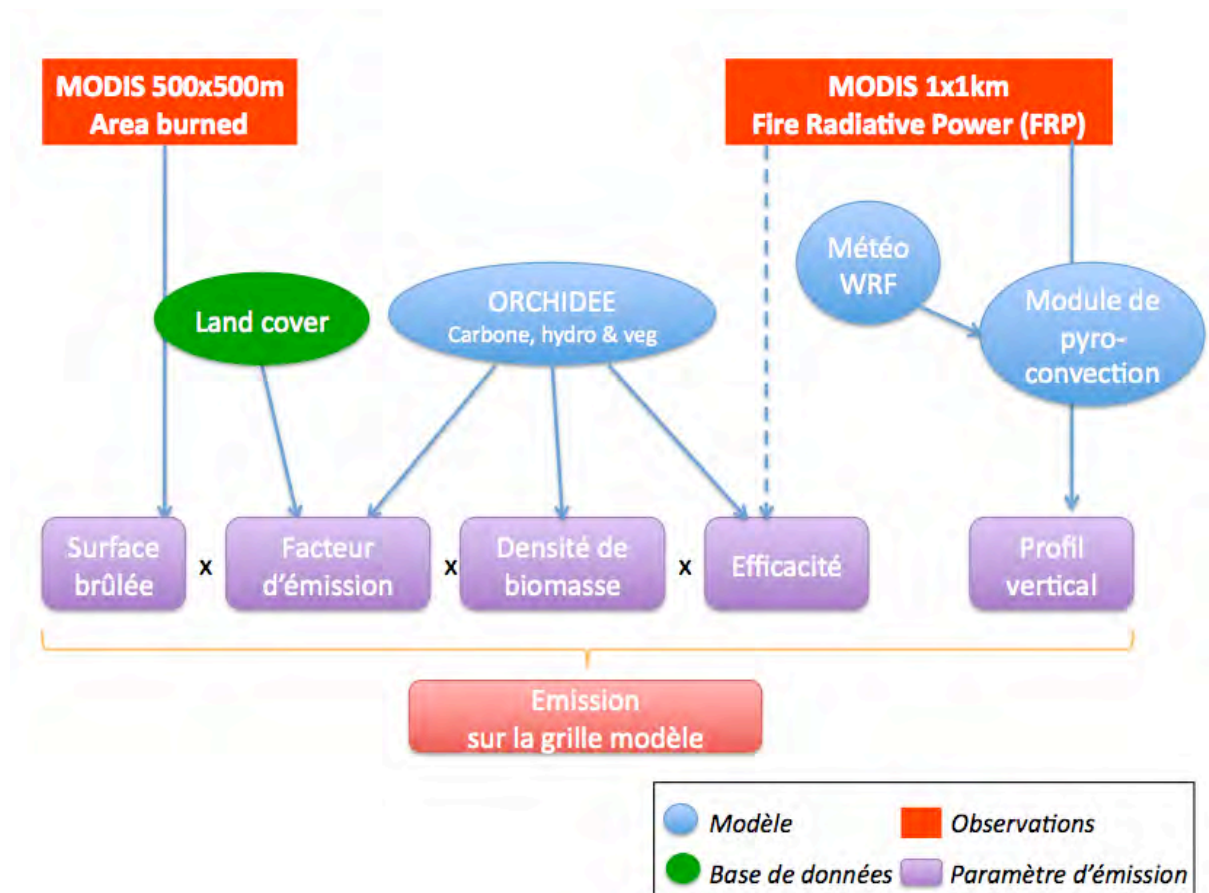


Figure 5.1. Résumé de la méthode employée pour le calcul des émissions.

Chacun des paramètres de cette équation doit être estimé pour chaque feu détecté. La méthode utilisée est détaillée dans les paragraphes suivants. Les émissions sont ainsi

calculées feu par feu avant d'être sommées dans chaque maille de la grille modèle spécifiée. Cela permet de garder l'information à haute résolution sur le type de végétation brûlé. Un schéma de la procédure employée est fourni sur la figure ci-dessous.

Le type de végétation n'étant pas décrit selon les mêmes classifications pour les bases de données d'occupation des sols, le modèle de cycle du carbone ORCHIDEE et les écosystèmes pour lesquels les facteurs d'émission sont fournis, des matrices de correspondances sont utilisées.

La méthode employée pour le calcul de la surface brûlée est décrite dans la section 4. Nous allons décrire brièvement dans les paragraphes ci-dessous la méthode employée pour l'estimation de la densité de fuel disponible et des facteurs d'émission.

Densité de biomasse et efficacité de combustion

Afin de calculer la densité de fuel (F_v), la densité de biomasse (kg C m^{-2}) est multipliée par un terme d'efficacité de combustion (fraction) et convertit de masse de carbone en matière sèche (48% de carbone dans la matière sèche).

$$F_v = \frac{1}{0.48} \sum_{R=1}^N B_{R,v} \times \beta_{R,v} \quad (3)$$

où la somme représente la somme sur les réservoirs de carbone considérés.

Des champs issus de simulations du modèle ORCHIDEE sont utilisés pour le calcul de la densité de biomasse B . Parmi les 13 classes (PFTs) ORCHIDEE, seuls 12 sont utilisées pour le calcul de la densité de carbone (la classe 'sol nu' ne contribue pas).

Tableau 5. Fraction de végétation susceptible de brûler pour les différentes classes et réservoirs ORCHIDEE.

ORCHIDEE PFT	LITTER	LEAF	WOOD	ROOTS
Tropical broad-leaved evergreen	100	10 (5-20)	0	0
Tropical broad-leaved raingreen	100	10 (5-20)	0	0
Temperate needleleaf evergreen	100	30 (15-60)	10 (5-20)	0
Temperate broad-leaved evergreen	100	30 (15-60)	10 (5-20)	0
Temperate broad-leaved summergreen	100	20 (10-40)	10 (5-20)	0
Boreal needleleaf evergreen	70	20 (10-40)	20 (10-40)	5 (2.5-10)
Boreal broad-leaved summergreen	70	20 (10-40)	20 (10-40)	5 (2.5-10)
Boreal needleleaf summergreen	70	20 (10-40)	20 (10-40)	5 (2.5-10)
C3 grass	100	50 (25-100)	5 (2.5-10)	0
C4 grass	100	50 (25-100)	5 (2.5-10)	0
C3 agriculture	100	50 (25-100)	5 (2.5-10)	0
C4 agriculture	100	50 (25-100)	5 (2.5-10)	0

Pour chacune de ces douze classes de PFT, quatre valeurs de densité de biomasse vont être estimées à partir des données de réservoirs disponibles dans le fichier STOMATES:

- La litière (matière organique en surface, 'litter') et est la somme des classes dans le tableau contenant le terme LITTER,
- Les racines correspondent à la classe "root mass"
- Les feuilles correspondent à la classe "leaf mass"
- Les bois correspondent aux classes sur les *sap*, *heartwood* et *fruits*.

L'utilisation d'une simulation ORCHIDEE nous permet de tenir compte de la variabilité

saisonnaire et interannuelle de la densité de biomasse dans le calcul de la densité de combustible. L'efficacité de combustion est un facteur très variable, entre les types de fuel mais également au cours d'une saison (Hoffa et al., 1999). De manière générale, les fuels fins et secs brûlent plus complètement que les fuels plus gros et humides.

Nous avons suivi l'approche de Hoelzemann et al. (2004), en appliquant tout d'abord un facteur représentant la fraction de la biomasse susceptible de brûler dans chaque réservoir. Afin de tester la sensibilité de nos estimations à ce paramètre, trois scénarios différents ont été considérés, en se basant sur les valeurs estimées par Hoelzemann et al. (2004). Ces valeurs représentent notre référence, et deux scénarios ont été estimés en prenant $\pm 50\%$ de la référence. Le Tableau 5 indique les valeurs utilisées pour la simulation de référence, ainsi que les valeurs minimales et maximales (entre parenthèses). On remarquera que pour la classe "LITTER" les scénarios sont tous identiques et correspondent uniquement à une atténuation de la végétation boréale (classes 6, 7 et 8).

Un nouveau scénario a été développé en utilisant l'humidité comme diagnostique de la quantité de végétation disponible. Nous nous basons pour cela sur le stress hydrique subi par la plante (disponible dans les fichiers de sortie ORCHIDEE). Une simple relation linéaire est appliquée : une fraction maximale (scénario MAX) sera brûlée pour une végétation sèche (fort stress hydrique) et une fraction minimale (scénario MIN) sera brûlée pour une végétation humide. Nous ferons référence à cette méthode comme notre scénario VAR par la suite.

Après avoir ainsi estimé la quantité de biomasse disponible, un facteur supplémentaire représentant l'efficacité de la combustion est appliqué pour estimer la quantité de biomasse susceptible d'être brûlée. Ici encore, les valeurs utilisées par Hoelzemann et al. (2004) ont été utilisées.

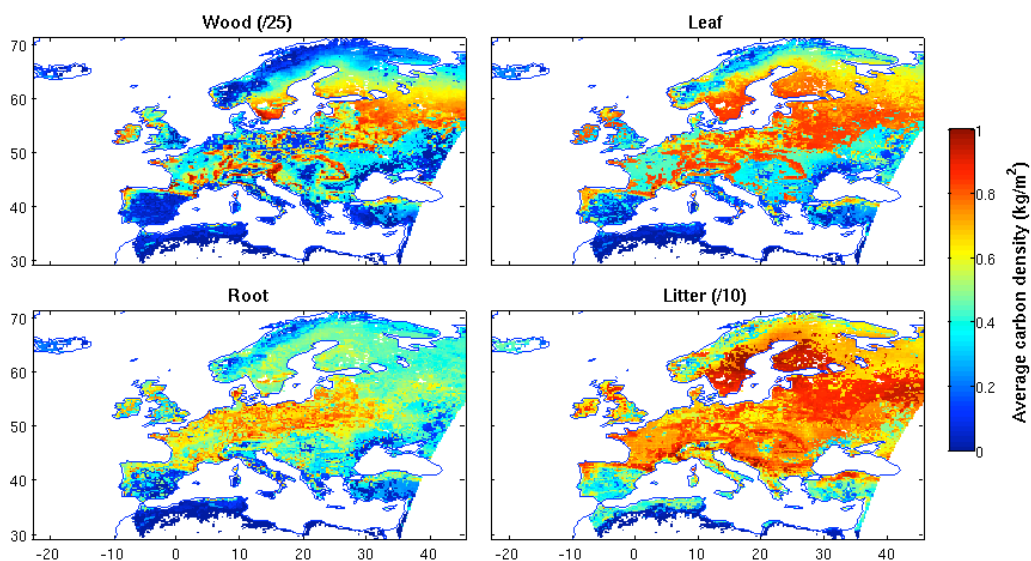


Figure 5.2. Densité de biomasse pour chaque réservoir de carbone pris en compte comme susceptible d'être brûlé (tous les PFTs sont pris en compte en fonction de leur contribution relative) d'après la simulation régionale ORCHIDEE pour l'année 2007.

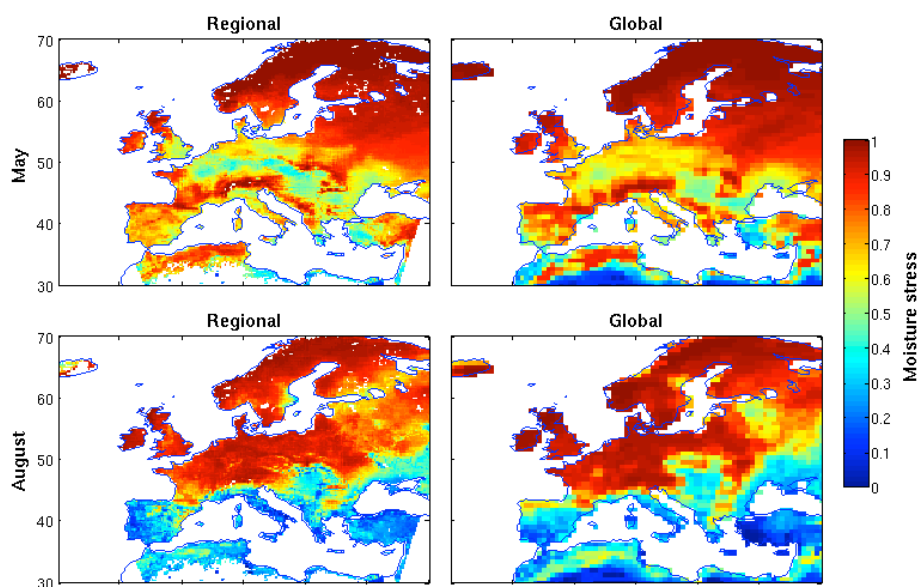


Figure 5.3. Stress hydrique diagnostiqué par ORCHIDEE pour les mois de mai et août 2007, en simulation régionale (à gauche) ou globale (à droite).

Le Tableau 6 résume les valeurs moyennes de quantité de biomasse susceptible d'être brûlée en fonction des différents écosystèmes, et pour les différents scénarios, pour l'exemple de l'année 2007. D'après cette estimation, la variation en fonction du scénario est en moyenne surtout critique pour les feux de forêt. Par contre nous obtenons des valeurs très différentes en fonction de la simulation ORCHIDEE utilisée. Hoelzemann et al. (2004) obtiennent des valeurs de biomasse disponible égales à, pour l'Europe de l'Ouest et l'Europe de l'Est respectivement : 0,8 et 1,4 kg/m² pour la classe 'savanne' et 7,5 et 11,8 kg/m² pour la classe 'forêt'. Les valeurs utilisées ici sont en bon accord général, mais plus faibles pour les forêts. Il faut noter que plus tôt dans la saison (au printemps), les valeurs simulées sont plus élevées pour ces PFTs. Les densités de biomasses déduites de la simulation globale sont a priori trop faibles.

Tableau 6. Quantité de biomasse susceptible d'être brûlée (carbone en kg/m²) (mois d'août).

		Forêt	Herbacée	Culture
Scénario MIN	Régional	3.08	1.25	2.47
	Global	1.03	0.36	1.35
Scénario MEAN	Régional	3.69	1.26	2.49
	Global	1.27	0.36	1.35
Scénario MAX	Régional	4.75	1.28	2.53
	Global	1.68	0.37	1.35
Scénario VAR	Régional	3.83	1.26	2.51
	Global	1.37	0.36	1.35

Facteurs d'émission

L'inventaire se base principalement sur les données reportées par Akagi et al. (2011) à partir des mesures réalisées dans différentes expériences (terrain et chambre de combustion). Pour les facteurs manquants, les valeurs de Andreae et al. (communication personnelle des mises à jour de Andreae and Merlet, 2001) ont été utilisées. Les facteurs d'émission sont

indiqués dans le Tableau 7. Toute espèce dont le facteur d'émission est connu peut être ajoutée à l'inventaire.

Les valeurs utilisées ici sont cohérentes avec les valeurs mesurées par Alves et al. (2011) pour des feux au Portugal pour les aérosols, et légèrement plus faibles pour BC que les valeurs de Lioussé et al. (2004, 2010). Elles sont cependant significativement plus faibles pour le CO. En effet, le facteur d'émission du CO atteint 231 ± 117 g /kg dans Alves et al. (2011) (notons que la variabilité est très importante). Les facteurs d'émission utilisés pourront à terme être ajustés en fonction des conclusions des mesures en chambre de combustion (partie 4.3) et des comparaisons aux observations. Cependant, les expériences sont souvent réalisées pour des types de végétation bien spécifique et ne sont pas faciles à généraliser dans le cadre d'un inventaire régional qui a vocation à être utilisé avec des bases de données de type de végétation de grande échelle donc peu détaillées.

Les espèces inventaires sont ensuite agrégées dans les espèces incluses dans le modèle grâce à une matrice d'agrégation (par exemple NO_x correspond à 90% de NO, 9.2% de NO₂ et 0.8% de HONO). Cette matrice est adaptable en fonction du schéma chimique utilisé. Elle a été préparée pour CHIMERE et Polyphemus.

Versions successives du modèle de calcul des émissions (« emiFires »)

Le code a été développé tout au long du projet. Les résultats de différentes versions récentes sont analysés dans la suite du rapport, avec les configurations suivantes :

- emiFires2013a : repose sur les bases de données USGS ou MODIS, la surface brûlée MODIS MCD64 ou MCD45, la simulation ORCHIDEE régionale et le scénario de β_v dépendant du stress hydrique (VAR) ;
- emiFires2013b : la même configuration est utilisée mais avec la possibilité d'utiliser le landuse CORINE et un ajustement des PFTs contribuant au carbone brûlé dans le cas de feux agricole (tous les PFTs étaient brûlés en fonction de leur contribution relative dans la version 2012).

Dans ce rapport, nous présentons les émissions calculées à partir de ces deux dernières versions. Cependant, l'analyse des cas d'étude a été réalisée à partir du cadastre calculé avec emiFires2013a.

Tableau 7. Facteurs d'émission (g/kg DM) utilisés pour les espèces prises en compte dans l'inventaire, issus de Akagi et al. (2011) sauf (*) issus de Andreae et Merlet (2001) et mises à jour.

Species	Tropical Forest	Savanna	Crop residue	Pasture Maintenance	Boreal forest	Temperate forest	Peatland	Chaparral
CO2	1643.00	1686.00	1585.00	1548.00	1489.00	1637.00	1563.00	1710.00
CO	93.00	63.00	102.0	135.00	127.00	89.00	182.00	67.00
CH4	5.07	1.94	5.82	8.71	5.96	3.92	11.8	2.51
C2H2	0.44	0.24	0.27	0.21	0.18	0.29	0.14	0.20
C2H4	1.06	0.82	1.46	1.28	1.42	1.12	1.79	0.75
C2H6	0.71	0.66	0.91	0.95	1.79	1.12	0.	0.36
C3H4	0.016	0.012	0.	0.020	0.	0.	0.	0.
C3H6	0.64	0.79	0.68	0.85	1.13	0.95	2.30	0.38
C3H8	0.	0.	0.	0.	0.059	0.	0.	0.
C3H8	0.126	0.10	0.28	0.22	0.44	0.26	0.	0.19
ISOPRE	0.13	0.039	0.38	0.12	0.15	0.	1.07	0.
C6H6	0.39	0.20	0.15	0.70	1.11	0.	2.46	0.
TOLUEN	0.26	0.080	0.19	0.34	0.48	0.	1.21	0.
XYLEN	0.11	0.014	0.	0.11	0.18	0.	0.	0.
TERP	0.	0.	0.	0.	3.09	0.	0.	0.
C2H5OH	0.	0.	0.	0.	0.055	0.	0.	0.
CH3OH	2.43	1.18	3.29	5.84	2.82	1.93	5.36	0.80
PHENOL	0.45	0.52	0.52	1.68	2.96	0.33	4.36	0.45
HCHO	1.73	0.73	2.08	1.90	1.86	2.27	1.69	0.83
CH3COCH3	0.63	0.16	0.45	1.05	0.75	0.	1.08	0.
MVE	0.	0.16	0.08	0.	0.	0.	0.85	0.
ACETIC	4.08	3.82	6.89	10.66	5.15	2.426	7.78	1.178
OCS	0.025	0.	0.	0.	0.46	0.	1.20	0.
NH3	1.33	0.52	2.17	1.47	2.72	0.78	10.8	1.03
123TMB	0.	0.	0.	0.	0.051	0.	0.	0.
124TMB	0.	0.	0.	0.	0.030	0.	0.	0.
135TMB	0.	0.	0.	0.	5.86E-03	0.	0.	0.
AROM ⁽¹⁾	0.059	0.007	0.	0.	0.132	0.	0.	0.
ALKAN ⁽²⁾	0.073	0.037	0.150	0.065	0.350	0.083	0.	0.14
ALKEN ⁽³⁾	0.297	0.159	0.502	0.37	0.48	0.	0.	0.
ALDEHS ⁽⁴⁾	2.262	1.164	2.714	2.7771	0.619	0.183	4.731	0.169
KETON ⁽⁵⁾	1.06	0.	0.	3.5	0.426	0.	0.	0.
FURANS ⁽⁶⁾	2.29	0.17	0.11	2.63	0.8	0.2	1.51	0.18
SO2	0.40	0.48	0.4(*)	0.32	1.(*)	1.(*)	0.	0.68
HONO	1.18	0.20	0.	0.16	0.	0.52	0.	0.41
NOX	2.55	3.9	3.11	0.75	0.90	2.51	0.8	3.26
N2O	0.	0.	0.	0.	0.41	0.16	0.	0.25
BC	0.52	0.37	0.75	0.91	0.	0.	0.20	1.3
OC	4.71	2.62	2.30	9.64	0.	0.	6.23	3.7
PM25	9.1	7.17	6.26	14.8	15.3	12.7	0.	11.9
TPM	18.5	8.5(*)	6.26(*)	28.9	17.6(*)	17.6(*)	0.	0.

⁽¹⁾AROM regroupe les aromatiques autres que le benzène, le toluène, et le triméthylbenzène (M=126g/mol)

⁽²⁾ALKAN regroupe les butanes et alcanes plus lourds (M=58g/mol)

⁽³⁾ALKEN regroupe les butènes et alcènes plus lourds (M=56g/mol)

⁽⁴⁾ALDEHS regroupe les aldéhydes autres que le formaldéhyde (M = 44g/mol)

⁽⁵⁾KETONS regroupe comme les cétones autres que l'acétone (M=72g/mol)

⁽⁶⁾FURANS regroupe les furanes (M=82g/mol)

5.2. VARIABILITE SUR LA PERIODE 2003-2012 ET INTERCOMPARAISON

Nous avons vu dans la description de la méthodologie que plusieurs choix sont permis pour le calcul des paramètres clés. Nous présentons ici les résultats pour la version 2013a du code d'émissions. La configuration correspondant à notre « meilleure estimation » repose sur le landuse CORINE, la surface brûlée MODIS AB64, la simulation ORCHIDEE régionale avec un scénario d'efficacité dépendant du stress hydrique (version emiFires2013). Cependant, il demeure difficile d'opter pour une base de donnée de végétation plutôt qu'une autre, comme décrit dans la partie 4.2. Nous allons donc par la suite présenter les résultats pour la configuration par défaut mais avec les 3 options de type de végétation : CORINE, MODIS et USGS. Une analyse d'incertitude plus poussée est présentée dans le paragraphe suivant.

Les émissions calculées pour la période 2003-2012 est comparé aux inventaires couramment utilisés dans la modélisation de la chimie et du transport : GFED-v3 (van der Werf et al., 2010) ; FINN-v1 (Wiedinmyer et al., 2011) ; GFAS-v1 développé dans le cadre du projet MACC (Kaiser et al., 2012). Ces inventaires sont tous globaux, journaliers et basés sur les observations MODIS. L'inventaire GFED utilise les surfaces brûlées mensuelles MCD64 (Giglio et al., 2011) avec une distribution journalière basée sur les feux actifs (Mu et al., 2011). FINN et GFAS ont pour vocation de réaliser un calcul en temps réel, et donc reposent sur les observations de feux actifs, disponibles en temps réel. L'approche utilisée dans FINN est de calculer à partir des feux actifs à 1km une surface brûlée (fraction du pixel à 1km couvert de végétation). GFED et FINN utilisent ensuite une méthodologie proche de celle développée ici, reposant sur l'équation 2 (approche « bottom-up »). La densité de biomasse est tabulée en fonction du type de végétation pour l'inventaire FINN, et issu d'une modélisation du cycle du carbone pour l'inventaire GFED. GFAS se base sur une approche très différente, reliant directement intensité du feu (donnée par la FRP) à la quantité de carbone consommée (approche « top-down »). La méthodologie utilisée ici se rapproche plus de celle utilisée dans GFED. Cependant c'est une version simplifiée dans le sens où les feux ne sont pas ici directement intégrés dans la simulation du cycle du carbone. C'est incontestablement un point faible mais permet de limiter les développements pour une première version de l'algorithme. Enfin, les facteurs d'émission sont principalement issus de la base de donnée compilée par Andreae and Merlet (2001) pour GFED et GFAS, par Akagi et al. (2009) pour FINN. Les caractéristiques des différents inventaires sont résumées dans le Tableau 8.

Tableau 8. Approches et paramètres utilisés par les différents inventaires comparés.

	APIFLAME	GFEDv3	FINNv1	GFASv1
Approche	<i>Bottom up</i>	<i>Bottom up</i>	<i>Bottom up</i>	<i>Top down</i>
Résolution	Journalier 500m	Journalier, 3h 0.5°x0.5°	Journalier 1km	Journalier 0.5°x0.5°
Surface brûlée	MCD64	MCD64, feux actifs	Feux actifs	--
Densité de biomasse	Modèle ORCHIDEE	Modèle CASA- GFED (incluant feux)	Fonction (table) de la végétation	Fonction de la FRP MODIS, ajustée avec GFEDv3
Efficacité	Variable	Variable	Fixe	Fixe
Facteurs d'émission (principale source)	Akagi et al., 2009	Andreae and Merlet, 2001	Akagi et al., 2009	Andreae and Merlet, 2001

Nous avons dans un premier temps comparé les valeurs mensuelles calculées entre 2003 et 2012 par les inventaires GFED, GFAS et l'inventaire développé ici. La Figure 5.4 montre les résultats obtenus pour le carbone organique (OC). Les émissions de l'inventaire APIFLAME sont significativement plus élevées que les deux autres inventaires pendant la saison des

feux (été), et du même ordre de grandeur le reste de l'année, sauf pour la région Afrique du Nord où GFAS est significativement plus élevé. Les émissions dans l'Est du domaine sont particulièrement élevées comparé aux émissions des autres inventaires, en particulier lorsque les bases de données de végétation USGS ou MODIS sont utilisées.

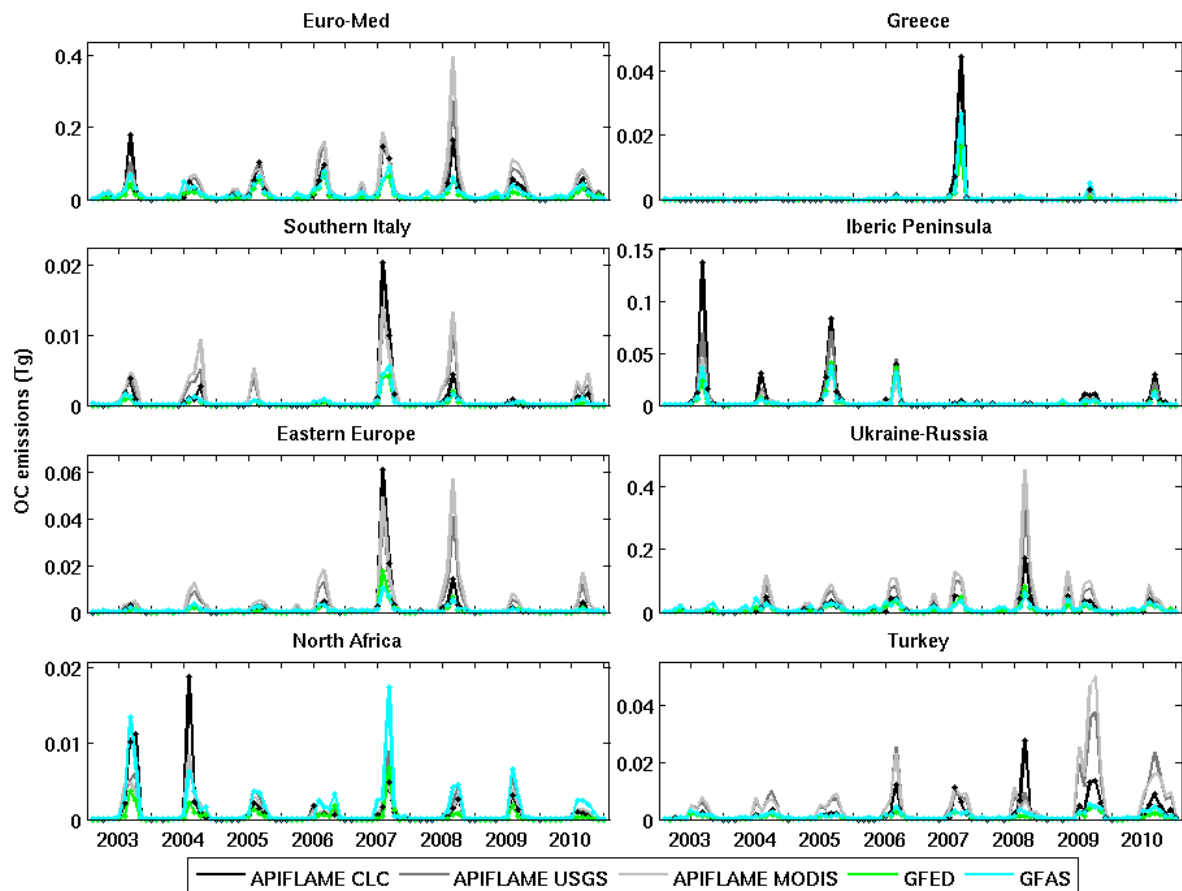


Figure 5.4. Emissions mensuelles de carbone organique (OC) entre 2003 et 2010 pour les inventaires GFEDv3 et GFASv1 et pour l'inventaire APIFLAME (emiFires2013b) basé sur le landuse CORINE (CLC), MODIS ou USGS.

Pour la région Euro-Méditerranée (en excluant donc l'Ukraine et la Russie), le biais moyen entre les inventaires APIFLAME et :

- GFED est de +50,2% pour APIFLAME-CLC, +148% pour APIFLAME-USGS, +188% pour APIFLAME-MODIS
- GFAS est de -42% pour APIFLAME-CLC, -7% pour APIFLAME-USGS, +10% pour APIFLAME-MODIS

Le biais moyen entre GFAS et GFED est de 163%.

Si nous nous concentrons sur les valeurs estivales, nous obtenons alors le biais moyen entre les inventaires APIFLAME et :

- GFED est de +117% pour APIFLAME-CLC, +190% pour APIFLAME-USGS, +242% pour APIFLAME-MODIS
- GFAS est de 60% pour APIFLAME-CLC, 115% pour APIFLAME-USGS, 155% pour APIFLAME-MODIS

Le biais moyen entre GFAS et GFED est de 41%.

Kaiser et al. (2012) recommandent l'utilisation d'un facteur 3,4 sur les émissions de PM GFAS sur la base de comparaisons entre simulations de modèle et observations de l'AOD pour le cas des feux en Russie. Les valeurs plus élevées calculées ici apparaissent donc aller dans le sens d'un meilleur accord avec les observations.

Les plus fortes émissions dans le Sud de l'Europe ces dix dernières années correspondant à l'été 2007, nous nous sommes concentrés sur cet été de référence pour une évaluation plus précise. Les surfaces brûlées journalières utilisées dans APIFLAME, GFED et FINN sont représentées sur la Figure 5.5. Elles sont en très bon accord, en particulier GFED et APIFLAME qui se basent sur le produit MCD64. GFED indique cependant des valeurs plus élevées dans l'est du domaine (Ukraine, Russie, Turquie). La comparaison journalière des émissions de OC pour les 4 inventaires est présentée sur la Figure 5.5. Ici, les émissions GFAS sont également indiquées. Tout comme lors de la comparaison mensuelle, les valeurs calculées dans le cadre de ce projet sont significativement plus élevées. On remarque que pour les feux en Grèce les valeurs sont en très bon accord avec GFAS mais les feux durent un jour de plus (lié à la variabilité de la surface brûlée).

Le calcul des émissions avec la version emiFires2013a est indiqué en grisé. Ce calcul est notre première estimation avant l'exercice d'évaluation mené sur le cas de l'été 2007 et présenté dans la section 6. La comparaison entre simulation et observation a mis en évidence une sous-estimation des émissions en Grèce et une surestimation en Europe de l'Est. Nous avons à partir de ce constat retravaillé le modèle en incluant le landuse CORINE mais également des ajustements sur la prise en compte des PFTs ORCHIDEE.

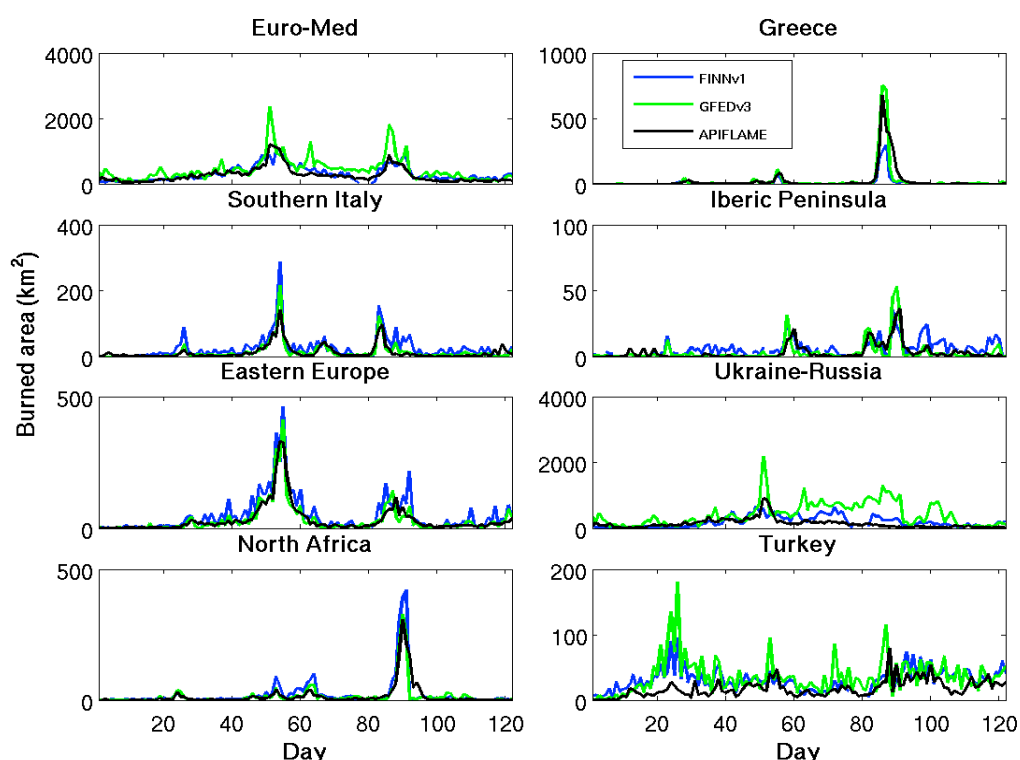


Figure 5.5. Surfaces brûlées journalière pendant l'été 2007 (juin-septembre) pour les différents inventaires : FINNv1, GFEDv3 et APIFLAME.

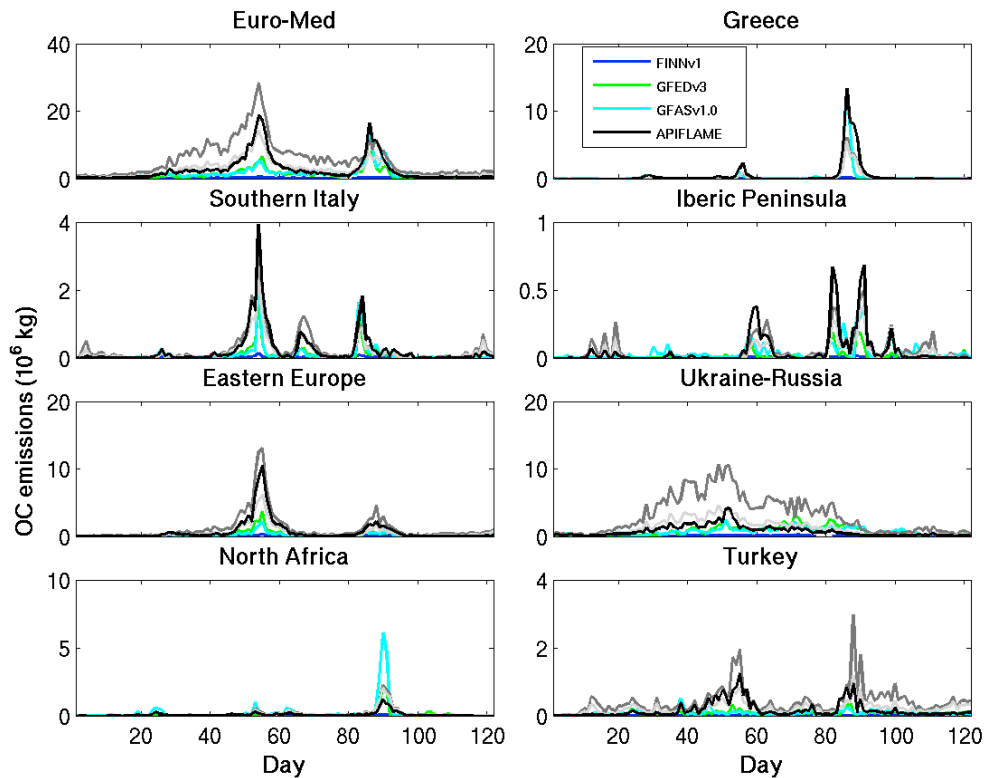


Figure 5.6. Emissions journalières de OC pendant l'été 2007 (juin-septembre) pour les différents inventaires : FINNv1, GFEDv3, GFAS et APIFLAME. Les différentes configurations sont : en noir APIFLAME CLC, en gris clair APIFLAME USGS (emiFires2013b) et en gris foncé APIFLAME USGS version emiFires2013a.

5.3. EVALUATION DES INCERTITUDES

La description des paramètres clés utilisés pour le calcul des émissions a montré que plusieurs choix et/ou bases de données sont souvent disponibles. La comparaison entre ces sources d'information indique qu'une incertitude significative est associée à chaque paramètre. Cependant, quantifier l'incertitude sur chacun des paramètres ne permet pas d'estimer de manière fiable l'incertitude sur le calcul final des émissions. Par exemple, pour une surface brûlée régional donnée, si la surface brûlée n'est pas exactement localisée au même endroit, la végétation attribuée sera très certainement différente, et donc les émissions déduites également.

Ici, les incertitudes associées aux choix faits pour chacun des paramètres de l'équation 2 sont évaluées en calculant un ensemble d'inventaires, sur le cas de l'été 2007. Chaque calcul est réalisé en modifiant un paramètre à la fois avec :

- 2 scénarios de surfaces brûlées : MODIS MCD45 ou MCD64;
- 3 scénarios de landuse : USGS, CORINE, MODIS (classement IGBP) ;
- 2 scénarios pour la densité de biomasse B_v : simulation globale ou régionale ORCHIDEE ;
- 4 scénarios pour β_v : MIN, MAX, MEAN et VAR.

Un ensemble de 48 scénarios est ainsi calculé, permettant l'évaluation de l'impact de chacun de ces choix sur les résultats en termes de carbone émis.

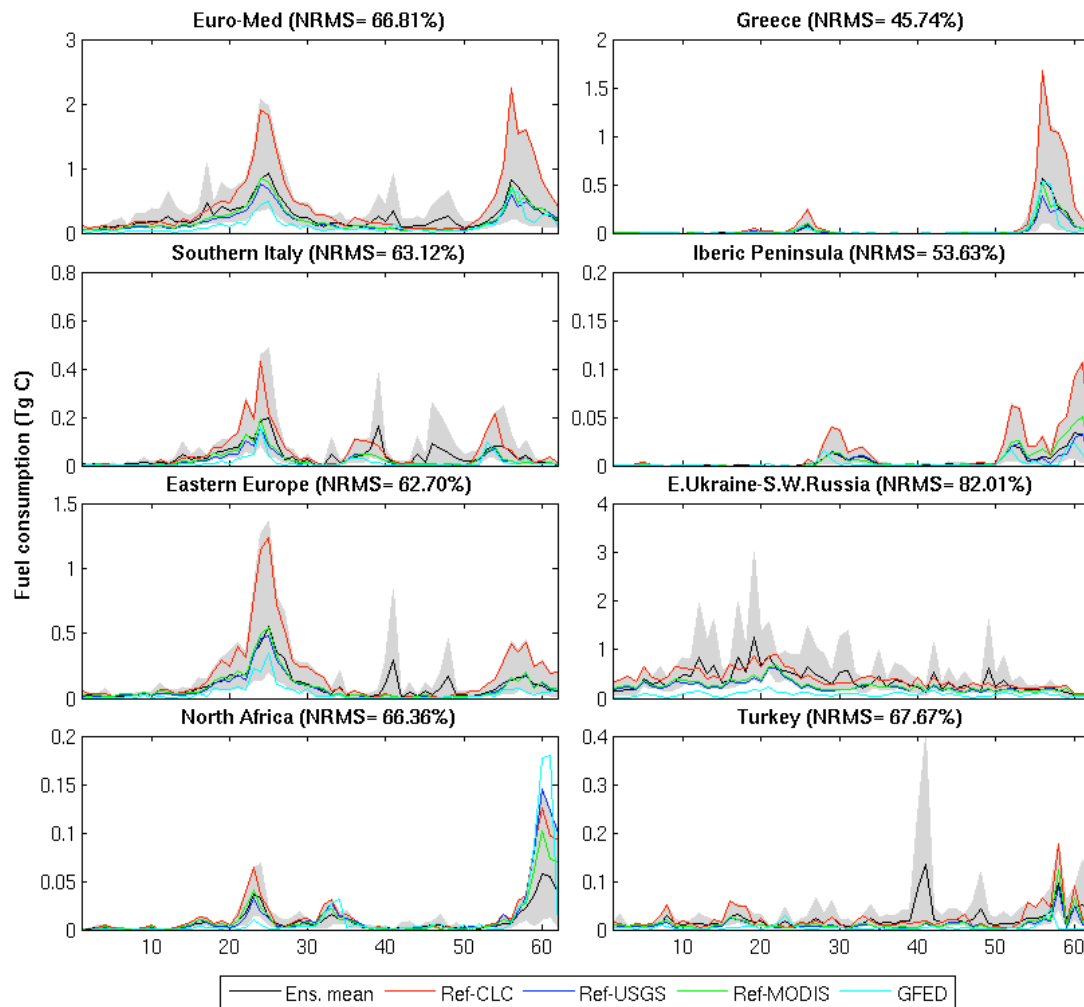


Figure 5.7. Emissions journalières de carbone pour l'ensemble de calculs d'émission APIFLAME (zone grisée), en total sur différentes régions de la zone d'étude et pour l'été 2007 (juin à septembre). La moyenne d'ensemble est indiquée en noir, et les calculs avec la configuration de référence mais différentes bases de données de végétation sont indiqués en couleur. Le carbone émis selon l'inventaire GFED est également tracé pour comparaison.

Les émissions journalières pour les principales régions d'émission et les différents scénarios sont représentés sur la Figure 5.7. Le calcul avec la configuration de référence (surface brûlée MCD64, simulation ORCHIDEE régionale, scénario variable sur la combustion) et la végétation CORINE donne les estimations les plus élevées pour les principaux pics, sauf pour les feux en Afrique du Nord fin août (la région Ukraine/sud-ouest de la Russie étant en dehors du domaine CORINE, la végétation MODIS est en fait utilisée). Les autres calculs de référence (végétation USGS ou MODIS) donnent des valeurs proches de la moyenne d'ensemble et de l'inventaire GFED. On peut remarquer que de grands pics d'émission sont absents des valeurs de référence. Cela correspond à des estimations basées sur les surfaces brûlées du produit MCD45, qui sont parfois très différentes des émissions MCD64. Une très forte variabilité est donc liée au choix de la surface brûlée et de la base de donnée de végétation. La différence RMS entre les scénarios s'élève à 66% en moyenne pour le total journalier par zone.

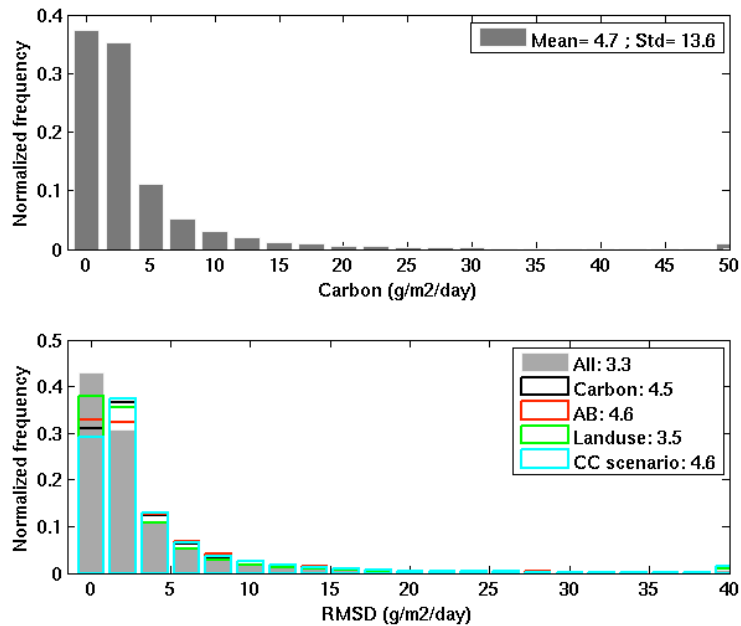


Figure 5.8. Distribution de fréquence du carbone émis (en haut) et des différences (RMS) entre les scénarios pour l'ensemble des 48 calculs (en gris) et pour la configuration de référence et en faisant varier alternativement la surface brûlée (AB), la simulation ORCHIDEE (Carbon), la base de donnée de végétation (Landuse) et le scénario sur l'efficacité de combustion (CC). La RMS moyenne associée est indiquée dans la légende.

Pour une estimation quantitative plus précise, la distribution de la différence RMS entre les scénarios pour le flux de carbone émis dans chaque maille est indiqué sur la Figure 5.8. Les RMS représentant les différences liées à un seul des paramètres à la fois (tous les autres paramètres étant à leur valeur de référence) sont également indiquées. La distribution des RMS est très similaire à la distribution des flux de carbone émis. L'incertitude est donc proche de 100%, et chaque paramètre de l'équation (2) joue un rôle clé, avec une incertitude résultante du même ordre de grandeur en raison de la non linéarité mentionnée ci-dessus. Il est donc difficile de prioriser les développements à réaliser afin de réduire les incertitudes :

- La surface brûlée constitue la base du calcul et est donc le paramètre le plus critique (incertitude associée de ~98%);
- La densité de carbone simulée est également clé et l'utilisation de différentes simulations ORCHIDEE (globale ou régionale) implique une dispersion des résultats du même ordre de grandeur que la surface brûlée (incertitude associée de ~97%);
- Un plus de cette densité de départ, la fraction susceptible de brûlée est difficile à évaluer. Même à partir d'une simulation ORCHIDEE donnée, l'utilisation de différents scénarios implique une grande variation des résultats (incertitude associée de ~98%);
- Enfin, la base de donnée utilisée pour le type de végétation brûlé joue un rôle significatif sur le carbone émis (différents PFTs pris en compte) (incertitude associée de ~75%). Cette dernière incertitude est souvent négligée dans les bilans d'erreur.

Les compensations entre des différences positives et négatives résultent en une dispersion plus faible sur l'ensemble total que sur les sous-ensembles faisant varier un paramètre à la fois

Van der Werf et al. (2010) estiment une incertitude moyenne de 20% sur le carbone annuel émis à partir d'une méthode de Monte Carlo et en supposant, notamment, des erreurs de 22% et 44% pour la densité de biomasse pour les forêts et les herbacées, respectivement. Ces incertitudes de départ sont plus faibles que les incertitudes estimées ici sur la quantité de biomasse disponible (partie 5.1), ce qui explique le résultat final de seulement 20% d'erreur. Par ailleurs, l'influence d'une erreur sur le type de végétation brûlé n'est pas évalué. On s'attend également bien évidemment à une erreur plus importante lorsque des totaux journaliers régionaux sont évalués par rapport à des totaux annuels globaux. Wiedinmyer et al. (2011) estiment l'erreur sur les émissions à un facteur deux, ce qui est cohérent avec les résultats de l'intercomparaison des inventaires (partie 5.2).

A ces fortes incertitudes sur la quantité de carbone s'ajoutent bien évidemment les incertitudes sur les facteurs d'émission, qui est directement lié au type de végétation attribué à chaque feu mais aussi à la phase de combustion (« smouldering » vs « flaming »), comme discuté dans la partie suivante. Or nous n'avons pas d'information sur la phase de combustion lorsque l'on souhaite analyser rapidement de grandes régions. Il est donc nécessaire d'utiliser une valeur moyenne.

5.4. CARACTERISATION EXPERIMENTALE DES EMISSION PARTICULAIRES PAR LES FEUX DE VEGETATION EN MEDITERRANEE

Nous avons discuté en détails les incertitudes sur la quantification des émissions de carbone, à partir desquelles sont déduites les émissions de gaz traces et de particules. Cependant, les incertitudes sur les facteurs d'émission sont également très élevées. Afin de mieux comprendre et caractériser ces facteurs d'émission, des mesures en laboratoire et de terrain sont indispensables. Dans le cadre de ce projet, et en lien avec les programmes Charmex et le projet ANR IDEA (C. Mari), plusieurs expériences ont été menées par le laboratoire d'aérodologie afin d'étudier, pour la région Méditerranéenne les facteurs d'émission des espèces particulaires très peu connus telles que ceux du carbone suie et du carbone organique primaire. En effet, peu de mesure existe portant sur les écosystèmes méditerranéens et les valeurs qui sont sélectionnées pour l'établissement d'inventaires sont souvent par défaut celles des écosystèmes de savane et de forêt tempérée. Cette étude est exploratoire et au vu des résultats obtenus, de nouvelles mesures sur le terrain sont à prévoir dans le cadre de programmes à venir.

Deux types d'expérience sont ici proposés afin de mesurer des facteurs d'émission liés aux feux de végétation de type méditerranéenne. La première, appelée Cochmex est une expérience en chambre de combustion et porte sur l'étude de la combustion d'une dizaine d'espèces méditerranéennes. La deuxième appelé Cortex est une expérience de terrain organisée à Corte et permettant l'étude des feux de bruyère principalement.

Cochmex

Dans le cadre des programmes Charmex et en support au programme APIFLAME, nous avons organisé en novembre 2010 une expérience sur les émissions par les feux de biomasse méditerranéens dans la chambre de combustion de Lannemezan (Figure 5.9). Parmi les objectifs qui ont motivé cette expérience, l'un d'entre eux intéresse particulièrement le programme APIFLAME: l'estimation des facteurs d'émission de gaz et de particules pour différents combustibles méditerranéens. Une dizaine d'espèces méditerranéennes ont été étudiées : *Pinus halepensis*, *Quercus coccifera*, *Quercus ilex*, romarin *rosmarinus*, *cupressus*, bruyère, *Quercus suber*. La plupart de ces échantillons proviennent du parc national des Calanques à Marseille.

Stratégiquement, il s'agissait de brûler environ 50g de chaque espèce dans la cheminée. Puis, une fois la combustion maîtrisée, les fumées étaient dirigées vers la chambre de

combustion (200 m³ environ) équipée de deux ventilateurs. Après une attente d'une dizaine de minutes (temps d'homogénéisation des fumées dans la chambre), les expériences pouvaient débuter.

Compte tenu des fortes teneurs en polluants, nous avons effectué deux types de prélèvements par expérience:

- le premier «fortes concentrations» qui nous intéresse ici, (quelques mg de particules/m³) pendant une vingtaine de minutes, avec des mesures sur filtre pour l'estimation des facteurs d'émission (pour les aérosols organiques et spéciation, le carbone suie, les espèces ioniques (Na⁺, Cl⁻, SO₄²⁻, K⁺, NH₄⁺, NO₃⁻...), de la taille des particules et pour certains gaz (composés organiques volatiles).
- Le deuxième (non décrit ici), « basses concentrations », (50-200 µg/m³) pendant 1 à 2 heures afin d'étudier l'influence de la dilution dans la chambre, période pendant laquelle nous avons effectué des mesures de concentrations d'aérosol sur filtres mais également des mesures par analyseurs automatiques (aethalomètre 7 longueurs d'onde et MAAP pour l'absorption), ELPI pour la masse, le nombre et la chimie de l'aérosol par classes de taille, néphélomètre 3 longueurs d'onde pour la diffusion, GRIMM et autres analyseurs pour la taille, AMS pour la chimie de l'aérosol,

En parallèle à ces mesures et pendant toutes les expériences, les mesures de CO et de CO₂ étaient enregistrées en continu :

- afin de documenter le caractère plus ou moins complet des combustions
- et afin de calculer les facteurs d'émission des différentes espèces.

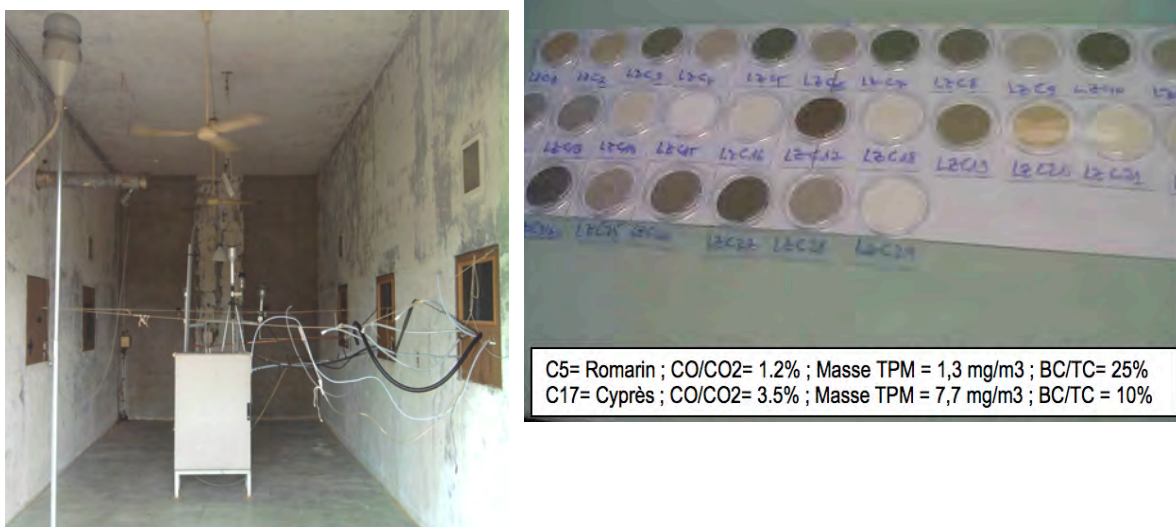


Figure 5.9. A gauche : Intérieur de la chambre de combustion ; A droite : Photos des filtres pour les différentes expériences ainsi que les caractéristiques chimiques de deux prélèvements haute concentration (romarin et cyprès).

La Figure 5.9 présente également une photo de l'ensemble des filtres prélevés pendant l'expérience pour les analyses d'aérosol carboné, ainsi que quelques détails pour deux combustions à haute température, celle du romarin et celle du cyprès. On peut voir avec ces premiers résultats que la combustion du romarin est plus complète que celle du cyprès, entraînant de plus faibles valeurs de CO par rapport au CO₂, une abondance relative moins importante de carbone organique (BC/TC plus grand) et une masse de TPM plus faible. Ces observations sont en accord avec des études menées précédemment par Cachier et al.,

(1996), Assamoi and Liousse (2010) et Guinot et al., (2013) pour d'autres combustions (feux domestiques par exemple). La Figure 5.10 présentant la relation entre BC/TC et CO/CO₂ pour l'ensemble des combustions confirme la tendance observée pour le romarin et le cyprès.

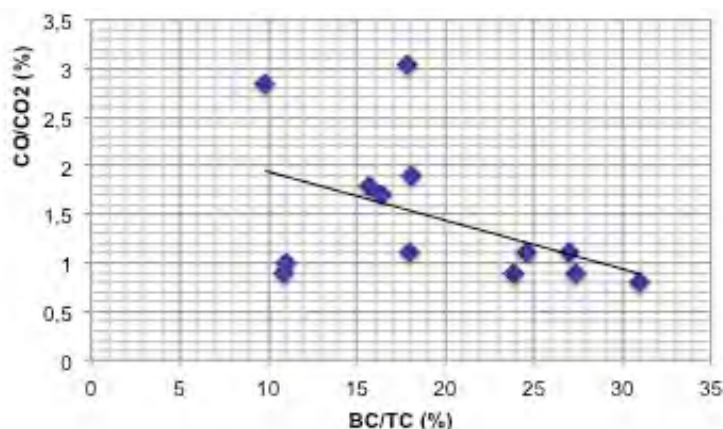


Figure 5.10. Etude des rapports BC/TC (%) et CO/CO₂ (%) pour l'ensemble des combustions étudiées dans COCHMEX. Plus la combustion est incomplète, plus le rapport CO/CO₂ augmente et plus le rapport BC/TC diminue.

Cortex

Dans le cadre de l'ANR IDEA et en lien avec le programme APIFLAME, nous avons participé à une campagne expérimentale à Corte en Corse, organisée pour améliorer les connaissances sur les rejets atmosphériques par les feux méditerranéens. Il s'agissait pour nous en particulier, de mesurer sur le terrain en situation quasi réelle, des valeurs de facteur d'émissions. Quatre feux prescrits ont donc été provoqués par les pompiers, présents pendant toutes les expériences. Il s'agissait d'abord de bien nettoyer la surface d'étude de 5m sur 7m environ, de la recouvrir entièrement d'une trentaine de centimètres du végétal étudié et de mettre à feu. La première expérience a été réalisée avec de la paille pour entraînement, la deuxième et la troisième expérience avec de la bruyère bien sèche alors que la quatrième mêlait genêts humides sur bruyère sèche (Figure 5.11).

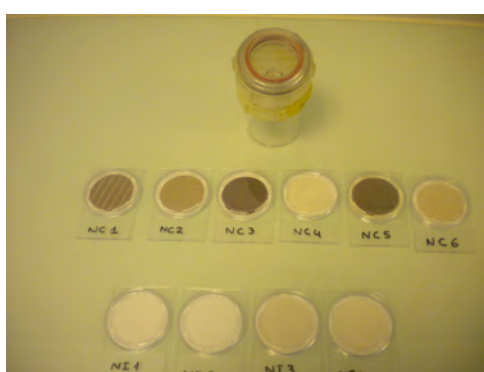


Figure 5.11. Mesures dans les feux en Corse à Corte (juin 2012) et échantillons collectés pendant l'expérience.

La Figure 5.11 présente également les échantillons collectés pendant l'expérience CORTEX. Il s'agit des filtres échantillonnés pour l'analyse chimique des particules. Des mesures conjointes de CO/CO₂ ont été réalisées pendant chaque expérience.

Détermination des facteurs d'émissions pendant les expériences COCHMEX et CORTEX

Les valeurs des facteurs d'émission sont estimées à partir de la formule suivante :

$$EF(g/kgC) = \Delta(\text{conc. espèces}) / \Delta(C \text{ brûlé dans la plante})$$

Estimée par :

$$EF(g/kgC) = \Delta(\text{conc. espèces}) / \Delta(\text{CO} + \text{CO}_2 \text{ mesurés dans l'atmosphère})$$

- Les concentrations de CO et CO₂ sont obtenues à partir de mesures en temps réel
- Afin d'obtenir les concentrations des différentes espèces particulaires, des filtres d'aérosol sont prélevés et des analyses en laboratoire permettent dans un deuxième temps d'obtenir la masse de l'aérosol (TPM) à partir de pesées, la concentration d'aérosol carboné par méthodologie DRI
- g/kgC est converti en en g/kg de matière sèche en supposant que 45% de carbone se trouve dans la matière sèche

Dans ce document, nous nous concentrerons sur les TPM, le carbone suie et le carbone organique.

Les Tableau 9 et Tableau 10 présentent les résultats des facteurs d'émission pour les TPM, le carbone organique et le carbone suie. Pendant l'expérience COCHMEX on peut noter que les facteurs sont très variables d'un fuel à un autre. EF(TPM) se situe dans la fourchette 1-9 g/kgDM, EF(OC), 0.6-9 g/kgDM et EF(BC), 0.23-1.1 g/kgDM. Cela souligne la nécessité d'adapter les valeurs d'EF aux principaux types d'écosystèmes étudiés. Si l'on étudie à présent les valeurs obtenues pour les feux de bruyère en chambre de combustion et sur le terrain, nous pouvons voir qu'elles sont très différentes pour le carbone organique alors qu'elles sont dans la fourchette des incertitudes pour le carbone suie et le TPM. En effet, la valeur moyenne du facteur d'émission de Cortex pour le carbone organique est de 0.27 µg/m³ alors qu'elle est 5 fois plus importante en chambre de combustion (1.46 µg/m³). Notons qu'en chambre de combustion, les conditions de « flaming » (importance relative du BC plus élevé et moins de OC), conditions prédominantes dans les feux de végétation, n'y sont pas bien représentées.

Tableau 9. Facteurs d'émission des TPM, du carbone suie (BC) et de carbone organique (OC) pendant l'expérience Cochmex.

g/kg dm	EF TPM	EF OC	EF BC
liège	4,32	2,84	0,63
genévrier	1,53	0,95	0,32
romarin	1,80	1,71	0,54
pin alep	5,36	4,48	0,86
chêne olive	4,05	4,68	1,04
chêne houx	1,00	0,57	0,23
cypres	8,08	9,79	1,10
herbe garrigue	3,60	3,20	0,41
bruyère	2,16	1,46	0,41

Tableau 10. Facteurs d'émission des TPM, du carbone suie (BC) et de carbone organique (OC) pendant l'expérience Cortex. EF(TPM) : 1-1.3, EF(OC) : 0.2-0.8 et EF(BC) : 0.6-1.2

g/kgdm	EF TPM	EF OC	EF BC
bruyère	1,02	0,32	0,6
bruyère	1,3	0,22	1,2
genêt sur bruyère	1,31	0,8	0,92

Par ailleurs, pendant Cortex, nous avons effectué des mesures à une dizaine de mètres de distance du feu et les résultats obtenus (non montrés ici) présentent des valeurs de carbone organique relativement plus élevées que proche de la source. Cette différence montre la complexité du vieillissement de l'aérosol organique comme ont pu le souligner les études récentes de Robinson et al., (2009) et Couvidat et al. (2012).

Il est difficile de comparer ces données aux données de la littérature car comme nous l'avons dit plus haut, très peu de mesures existent pour EF(BC) et EF(OC) liées aux types de fuels. Le tableau ci-dessous rassemble les données citées par les études existantes qui pour la plupart sont des estimations. Nos résultats pour le carbone organique se situent dans la fourchette basse des données existantes. Les données de EF sont du même ordre de grandeur.

Tableau 11. Résumé des facteurs d'émission obtenus pour OC et BC et comparaison aux données disponibles dans la littérature.

Référence	EF(TPM ou OC)	EF(BC)
Fernandes et al. 2011	OC : 0.24-10.1	0.18-0.68
Andreae et Merlet 2001	OC : 5.8-10.6	0.36-1.5
Akagi et al., 2011 (Rosa et al., 2011)	OC : 2.6-9	0.37-0.56
EFFIS EF dataset	TPM : 5.8-19.6	0.25-1.9
Miranda et al., 2005	TPM : 8-15	0.6-1.9
Battye and Battye 2008	TPM : 8-15	0.45-3
Ce travail (chambre de combustion)	OC : 1.46	0.41
Ce travail (expérience terrain)	OC : 0.27	0.9

Les données présentées ici seront complétées par des facteurs d'émission de carbone organique soluble mais également des facteurs d'émission d'aérosol carboné en fonction de la taille. Au vu des résultats, il est important pour certaines espèces de calibrer les mesures obtenues en chambre de combustion par des mesures sur le terrain. En effet, les expériences en chambre ont tendance à favoriser la combustion type « smoldering ». Cependant cette étude montre également que le vieillissement de l'aérosol organique est très rapide proche de la source. Les données d'EF à sélectionner dans les inventaires doivent donc tenir compte du type de modélisation des organiques dans les modèles considérés. Enfin, d'autres expériences sur le terrain sont nécessaires (3 feux sont seulement étudiés ici).

Ce type de données nous permettra d'établir une base de données typique des émissions par les feux méditerranéens en termes de caractérisation physicochimique de l'aérosol à la source et de quantification des émissions (facteurs d'émission).

Dans le cas du modèle d'émissions APIFLAME, les valeurs de facteurs d'émission pour la végétation de type maquis est 3,7 pour OC et 1,3 pour BC (type « chaparral » dans Akagi et al., 2011). Ces valeurs sont donc beaucoup plus élevées que les valeurs issues des mesures expérimentales. Ces dernières étant arrivées en fin de projet, des études de sensibilité sur

les émissions calculées n'ont pas pu être réalisées. Cependant, ces résultats suggèrent que l'incertitude sur les facteurs d'émission des espèces Méditerranéennes est d'environ un facteur 2,5 sur OC et 3 sur BC en comparant nos valeurs aux valeurs en chambre de combustion, et de plus d'un facteur 5 sur OC en comparant les deux expériences. Comme nous le verrons sur les cas d'étude présentés ci-dessous, nos émissions paraissent sous-estimées dans le cas de feux intenses. Etant données les fortes incertitudes sur l'estimation du carbone brûlé, la surestimation des facteurs d'émission et la sous-estimation des émissions finale ne sont pas forcément incohérentes. Une application du modèle de calcul des émissions sur des feux pour lesquels toutes les informations sont connues (carbone brûlé, type de végétation touchée, quantité d'aérosols et de gaz traces émis) permettrait une meilleure évaluation des différentes étapes de calcul.

5.5. CONCLUSION

Nous avons développé dans le cadre de ce projet un modèle (emiFires) permettant la construction d'un inventaire des émissions. Notre objectif pour ce développement était de construire un inventaire « bottom-up », basé sur les processus, à haute résolution, adapté à la région et à la prévision, tout en gardant une grande flexibilité pour permettre un ajustement des paramètres en fonction des applications et des performances obtenues.

Les émissions sont calculées en multipliant les surfaces brûlées observées par satellite à la densité de carbone déduite des simulations du modèle ORCHIDEE, à laquelle un facteur est appliqué pour estimer la fraction disponible et la fraction susceptible de brûler. A partir du carbone émis ainsi quantifié, les facteurs d'émissions disponibles pour différentes espèces gazeuses et particulaires permettent de calculer un inventaire complet des émissions. Les données de surface brûlée satellitaires et de landuse étant disponibles à 1km, un inventaire peut être calculé pour des résolutions allant de 1km jusqu'à plusieurs degrés en fonction des applications. Le modèle est par ailleurs facilement adaptable à de nouvelles régions (bases de données globales disponibles) et à différents schémas chimiques (matrices d'agrégation à adapter en fonction des besoins).

Cette approche est donc complémentaire des approches actuellement disponibles en temps réel. Par exemple, l'inventaire FINN du NCAR fournit des émissions à haute résolution (1km) en temps réel mais pas de réanalyse d'événements passés. L'inventaire GFAS développé dans le cadre du projet MACC repose sur l'assimilation des données d'intensité des feux et utilise donc une approche très différente. Par ailleurs, les émissions sont calculées pour deux résolutions horizontales fixées à 0.1° et 0.5°. L'intercomparaison réalisée avec les inventaires les plus couramment utilisés dans la communauté (FINN, GFAS, mais aussi GFED) a montré un bon accord général sur les surfaces brûlées et la variabilité des émissions. Les émissions APIFLAME sont très nettement plus élevées que GFED ou FINN, et du même ordre de grandeur que les émissions GFAS pour les plus grands événements, sauf en Afrique du Nord où les émissions APIFLAME sont plus faibles.

Grace à la flexibilité de notre approche, une quantification des incertitudes a été réalisée en calculant un ensemble d'émissions pour l'exemple de l'été 2007, en faisant varier les paramètres d'entrée. On estime ainsi l'incertitude sur le carbone émis chaque jour à près de 70%. On montre par ailleurs que chaque paramètre contribue de manière équivalente.

A cela s'ajoute une forte incertitude sur les facteurs d'émission, qui dépend principalement du type de végétation attribué. Conjointement avec le programme CHARMEX et le projet ANR IDEA, les facteurs d'émission pour les végétations typiques de la région Méditerranée ont été évalués expérimentalement. Malgré le fait que seules deux expériences aient pu être réalisées, cet exercice a mis très clairement en évidence différentes difficultés dans l'évaluation des facteurs d'émission : les expériences en chambre de combustion et sur le terrain donnent des résultats très différents et la phase de combustion implique des

variations plus importantes que le type de végétation brûlé mais ne peut pas être estimée de manière systématique. On estime l'incertitude sur les facteurs d'émission utilisés dans le type de végétation « maquis » à un facteur 4 pour la principale espèce particulaire émise, le carbone organique (OC). De nouvelles simulations seront réalisées pour quantifier l'impact sur les émissions finales.

6. ANALYSE DE CAS D'ETUDE

6.1. CAS DE L'ETE 2007

Comme l'a montré l'étude de la variabilité des surfaces brûlées au cours des 10 dernières années (Figure 4.2), l'été 2007 a été marqué par des épisodes particulièrement sévères dans les pays du Sud de l'Europe. Les panaches de pollution émis par ces feux intenses ont été observés par différents instruments satellitaires, permettant un suivi du transport à longue distance des gaz traces (Turquety et al., 2009 ; Coheur et al., 2009) et des aérosols émis (Liu et al., 2009 ; Kaskaoutis et al., 2011).

L'été 2007 a été caractérisé par plusieurs vagues de chaleur dans le sud et l'est de l'Europe, et une anomalie négative de précipitations pendant l'hiver et le printemps a conduit à des conditions particulièrement sèches dans le sud-est de la région (Italie, Grèce, péninsule des Balkans). Les feux les plus importants ont brûlé pendant les vagues de chaleur de fin juillet et fin août 2007. Les feux en Grèce fin août 2007 étaient associés à de forts vents du nord-est, qui ont rapidement dispersé les émissions de gaz et d'aérosols par les feux, influençant une large région.

Les émissions pendant l'été 2007 ont été présentées ci-dessus pour différents inventaires d'émissions, et nous avons pu montrer que l'inventaire développé au cours de ce projet tend à être plus élevé au-dessus de l'Europe de l'Est, et du Sud, mais moins élevé pour certains épisodes comme les feux en Afrique du Nord fin août. Afin de vérifier la qualité des émissions ainsi que de l'impact résultant, il est nécessaire de disposer de mesures in situ proche des feux, ce qui est très rare et ici non disponible, ou d'évaluer l'impact sur les concentrations atmosphériques après transport. C'est cette deuxième approche que nous avons adoptée. Les émissions sont intégrées dans des modèles de chimie-transport, et les panaches transportés sont comparés aux observations disponibles (surface et satellites).

L'impact des feux sur la qualité de l'air a été étudié par Hodnebrog et al. (2012) en termes de pollution gazeuse et de production d'ozone. Cette étude a montré une contribution significative des feux pendant les événements, allant jusqu'à 18ppbv, mais a également mis en évidence les nombreuses incertitudes sur ces estimations.

Nous avons ici mis un accent particulier sur l'impact des feux en 2007 sur la pollution particulaire. C'est donc surtout cette partie qui sera détaillée dans ce rapport. Néanmoins, nous présentons également le travail réalisé pour l'évaluation des panaches de gaz traces pour les espèces primaires. Aller plus loin que l'étude de Hodnebrog et al. (2012) dans l'analyse de la production d'ozone nécessite en effet des développements modèle qui sont toujours en cours (Cf section 7).

6.1.1. Bilan des émissions régionales

Les principales sources d'émission prises en compte actuellement par les modèles sont les émissions anthropiques et biogéniques. Dans le cadre de ce projet, les émissions par les feux sont ajoutées. Le bilan des émissions annuelles pour l'exemple de l'année 2007 dans la région est représenté pour les PM, les COVs et les NOx sur la Figure 6.2 en termes de total estival (juillet-août) et journalier pour des sous-domaines à l'ouest, au centre et à l'est du domaine considéré (Figure 6.1). On constate que pendant l'été, les émissions biogéniques et

par les feux deviennent significatives et parfois dominantes par rapport aux émissions anthropiques. C'est le cas pour les émissions biogéniques de COVs, et pour les émissions par les feux d'aérosols dans les régions les plus touchées pendant cette année spécifique: le centre et l'est du domaine.

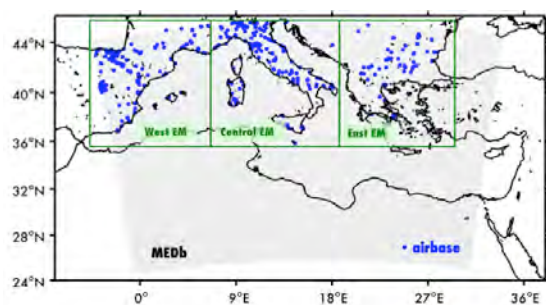


Figure 6.1. Domaine de simulation (MEDb) et stations de mesure de surface AIRBASE. Les boîtes bleues indiquent les régions utilisées pour les résultats moyens.

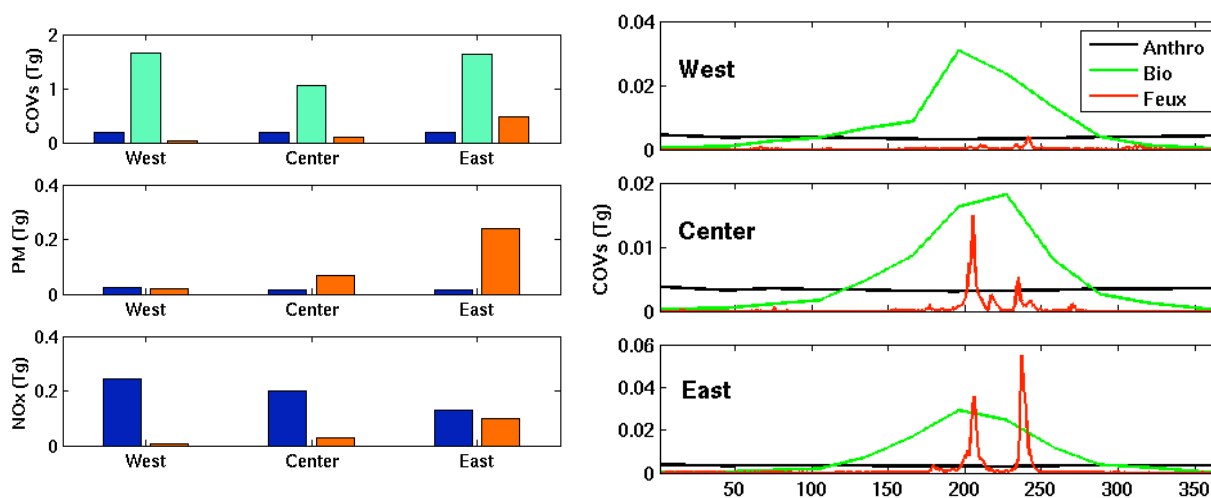


Figure 6.2. Bilan des émissions estivales pour différents polluants primaires (à gauche, avec les anthropiques en bleu, les biogéniques en vert et les feux en orange) et variabilité journalière des émissions de COVs pour l'exemple de l'année 2007 dans les trois sous-domaines de la Figure 6.1 (à droite).

6.1.2. Evaluation générale des simulations

Les résultats des simulations par les modèles CHIMERE, réalisées au LMD, et Polyphemus, réalisées au CERE, sont présentés ci-dessous. Nous commençons par une évaluation générale des performances par comparaison aux observations de surface. Ce type de scores est l'indicateur de la qualité des modèles le plus couramment utilisé. Les observations du réseau AirBase ont été utilisées, pour les sites classés comme « ruraux », l'objectif étant ici de valider la performance générale du modèle en simulation régionale (une résolution horizontale plus fine est indispensable pour analyser les scores en station urbaine).

La difficulté majeure dans la simulation des aérosols en Méditerranée pendant l'été est la forte influence des poussières désertiques dans le bilan des aérosols. Les scores pour CHIMERE intègrent cette source, alors de Polyphemus n'a pour le moment pas d'émissions de poussières minérales.

Pour ces simulations, les émissions APIFLAME version 0 ont été utilisées. Ce travail sur la version initiale des émissions a permis de mettre en évidence un certain nombre de points faibles qui ont été corrigés dans la nouvelle version. Tous les scores sont indiqués dans la suite pour le petit domaine (MEDb) centré sur l'Europe du Sud et la Méditerranée.

Simulations CHIMERE

Les tableaux 12 et 13 résument les performances de CHIMERE pour les PM10 et les PM2.5. Pour les régions et les périodes influencées par les feux, des performances similaires sont obtenues pour la simulation des PM10 et des PM2.5. La prise en compte des feux améliore significativement la corrélation. Dans le cas de CHIMERE, le biais positif est logiquement augmenté. Cependant, ce biais est attribué principalement à une surestimation des émissions des poussières minérales émises en localement par l'érosion et la resuspension. Bien que cette source soit indispensable, le schéma actuellement implémenté dans CHIMERE doit est revu (travail en cours au LMD).

Les contributions relatives aux simulations CHIMERE pour les stations localisées à l'ouest, au centre ou à l'est du domaine (selon la Figure 6.1), sont résumées sur la Figure 6.3.

Pour les régions et les périodes influencées par les feux, des performances similaires sont obtenues pour la simulation des PM10 et des PM2.5. La prise en compte des feux améliore significativement la corrélation. Dans le cas de CHIMERE, le biais positif est logiquement augmenté. Cependant, ce biais est attribué principalement à une surestimation des émissions des poussières minérales émises en localement par l'érosion et la resuspension. Bien que cette source soit indispensable, le schéma actuellement implémenté dans CHIMERE doit est revu (travail en cours au LMD).

Tableau 12. Comparaisons de PM10 journalier simulé aux données AirBase entre le 1er juin et le 31 août 2007

PM10 journalier	Moyenne observée ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Moyenne simulée ($\mu\text{g m}^{-3}$)	mfb (%)	corrélation (%)
Simulation petit domaine sans feux	22,5	23,6	10,1	56
Simulation petit domaine avec feux	22,5	25,4	18,1	63

Tableau 13. Comparaisons de PM2.5 journalier simulé aux données AirBase entre le 1er juin et le 31 août 2007

PM2.5 journalier	Moyenne observée ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Moyenne simulée ($\mu\text{g m}^{-3}$)	mfb (%)	corrélation (%)
Simulation sans feux	13,5	14,0	8,7	52
Simulation avec feux	13,5	15,3	17,8	58

Les contributions relatives aux simulations CHIMERE pour les stations localisées à l'ouest, au centre ou à l'est du domaine (selon la Figure 6.1), sont résumées sur la Figure 6.3.

Le modèle a tendance à sous-estimer les PM10 dans l'ouest du domaine (de -15% en moyenne) alors que les PM2.5 sont surestimés (de 15% en moyenne). Cette sous-estimation des PM10 est attribuée à une sous-estimation du transport à longue distance des poussières désertiques sahariennes. Au centre, les PM10 et PM2.5 sont surestimés (17 et 16%, respectivement). La contribution relative des feux est de 7% en moyenne. A l'est du domaine, les concentrations sont sous-estimées (-30% et -50% respectivement avec les feux). La contribution des feux permet de réduire ce biais (-8 et -31%). Cependant, la surestimation des pics semble indiquer une surestimation des émissions, d'autant plus importante que les feux compensent une partie de la sous-estimation des émissions anthropiques dans la région. L'intercomparaison des émissions APIFLAME avec les émissions

d'autres inventaires présentée dans la partie 5.2 a montré que nos émissions sont significativement plus élevées en Europe de l'Est (3 fois plus élevées que GFED, 4 fois plus que GFAS). Cependant, ces émissions correspondent à la dernière version du modèle d'émission (emiFires2013b), et sont 30% plus faible que les émissions utilisées pour les simulations du cas d'étude (version emiFires2013a). On peut donc s'attendre à de meilleurs résultats pour cette nouvelle version. Une mise à jour de l'analyse est en cours.

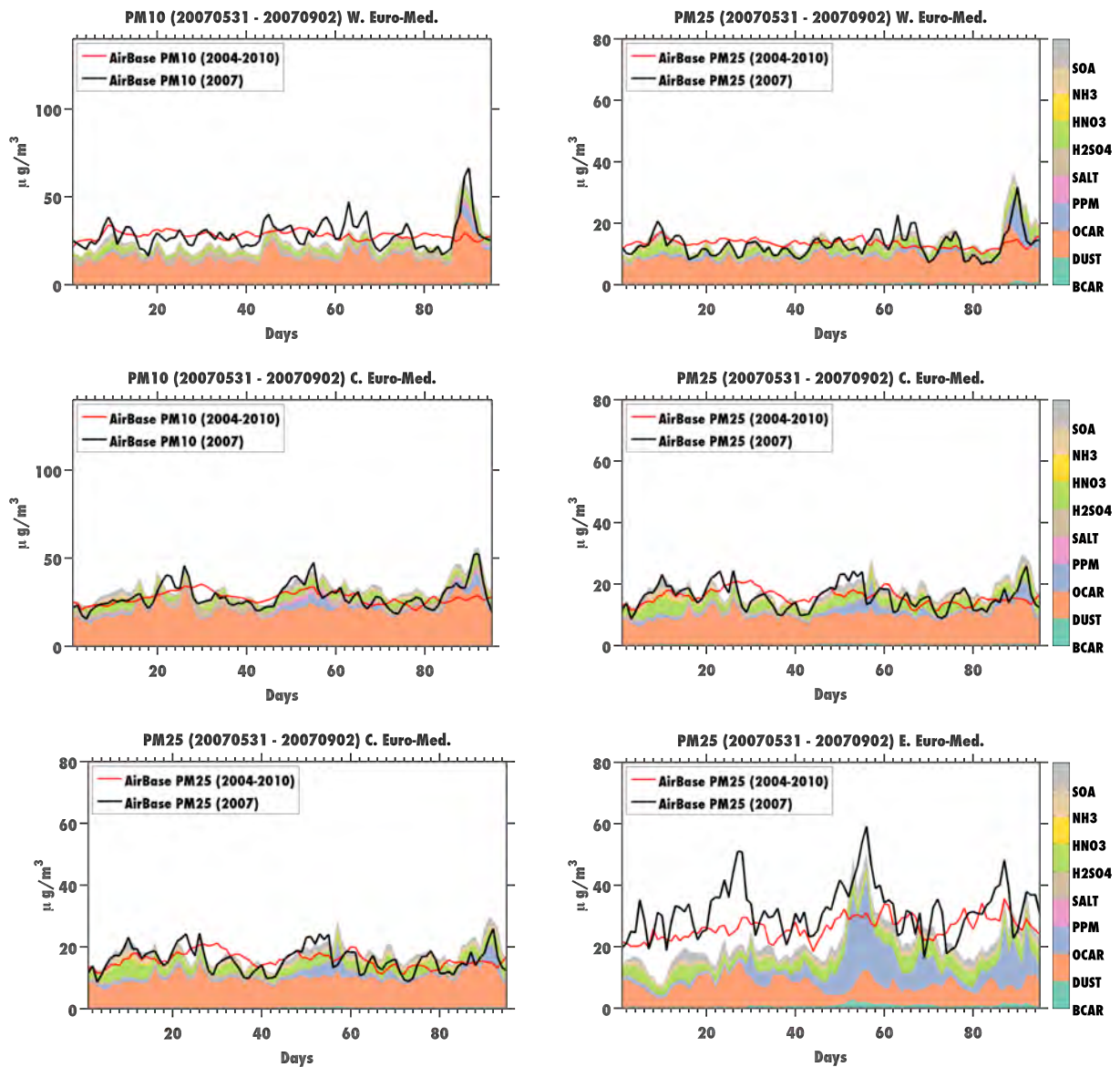


Figure 6.3. Moyenne journalière des concentrations en PM10 et PM2.5 observés et simulés dans les boîtes régionales de la Figure 6.1. Les zones colorées indiquent les contributions relatives dans les simulations CHIMERE.

Etant données les performances actuelles des modèles de qualité de l'air en Europe (Salazzo et al., 2012), et étant donnée la difficulté liée à l'évaluation des émissions de feux et de poussières minérales, l'évaluation générale montre de bonnes performances pour les deux modèles, qui permettront de réaliser des études d'impact avec autant de précision que possible.

Pour CHIMERE, une analyse des performances pour la simulation des propriétés optiques a également été réalisée, par des comparaisons aux mesures d'épaisseur optique par le réseau sol AERONET, et par l'instrument satellitaire MODIS.

Tableau 14. Comparaisons de l'AOD (à 870 nm) journalier simulé aux données AERONET entre le 1er juin et le 31 août 2007

AOD journalier	Moyenne observée	Moyenne simulée	mfb(%)	Corrélation (%)
Simulation sans feux	0,12	0,07	-19,8	63
Simulation avec feux	0,12	0,08	-13,7	63

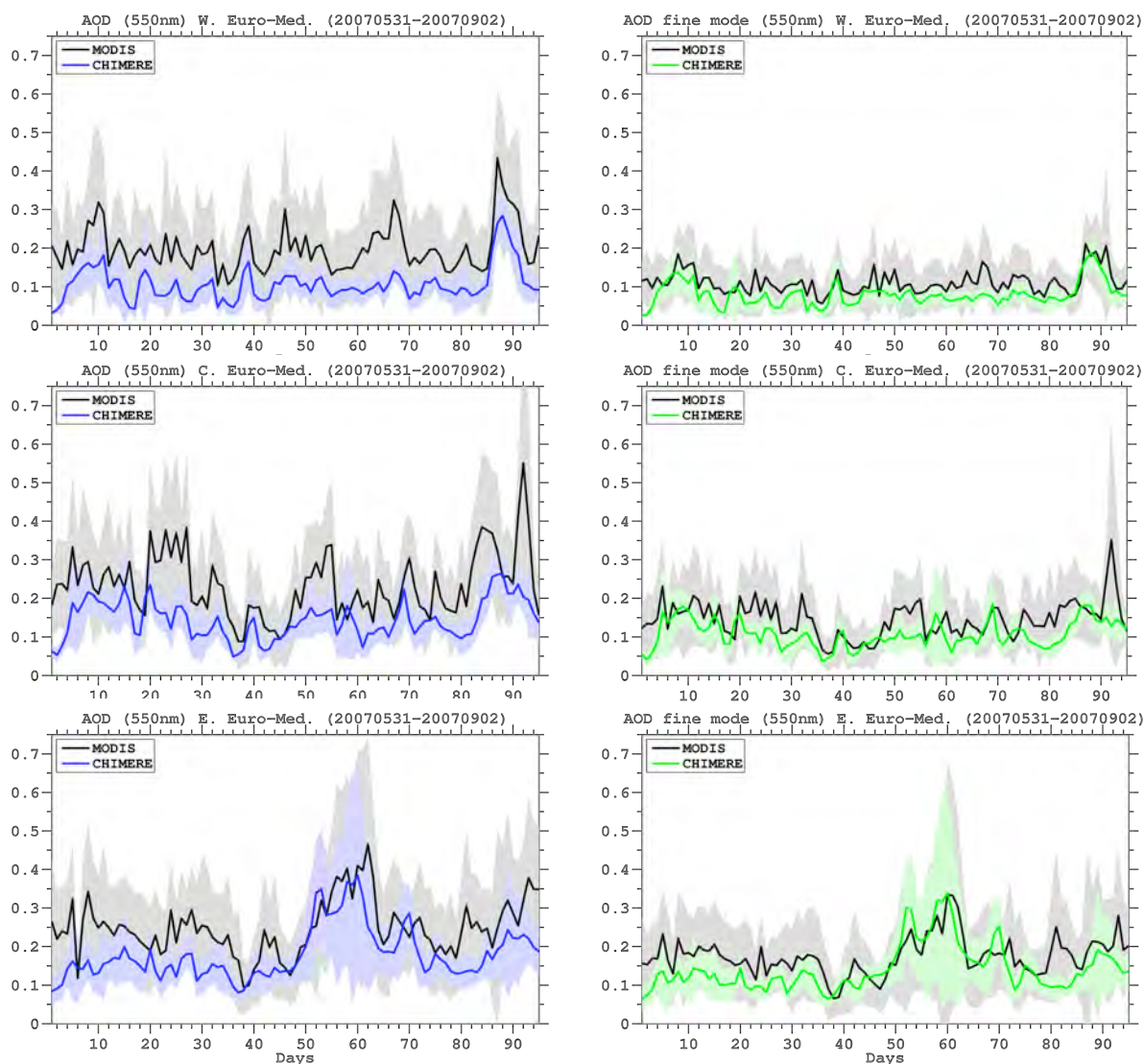


Figure 6.4. AOD fin journalier moyen total et du mode à 550nm, observé par MODIS et simulé par CHIMERE pour les trois sous-domaines de Figure 6.1.

La Figure 6.4 montre la comparaison d'AOD entre CHIMERE et MODIS pour les 3 sous-domaines de la Figure 6.1. Ces deux comparaisons montrent que le modèle reproduit correctement la variabilité observée et les niveaux de fond, mais les pics sont sous-estimés. L'analyse de ces comparaisons, couplées à des comparaisons d'exposant d'angström, suggère que le point faible principal du modèle soit la simulation de la distribution en taille

des panaches de poussières minérales. Une distribution en taille erronée donnera des valeurs d'AOD très différentes pour une même masse d'aérosols.

Simulations Polyphemus

La *Figure 3.3* montre la moyenne des PM₁₀ ($\mu\text{g m}^{-3}$) simulés par Polyphemus au sol sur le grand domaine entre le 15 juin et le 15 septembre 2007. Les évaluations de Polyphemus sont faites pour les concentrations simulées au sol par comparaison aux données AIRBASE (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/airbase-the-european-air-quality-database-7>) entre le 25 juin et le 15 septembre 2007. Seules les stations de fond (rurale, sub-urbaine et urbaine) sont utilisées pour les comparaisons. Les résultats sont présentés dans le Tableau 15 pour l'ozone, le Tableau 16 pour les PM₁₀ et le Tableau 17 pour les PM_{2.5}.

Pour l'O₃, le critère de performance de Russell et Denis (2000) qui consiste à évaluer les simulations avec les statistiques mngb (mean normalised gross bias) et mnge (mean normalised gross error) avec une valeur limite (cutoff) de $80 \mu\text{g m}^{-3}$ est vérifié puisque on a bien pour toutes les simulations $\text{mnge} < 30\%$ et $|\text{mngb}| < 15\%$.

Tableau 15. Comparaisons de l'O₃ horaire simulé aux données AirBase entre le 25 juin et le 15 septembre 2007

O ₃ horaire	Moyenne observée ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Moyenne simulée ($\mu\text{g m}^{-3}$)	mnge (%)	mngb (%)	corrélation (%)
Simulation grand domaine	58,8	84,4	16,0	-5	48
Simulation petit domaine sans feux	70,6	87,8	17,1	-5	46
Simulation petit domaine avec feux	70,6	88,2	17,0	-4,4	47

Tableau 16. Comparaisons de PM₁₀ journalier simulé aux données AirBase entre le 25 juin et le 15 septembre 2007

PM ₁₀ journalier	Moyenne observée ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Moyenne simulée ($\mu\text{g m}^{-3}$)	mfe (%)	mfb (%)	corrélation (%)
Simulation grand domaine	17,8	14,4	34,3	-12,7	51
Simulation petit domaine sans feux	24,6	15,1	47,2	-39,4	59
Simulation petit domaine avec feux	24,6	15,4	46,3	-38,3	63,5

Tableau 17. Comparaisons de PM_{2.5} journalier simulé aux données AirBase entre le 25 juin et le 15 septembre 2007

PM _{2.5} journalier	Moyenne observée ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Moyenne simulée ($\mu\text{g m}^{-3}$)	mfe (%)	mfb (%)	corrélation (%)
Simulation grand domaine	11,0	10,1	34,2	0,0	51
Simulation petit domaine sans feux	14,3	10,9	39,8	-15,1	51
Simulation petit domaine avec feux	14,3	11,1	39,0	-14,2	56

Pour les deux modèles et les PM10 et les PM2.5, le critère de performance de Boylan et Russell (2006) qui consiste à évaluer les simulations avec les statistiques mfe (mean fractional error) et mfb (mean fractional bias) est vérifié puisque on a bien pour toutes les simulations $mfe < 75\%$ et $|mfb| < 60\%$. Par contre, pour Polyphemus, le critère de but de Boylan et Russell (2006) n'est vérifié que pour les PM2.5 ($mfe < 50\%$ et $|mfb| < 30\%$) qui sont bien modélisés, tandis que les PM10 sont sous-estimés. Ce critère est vérifié pour les simulations CHIMERE.

On remarque que pour O₃, PM10 et PM2.5, la prise en compte des feux permet de légèrement améliorer les statistiques moyennes de comparaison des concentrations sol aux données d'observations d'AirBase. Un cas d'étude pendant la période de feux est détaillé ci-dessous à partir de simulations CHIMERE.

6.1.3. Analyse du cas du panache transporté depuis les feux en Grèce

Une analyse plus précise du transport à longue distance depuis les feux en Grèce fin août 2007 a été menée avec le modèle CHIMERE. Les principaux feux pendant cette période proviennent du Sud de la Grèce (Péloponnèse), mais des feux intenses ont brûlé à la même période au nord de la Péninsule des Balkans et au Sud de l'Italie. Par ailleurs, un épisode de feux extrême a également eu lieu autour du 30 août en Algérie. Nous analysons ici les caractéristiques principales du panache et de son transport à longue distance par comparaison aux mesures de télédétection. D'après les observations satellitaires de CO IASI (Turquety et al., 2009) ou d'AOD MODIS et PARASOL (Figure 6.5 et Figure 6.6), l'épisode principal a démarré le 24 août au Péloponnèse. Les forts vents de nord-est ont rapidement transporté le panache au-dessus de la mer vers l'Afrique du Nord. Le panache a ensuite recirculé vers le Nord-Est.

Transport des aérosols

Des valeurs extrêmes d'AOD sont mesurées par les instruments MODIS et PARASOL (>1 pour l'AOD totale à 550nm et > 0.5 pour l'AOD du mode fin à 865 nm). Pour ces fortes valeurs, nous pouvons nous attendre à une importance de la diffusion multiple, qui devrait donc être prise en compte dans les comparaisons. OPTSIM ne permet pour le moment pas ce calcul. Cependant, une étude de sensibilité a été réalisée et a montré que l'erreur potentielle associée est de quelque pourcent (voir partie 3.4). Par ailleurs, l'exposant d'Angström observé par satellite indique des particules plus grosses dans la portion du panache transportée depuis l'Afrique vers la Méditerranée. Le panache de feu est alors mélangé à des poussières désertiques.

La comparaison entre AOD observée et simulée par CHIMERE pour cet événement est fournie sur les Figure 6.5 et Figure 6.6. La localisation du panache est cohérente entre modèle et simulation, ce qui indique que le transport est correct. On note toutefois un décalage temporel, plus particulièrement pour le début de l'événement, reflétant la difficulté à représenter la variabilité temporelle exacte des feux. Les valeurs d'AOD sont généralement sous-estimées dans le panache transporté (par un facteur 2,5 à 3), alors que les valeurs sont parfois surestimées proche des sources. Cela semble indiquer une dilution trop rapide du panache. Il faut cependant rester prudents sur l'interprétation de l'AOD du mode fin car la définition du rayon de coupure n'est pas forcément cohérente entre CHIMERE/OPTSIM et PARASOL (rayon variable en fonction du cas pour permettre une estimation aussi fiable que possible, mais non indiqué dans les produits utilisés ici).

Le 30 août, le panache transporté depuis l'Afrique du Nord est fortement sous-estimé dans le modèle. Cet épisode correspond à la fois au transport depuis les feux en Algérie (très clairement visible aussi sur le CO) et au transport de poussières désertiques. Ces deux sources sont vraisemblablement très sous-estimées dans le modèle. La comparaison entre

inventaires de feux de la partie 5.3 a montré que l'inventaire APIFLAME avait tendance à être plus faible, malgré un bon accord sur les surfaces brûlées. Le problème pourrait être lié à une mauvaise attribution du type de végétation brûlée (USGS ici, avec 65% de forêt, 21% de maquis et 13% de surface agricole) ou à une sous-estimation de la densité de carbone associée.

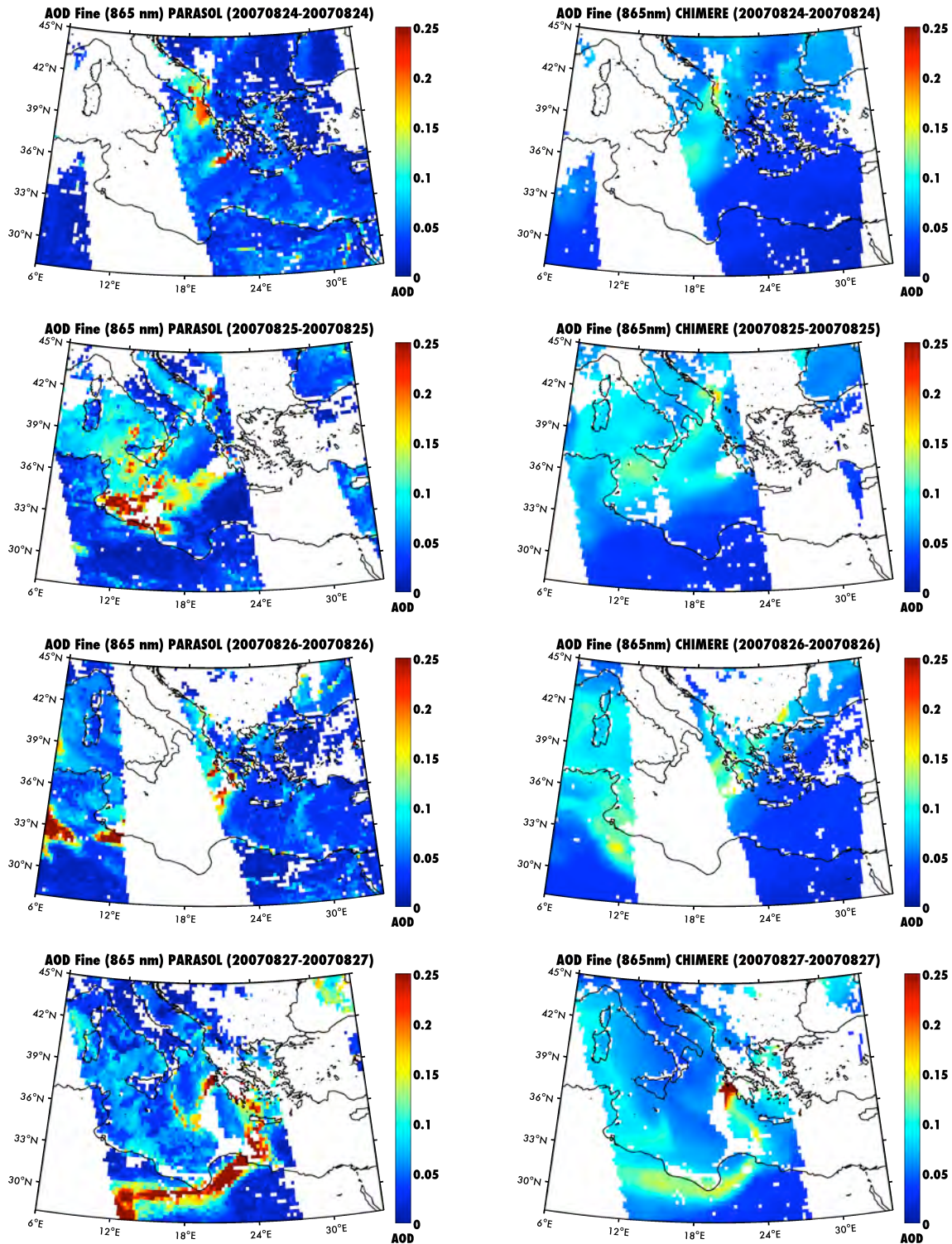


Figure 6.5. AOD du mode fin à 865nm observée par POLDER/PARASOL et calculée à partir des simulations CHIMERE pour l'intervalle 24-27 août 2007, pendant l'épisode des feux en Grèce. Les observations sont moyennées sur la grille modèle pour la comparaison.

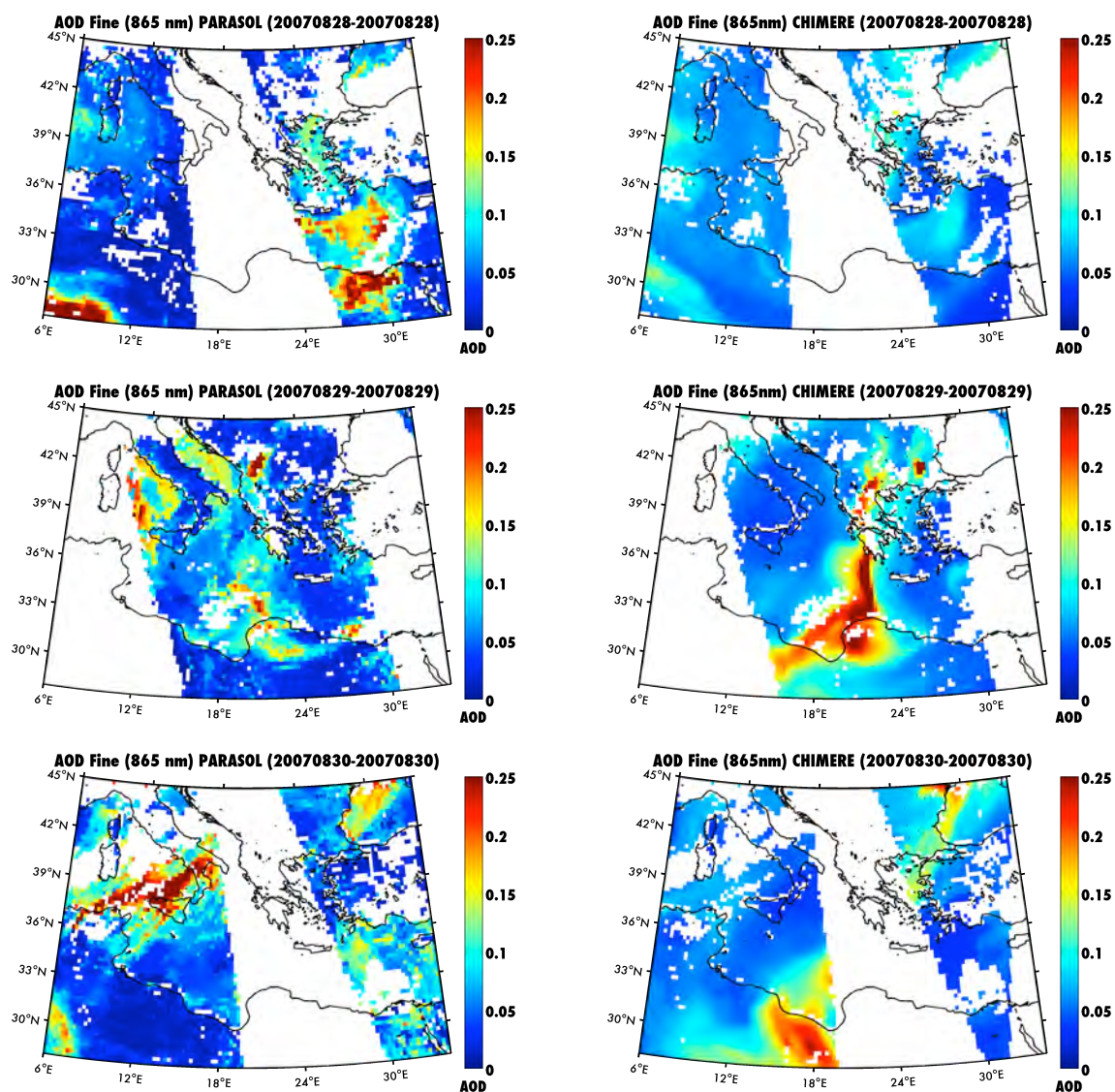


Figure 6.6. Suite de la Figure 6.5 pour les 28-30 août 2007.

Les panaches ont été observés à différentes stations de mesure d'AOD AERONET : en Crète, à Lecce en Italie, et à Blida en Algérie. Le 27 août, un net pic d'AOD (0.23 à 870nm) est mesuré en Crète, avec une contribution majoritaire du mode fin (72%). Le pic est simulé au bon moment par le modèle mais est sous-estimé de 26%. Un pic d'AOD de 0.75 est observé à Blida le 27 août, avec une contribution de 87% du mode fin. CHIMERE indique également une forte proportion du mode fin (77%) mais avec une forte sous-estimation de l'AOD (0.34). A Lecce, un pic à 0.41 est observé le 31 août, ici encore avec une majorité dans le mode fin (82%) mais ce pic est très fortement sous-estimé par le modèle (56% trop faible). Ces comparaisons indiquent une sous-estimation des pics associés à des panaches de feux lors du transport à longue distance. Les émissions sont particulièrement sous estimées pour le cas des feux en Algérie.

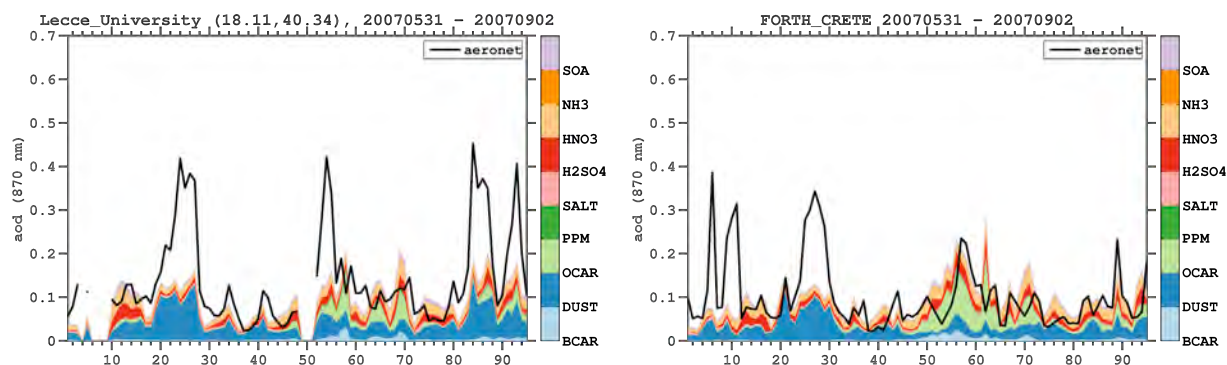


Figure 6.7. Comparaison entre AOD observée à différentes stations AERONET (en noir) et AOD calculée à partir des simulations CHIMERE pendant l'été 2007 (contributions relative des différentes espèce en couleur).

En complément des mesures d'AOD, qui renseignent sur la colonne intégrée d'aérosols sur la verticale, les observations du lidar spatial CALIOP à bord de CALIPSO permettent d'évaluer la distribution verticale des panaches d'aérosols transportés. La difficulté dans l'exploitation de ces mesures est la faible couverture spatio-temporelle liée au fait que la mesure est réalisée au nadir uniquement. Pendant l'événement de feux, quatre passages de CALIPSO relèvent des signatures significatives : les 25, 27, 29 et 30 août 2007. Les mesures de nuit sont utilisées afin de maximiser le rapport signal/bruit. Les comparaisons entre observations et simulation du rapport de diffusion (R') sont présentées sur la Figure 6.8. Les principales structures sont correctement simulées par le modèle. On note ici encore la tendance du modèle à sous-estimer les contributions des feux dû à une sous-estimation des émissions et/ou à une trop forte dilution des panaches au cours du transport. Pour le cas du 30 août, une partie de la sous-estimation est liée à une trop faible contribution des poussières minérales. Les panaches dans les simulations sont souvent trop étendus verticalement, ce qui est un problème commun aux modèles de chimie-transport (schéma de transport trop diffusif), mais simulés à des altitudes correctes. Comme nous le montrons dans la partie 7.1 de ce rapport, l'altitude d'injection est un paramètre difficile à contraindre et à simuler. Nous avons donc choisi, dans ces simulations, considéré un mélange des émissions dans la couche limite atmosphérique mais pas d'injection au-delà. Cependant, une partie significative pourrait être injectée à plus haute altitude, directement dans la troposphère libre. Ceci aurait pour effet des concentrations plus faibles en surface, plus élevées en altitude et un temps de vie des aérosols plus important (moins de dépôt) donc un transport à longue distance plus efficace. C'est donc un aspect qu'il sera important d'analyser plus en détail dans le futur.

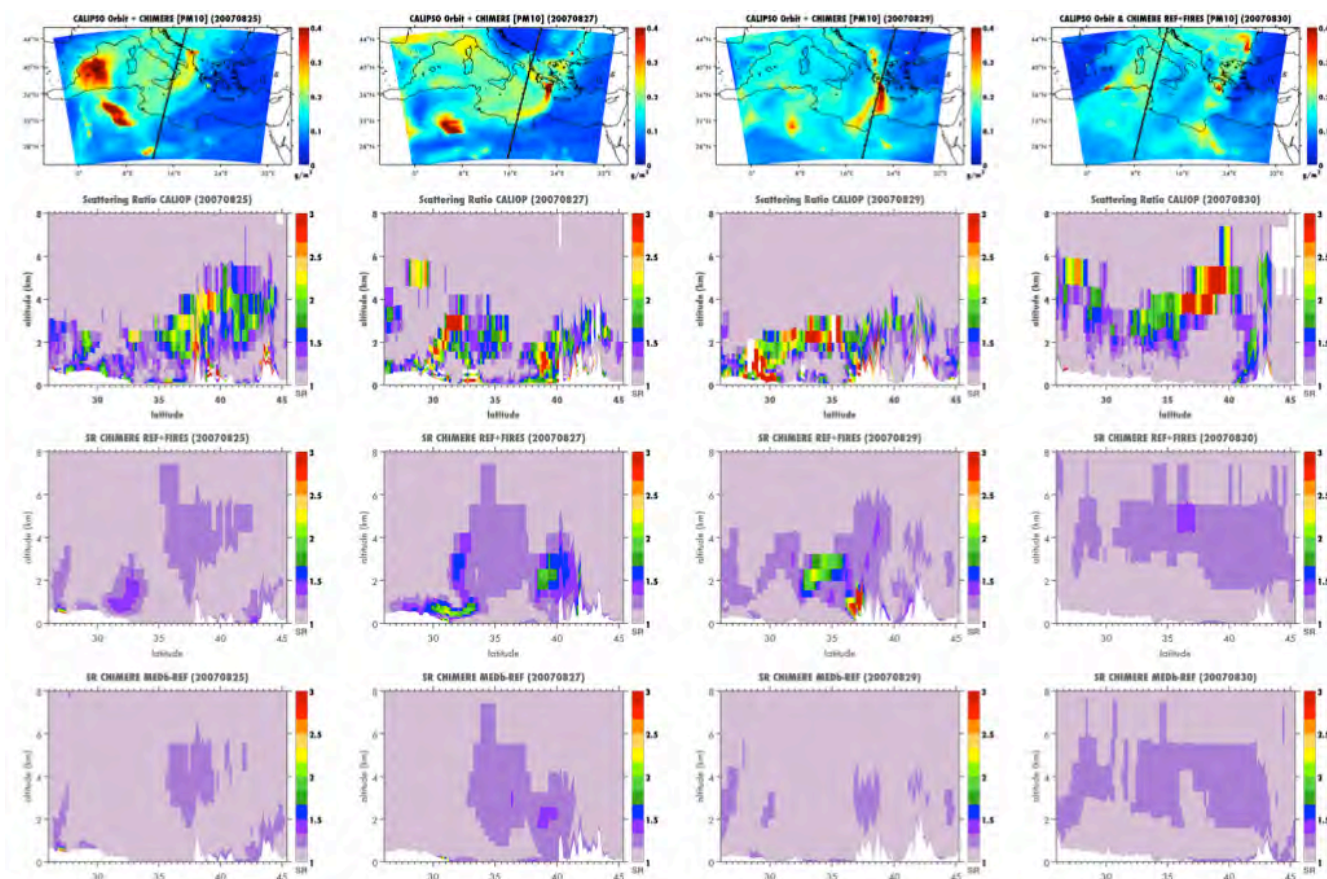


Figure 6.8. Figures du haut : Orbites CALIPSO analysées ici (25, 27, 29 et 30 août, passage de nuit), représentées sur les cartes de colonnes totales de PM10 CHIMERE. Pour chaque passage sont indiqués sur les figures du dessous : la mesure de rapport de rétrodiffusion le long de la trace en fonction de l'altitude, l'équivalent calculé à partir des simulations CHIMERE intégrant les feux, et sans feux.

Transport des gaz traces

L'évaluation de notre capacité à simuler le transport de panaches de feux a également été analysée pour les gaz traces, en comparaison aux observations IASI/METOP pour le CO, traceur du transport à longue distance, et OMI/AQUA pour le NO₂ troposphérique, à plus courte durée de vie. La Figure 6.9 montre les résultats de comparaison pour un jour spécifique, en tenant compte des caractéristiques instrumentales (fonctions de lissage appliquées aux simulations, cf. partie 0). Nous remarquons que le CO est fortement sous-estimé dans le panache, en accord avec les conclusions basées sur l'AOD, et que le panache de NO₂ n'est pas assez étendu. La Figure 6.10 montre la variabilité journalière au-dessus de la zone des feux, pour les observations et pour les simulations (encore une fois en tenant compte des caractéristiques instrumentales). On peut clairement remarquer que les émissions sont sous-estimées le 24 août (les feux commencent trop tardivement, en accord avec les conclusions des comparaisons d'AOD), et que, globalement, les émissions de CO sont fortement sous-estimées, alors que les émissions de NO₂ sont légèrement surestimées. Des résultats similaires sont obtenus en comparant les simulations au NO₂ troposphérique observé par GOME-2.

Tout comme pour les aérosols, ceci peut être une combinaison de plusieurs effets : une temporalité des émissions mal représentée (trop d'émissions le 26 mais pas assez les jours précédents), une sous-estimation des émissions, une altitude d'injection trop faible limitant le

transport à longue distance. Cependant, s'ajoute pour le NO_2 la réactivité. Si la réactivité chimique est trop importante, le NO_2 est consommé trop rapidement et n'est pas transporté. La simulation présentée ici ne tient pas compte de l'effet des aérosols sur les taux de photolyse et on n'a donc pas de ralentissement de la photochimie liée à l'atténuation du rayonnement par les panaches denses d'aérosols. Cet effet sera discuté dans la section 7 de ce rapport.

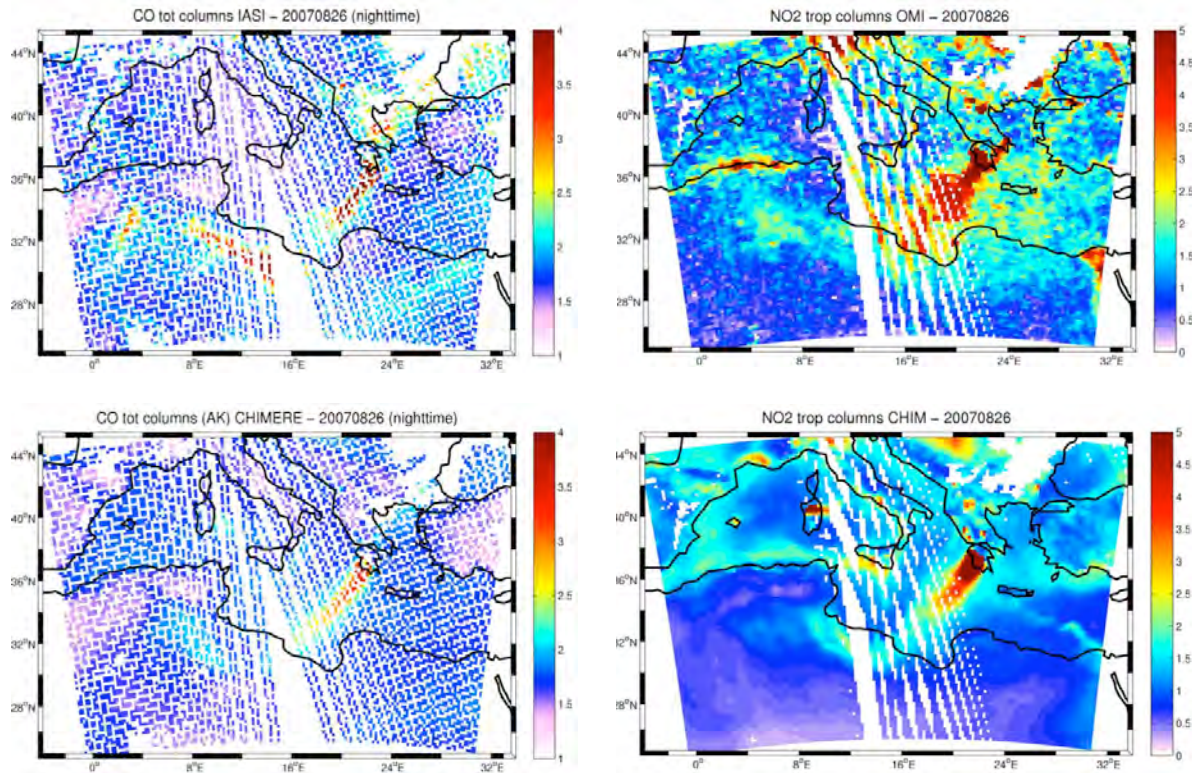


Figure 6.9. Comparaison entre simulations et observation des colonnes totales de CO (10^{19} molécules cm^{-2}) et de NO_2 (10^{15} molécules cm^{-2}) pour le 26 août 2007.

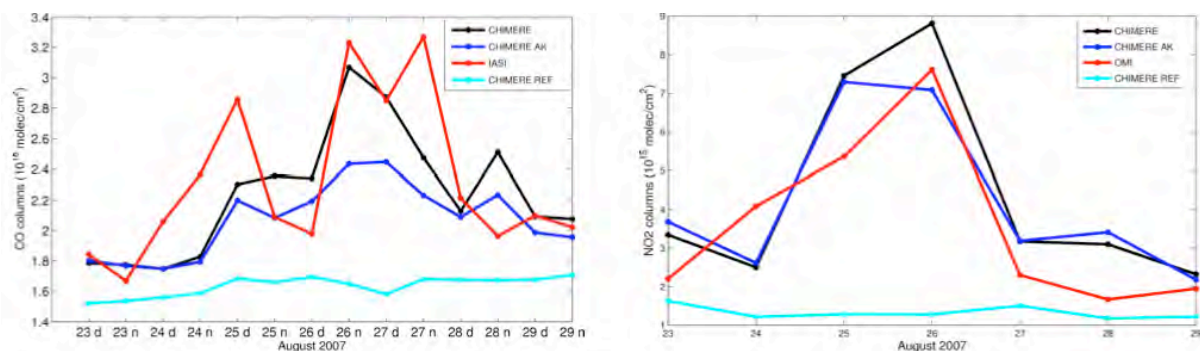


Figure 6.10. Variabilité journalière des colonnes totales de CO et de NO_2 , observées par satellite et simulées avec CHIMERE, au-dessus de la Grèce pendant l'épisode de feux.

Ces résultats sont cohérents avec les résultats obtenus par Hodnebrog et al. (2012), avec des simulations des modèles EMEP et WRF-Chem basés sur les émissions des inventaires GFED et FINN : une sous-estimation importante des concentrations dans les panaches de CO mais un bon accord ou une légère surestimation pour le NO_2 . Ils montrent par ailleurs,

comme on peut s'y attendre, que la distribution du NO₂ contrôle la production d'ozone. Avoir une bonne localisation des panaches de NO_x transportés est le plus critique.

Contrainte des facteurs d'émission à partir des observations satellitaires

Plusieurs espèces à courte durée de vie ont pu être détectées par l'instrument au cours de l'événement extrême des feux en Grèce (Coheur et al., 2009), en particulier l'éthylène (C₂H₄) et l'ammoniac (NH₃) qui sont pris en compte dans CHIMERE.

La comparaison directe des concentrations observées et simulées (inventaire v0) a montré une très forte sous-estimation dans la simulation pour toutes les espèces. Néanmoins, le rapport entre concentration des différents gaz traces apporte une information sur les rapports d'émission utilisés dans l'inventaire. Il est calculé comme l'augmentation par rapport à une valeur de fond dans les panaches de feux, tel que $ER_x = \Delta X / \Delta CO$ donne le rapport d'émission de l'espèce X par rapport au CO. Ces rapports sont calculés à partir des observations, en suivant la méthode appliquée par Coheur et al. (2009), et l'équivalent est calculé à partir des simulations CHIMERE (avec l'inventaire version 0). Le Tableau 18 résume les résultats obtenus. Nous constatons tout d'abord que le rapport d'émission déduit des simulations des concentrations dans le panache fraîchement émis est légèrement plus faible que le rapport à l'émission, ce qui est lié à la plus forte réactivité des deux espèces par rapport au CO. Le rapport obtenu est trop élevé pour le C₂H₄, et en bon accord pour le NH₃ si l'on compare aux valeurs « transport », qui sont légèrement plus éloignées de la source, mais clairement sous estimé si l'on compare aux valeurs dans le panache fraîchement émis (ce qui nous intéresse en premier lieu). Ce comportement (C₂H₄ trop élevé et NH₃ trop faible) n'apparaît pas cohérent étant donné les facteurs d'émission connus dans les différentes végétations brûlées.

Tableau 18. Rapports d'émission entre une espèce X et le CO calculé à partir de l'inventaire d'émission, ou des concentrations (colonnes totales) simulées dans le panache par CHIMERE, ou observées par IASI.

X	ER _x inventaire	ER _x CHIMERE	ER _x IASI
C2H4	0.012	0.011	0.005 panache frais 0.003 transport
NH3	0.015	0.012	0.02 panache frais 0.013 transport

Ces résultats se sont donc avérés difficiles à exploiter et une analyse à plus long terme devra être menée. La disponibilité des observations de NH₃ pour toute la période IASI permettra très certainement d'évaluer plus en détail les facteurs d'émission utilisés pour cette espèce dans l'inventaire. Ce travail a été démarré au cours des derniers mois du projet.

Afin de permettre une exploitation fiable des observations satellitaires disponibles pour l'analyse des facteurs d'émission, il serait par ailleurs important de disposer d'observations in situ ciblées et co-localisées aux observations satellitaires, qui apporteraient une base méthodologique.

6.1.4. Impact relatif des feux sur la qualité de l'air pendant l'été 2007

L'impact général sur la qualité de l'air est estimé en termes de contribution aux concentrations de surface et aux dépassements mesurés dans les stations de mesures de surface AIRBASE.

La Figure 6.11 résume les contributions relatives aux PM10 de surface d'après les simulations CHIMERE dans le sous-domaine est, le plus touché par les feux. L'ouest du domaine est dominé par l'influence des poussières minérales, en grande partie issue du transport à longue distance de poussières désertiques. Les feux sont en revanche une contribution

significative au centre et à l'ouest du domaine. La contribution des feux se traduit par une augmentation importante des aérosols organiques (OCAR). Les poussières minérales ont une contribution très significative au bilan (plus de 40%) mais cette contribution pourrait être surestimée dans la région.

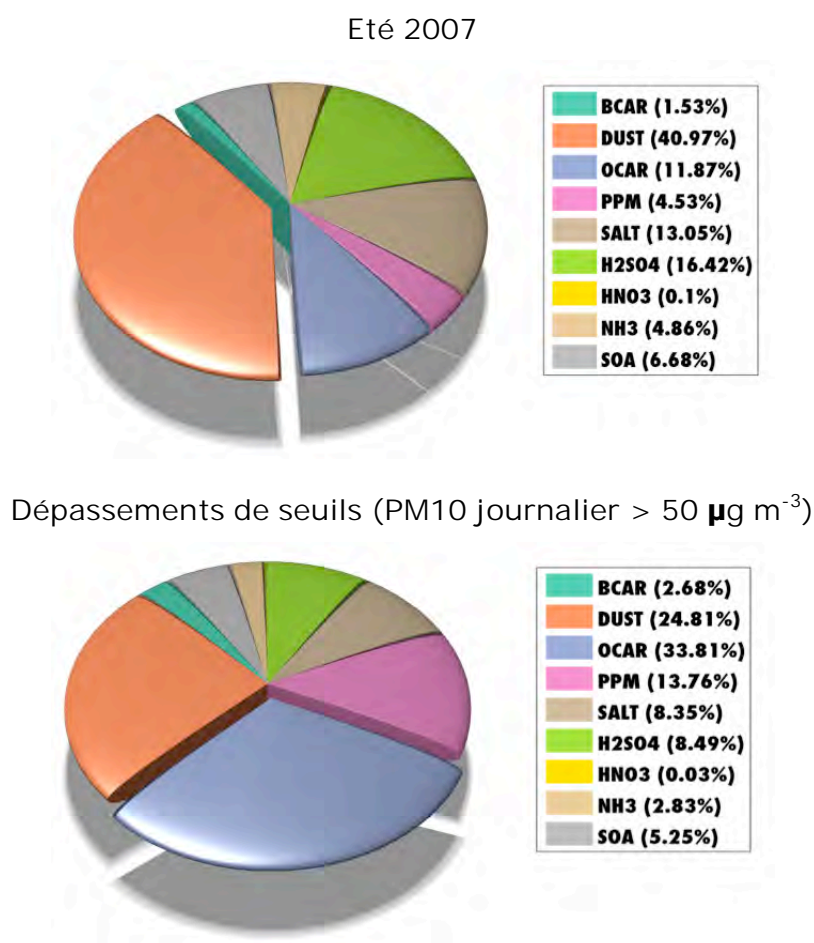


Figure 6.11. Contribution, d'après les simulations CHIMERE, des différents types d'aérosols aux concentrations de PM10 de surface observés dans le sous-domaine « est ». En haut: en moyenne sur l'été ; En bas: uniquement lors de dépassement des seuils de qualité de l'air.

Le nombre de dépassements des seuils de qualité de l'air en termes de PM (50 µg m⁻³ journalier) sur la Figure 6.12. La prise en compte des feux et des poussières désertiques dans CHIMERE permet un bon général accord en termes de nombre de dépassements mais celui-ci est surestimé dans le centre et l'ouest du domaine pendant les feux. Ceci est probablement lié à des émissions trop élevées dans cette région pour la version de l'inventaire d'émission utilisées ici (2013a). Cependant, l'altitude d'injection pourrait également jouer un rôle : une injection en altitude induit des concentrations plus faibles en surface mais un impact à grande distance et sur l'AOD totale plus prononcé. Notons également que la fraction associée aux poussières minérales est très forte, mais également surestimée dans les régions où elle correspond majoritairement à de l'érosion locale (point faible en cours de correction dans CHIMERE), ce qui est le cas dans les régions centre et est. On remarque que l'impact des feux n'est pas limité à la zone proche des feux, mais est significatif à l'échelle régionale.

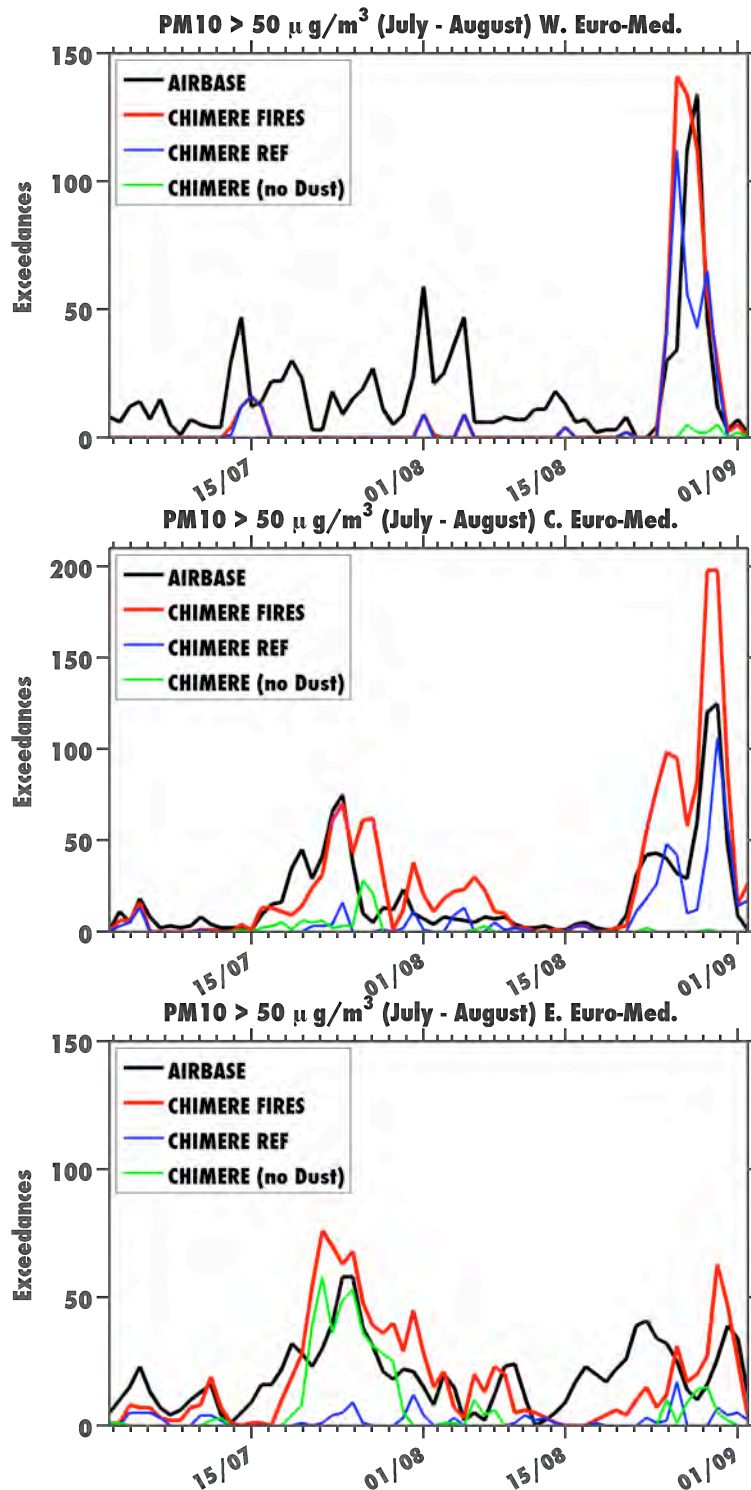


Figure 6.12. Nombre total de dépassement des seuils de qualité de l'air pour les PM de surface par sous domaine (représentés sur la Figure 6.1) pendant l'été 2007.

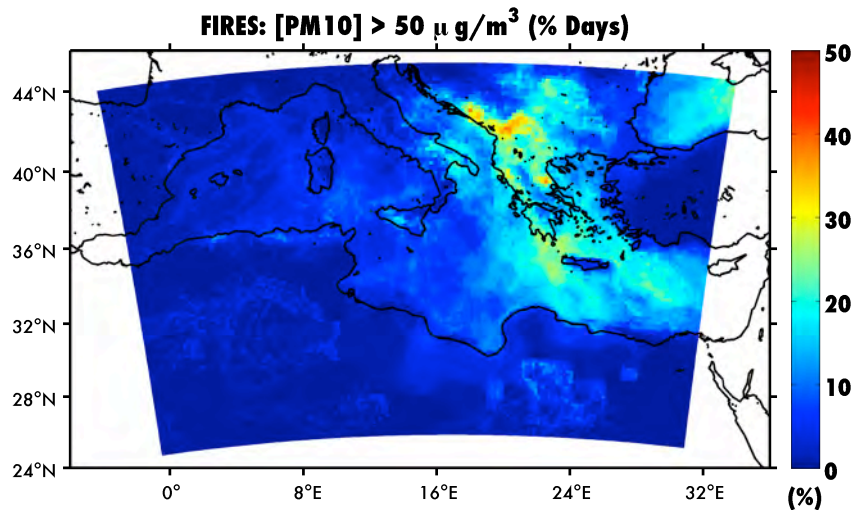


Figure 6.13. Pourcentage de jours de dépassement (PM de surface) dans le modèle associé aux feux pendant l'été 2007.

6.2. CAS DE L'ETE 2010

Les feux apparus à la fois en Russie et au Portugal à l'été 2010 représentent des cas d'étude intéressants pour évaluer l'apport de la prise en compte des émissions liées à ces combustions de biomasse dans les modèles de qualité de l'air. Les feux russes en juillet et août 2010 de part leurs intensités, leurs étendues spatiales et leurs durées ont durablement affecté les niveaux de pollution sur une grande partie de la Russie occidentale.

Dans le cadre des prévisions calculées dans le programme européen MACC, aucun modèle régional opérationnel au moment de ces épisodes n'intégrait en temps réel les émissions liées à la combustion de biomasse. Par contre des produits issus de l'observation satellitaires, comme IASI, étaient déjà disponibles et fournissaient une information en proche temps réel (Figure 3.5, Figure 6.14) à la fois sur les zones touchées et sur les quantités de polluants émises. Ces informations étaient également intégrées dans les modèles globaux de MACC.

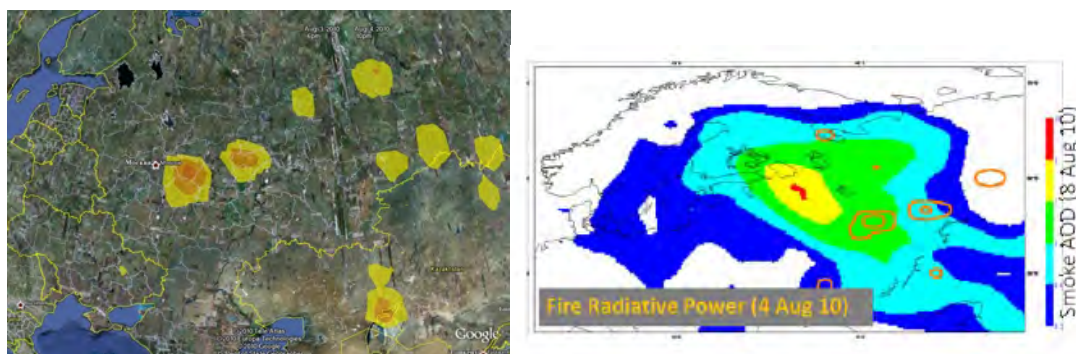


Figure 6.14. Localisation des feux d'émission par l'observation satellite (gauche) lors de l'été 2010 et impact sur l'épaisseur optique aérosol (droite) le 8 août 2010.

Une autre mission des modèles régionaux dans MACCII est de fournir a posteriori des réanalyses des années passées afin de produire des rapports destinés à l'agence européenne de l'environnement évaluant les niveaux de la qualité de l'air en Europe sur une année passée récente. Il a donc été crucial d'implémenter ces émissions dans les réanalyses qualité de l'air pour l'année 2010.

Sur la base des travaux MACCII, des simulations additionnelles ont été réalisées afin de tester et comparer les émissions issues des recherches et développements menés dans APIFLAME.

Pour chaque jeu d'émission, des simulations de modèle CHIMERE ont été réalisées spécifiquement sur les mois de juillet et août à haute résolution (0.1°).

Emissions de feux MACC

Comme décrit dans la partie 5.2 sur l'intercomparaison des inventaires (inventaire GFAS), les émissions de feux produites dans MACC sont dérivées de mesure de FRP (Fire Radiative Product) par les satellites MODIS et SEVIRI qui au travers d'une relation directe permettent d'estimer les émissions des polluants. Les émissions sont regriddées sur une grille à 0.1° de résolution horizontale et disponibles dans ces conditions depuis 2008. Les facteurs d'émissions proviennent de la littérature (van der Werf et al., 2006, Andreae and Merlet, 2001) afin de construire des émissions journalières sur lesquelles un profil horaire est appliqué centré sur 13h30 heure locale pour l'émission maximale et qui minimise les émissions nocturnes (10% de l'émission journalière). Ainsi, nous disposons d'émission horaire pour alimenter CHIMERE.

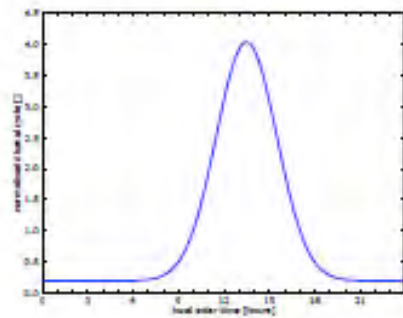


Figure 6.15. Cycle diurne appliqué pour le calcul des émissions horaires

Un facteur correctif égal à 3,4 (Kaiser et al. ; 2011) a été appliqué pour rehausser uniquement les émissions de particules (matière organique et carbone suie) émises en tant que PM2.5.

Emissions de feux APIFLAME

Un développement spécifique a été réalisé pour appliqué l'inventaire APIFLAME au cas des feux Russes afin de prendre en compte les feux dans les tourbières. En effet, ces écosystèmes très riches en carbone sont à l'origine d'émissions particulièrement fortes (e.g. Turquety et al., 2007 ; Konovalov et al., 2011). Une base de donnée de localisation des tourbières en Russie a été utilisée en plus des bases de données standard (MODIS en dehors de la zone Europe, et CORINE en Europe). Si un feu se situe dans l'une de ces zones, les valeurs de quantité de combustible disponibles et de facteurs d'émission spécifiques sont utilisées.

La Figure 6.16 montre la comparaison entre les émissions MACC, GFED et APIFLAME pour cet épisode et pour le carbone organique. La comparaison des surfaces brûlées avec celles estimées par GFED montre un très bon accord sur toutes les régions sauf sur la Péninsule Ibérique. Concernant les feux en Russie, les émissions APIFLAME sont plus élevées dans la partie sud-ouest et en Ukraine, comme nous l'avons déjà vu dans la comparaison générale. Pour les feux dans la région de Moscou (région nord-ouest de la Russie), les émissions APIFLAME sont très nettement plus élevées que les émissions GFED (2,5 fois plus élevées), mais beaucoup plus faibles que les émissions MACC (plus de 3 fois plus faible). Dans la comparaison des simulations, cette différence sera encore accentuée par le facteur 3,4 appliqué sur les émissions MACC. R'honi et al. (2012) estiment que les feux Russes ont émis

entre 19 et 33 Tg de CO en utilisant une analyse inverse des observations IASI. La modélisation inverse réalisée par Krol et al. (2013) estiment le CO émis entre mi-Juillet et mi-août à 24 Tg. Pour APIFLAME, les émissions de CO sont de 4,7 Tg en total sur la région, alors qu'elles atteignent 11,1 Tg CO pour GFAS/MACC. Le total de 37,7 Tg après application du facteur 3,4 correspond à la barre haute des estimations pour cet événement (entre 9,7 Tg et 42 Tg en fonction des études).

De grandes différences sont également constatées pour la Péninsule Ibérique. Les surfaces brûlées APIFLAME sont très faibles pour cette période dans cette région, ce qui explique la très forte sous-estimation. L'origine de ce problème n'a pas encore été identifiée.

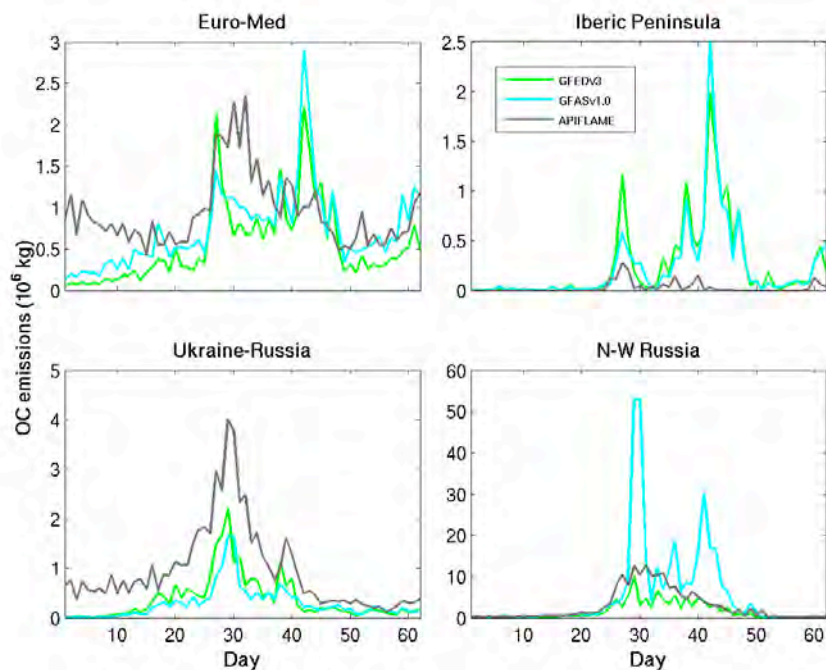


Figure 6.16. Emissions totales de OC journalières pour différentes régions et pour les mois de juillet et août 2010 d'après les inventaires GFED, GFAS/MACC et APIFLAME.

Plus de travail sur les émissions pendant l'été 2010 devra être réalisé pour à la fois vérifier le calcul des surfaces brûlées au Portugal et pour réévaluer les émissions par les feux Russes qui paraissent trop faibles. Plusieurs pistes sont à explorer :

- La quantité de carbone disponible est calculée à partir de la simulation globale ORCHIDEE qui donne des valeurs très faibles par rapport à la simulation régionale Europe et à la littérature. Une nouvelle simulation ORCHIDEE sera réalisée.
- Les valeurs de facteurs d'émission et de densité de carbone dans les tourbières seront réévaluées en utilisant des chiffres typiques des régions boréales.

Notre objectif est ici de réconcilier les résultats des approches classiques « bottom-up » et des approches « top-down ».

Configuration de l'étude

Nous avons répété à trois reprises une simulation CHIMERE forcé par ma météorologie IFS (integrated forecast system ; ECMWF) avec le même set-up à l'exception du jeu d'émission qui change d'une simulation à l'autre sur la période du 1er Juillet 2010 au 31 août 2010. Une simulation de contrôle a été réalisée dans un premier temps (donc sans les émissions de feux) sur le domaine régional (Figure 6.17).



Figure 6.17. Domaine de simulation (MACCII).

Néanmoins l'impact des émissions liées à la combustion de biomasse existait dans les concentrations aux limites fournies par les réanalyses globales de MACC (Figure 6.17), et contribuaient à une moyenne des teneurs en PM10 plus forte sur la partie Est du domaine CHIMERE dans la simulation sans intégration régionale des émissions de feux. L'inventaire des émissions anthropiques utilisé dans les 3 simulations provient du TNO pour l'année 2007.

Les deux autres simulations réalisées avec la même météorologie et les mêmes conditions aux limites et incluent à tour de rôle les émissions de feux de MACCII et d'APIFLAME.

L'intégration dans CHIMERE des feux MACC et APIFLAME engendre une forte augmentation de la moyenne sur la période sélectionnée (Figure 6.19) avec certaines disparités entre les deux simulations. L'intensité de l'impact sur les concentrations moyennes de PM10 est plus élevée avec les émissions MACC principalement en lien avec les émissions de particules plus importantes dans ce dernier inventaire d'un facteur 5 en juillet et quasiment 10 en aout.

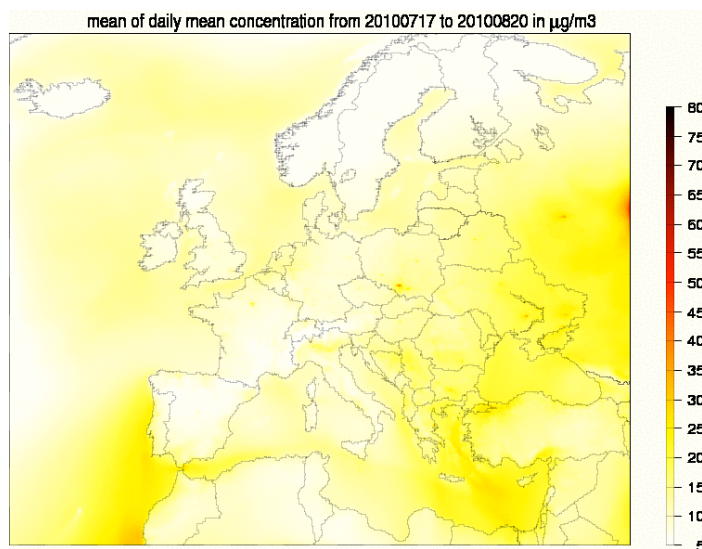


Figure 6.18. Moyenne des concentrations de PM10 du 17 juillet au 20 aout 2010 issue de la simulation sans intégration de feux dans CHIMERE.

A noter quelques disparités, avec des détections plus nombreuses de feux dans la partie Est du domaine en Turquie, Moldavie et Ukraine pour l'inventaire Apiflame alors que l'inventaire MACC identifie les feux au Portugal non intégrés dans l'inventaire Apiflame (traitement essentiellement focalisé sur l'Europe de l'Est et les feux russes).

Néanmoins les résultats des deux simulations montrent des contributions sur les teneurs en PM10 très élevées de ces émissions issues de la combustion de biomasse qui peuvent atteindre à proximité des sources plus de 80 µg/m3 en moyenne sur la période d'étude.

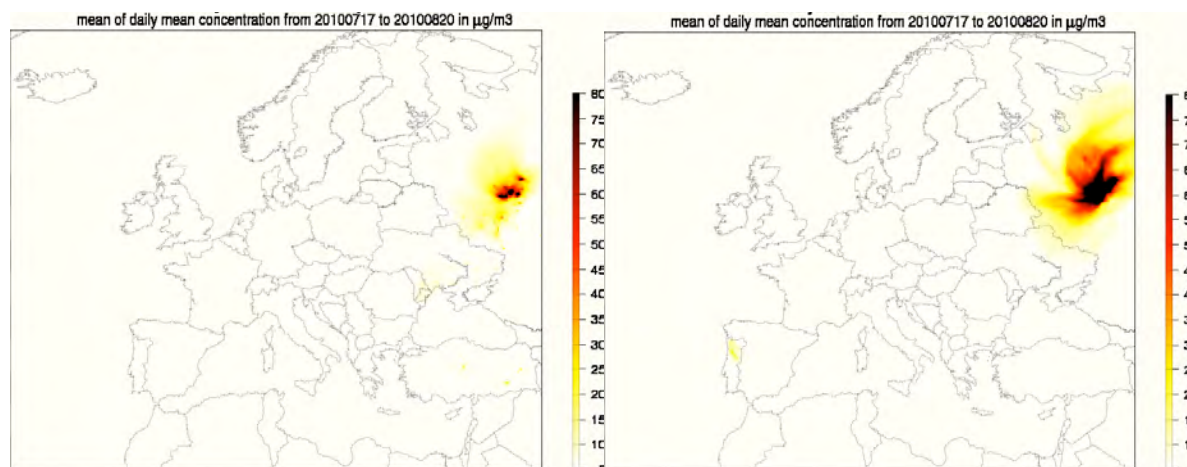


Figure 6.19. Différences des concentrations moyennes de PM10 sur la période d'étude entre la simulation de référence sans émissions de feux sur le domaine CHIMERE et la simulation avec les émissions APIFLAME (à gauche) et la simulation avec les émissions MACC (à droite).

La signature de ces rejets se retrouve également sur quelques stations Airbase (EEA) situées dans les pays périphériques de la Russie comme la Lituanie, la Finlande et pour la simulation MACC sur quelques stations du Portugal.

Dans le cas de la simulation MACC, l'effet de la prise en compte des émissions de feux est positif sur la qualité de la simulation comme le montre l'évaluation réalisée sur les stations AirBase de la Figure 6.20.

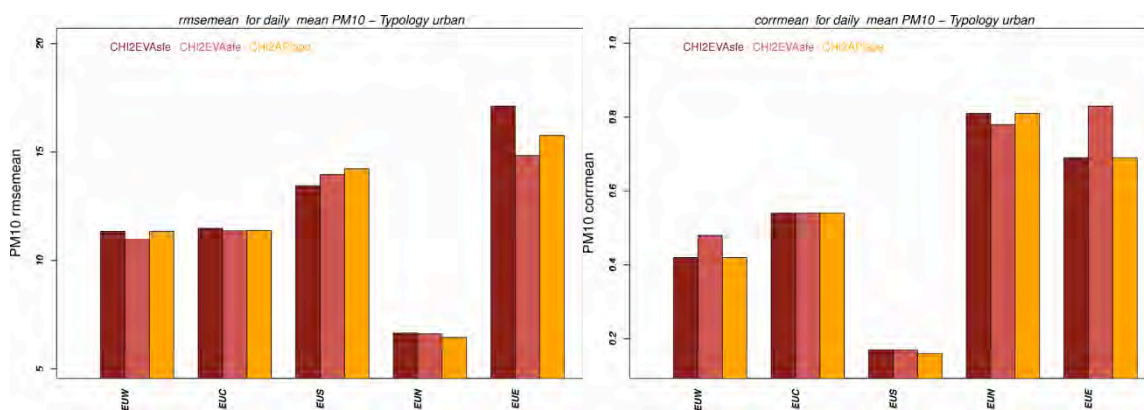


Figure 6.20. Scores de RMSE (à gauche) et de corrélation (à droite) pour un ensemble de 5 macro-régions Européennes (EU West, Central, South, North et East) pour les trois simulations (sans feux en rouge foncé, feux GFAS/MACC en rose et feux APIFLAME en orange).

Notamment sur la partie Est de l'Europe où la RMSE diminue et la corrélation augmente. Une amélioration retrouvée sur la partie Ouest mais dans une moindre mesure en lien avec la prise en compte des feux du Portugal.

Cette évaluation étendue aux polluants O₃ et NO₂ montrent un impact bien moindre des émissions de feux sur ces polluants à longue distance mais visible de l'ordre de quelque µg/m3 sur la RMSE avec une légère amélioration de la corrélation. Néanmoins, les sorties

des modèles évaluent des contributions locales assez importantes pouvant atteindre $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ respectivement pour l'ozone et le dioxyde d'azote à proximité des foyers de combustion.

6.3. CONCLUSIONS

Les émissions et leur impact sur la composition atmosphérique ont été évalués sur deux cas d'études : les étés 2007 et 2010, caractérisés par des feux intenses au sud-est et l'est du domaine en 2007, et au Portugal et en Russie en 2010.

Pour l'analyse de l'été 2007, des simulations CHIMERE et Polyphemus ont été réalisées avec les émissions APIFLAME dans la version 2013a de l'inventaire. Les deux modèles montrent une amélioration des scores moyens sur l'été en comparaison aux observations de surface du réseau AirBase. Une analyse plus détaillée des simulations CHIMERE a montré que la prise en compte des émissions de feux permet d'améliorer non seulement la simulation des PM de surface, mais également l'AOD par comparaison aux mesures AERONET ou satellitaires. La trajectoire du panache transporté depuis les feux particulièrement intenses en Grèce est bien reproduite mais les valeurs d'AOD sont fortement sous-estimées, indiquant une sous-estimation des émissions. Les comparaisons aux observations lidar CALIOP montrent par ailleurs que, même si le transport est simulé dans la bonne gamme d'altitude, les profils verticaux ne sont pas toujours en bon accord (trop haut ou trop bas en fonction des cas). Pour les feux en Europe de l'Est et dans les Balkans, les comparaisons aux observations de surface indiquent une surestimation des émissions. Concernant les gaz traces, des résultats similaires à l'étude de Hodnebrog et al. (2012) à partir d'autres inventaires sont obtenus : les panaches de CO sont fortement sous-estimés, mais un bon accord est obtenu pour les NOx ce qui suggère que les facteurs d'émission sont à revoir. Cette première évaluation de l'inventaire a conduit au développement de la version 2013b de l'inventaire (végétation CORINE et non plus USGS, minimisation des émissions agricoles). Pour l'été 2007, les émissions dans le Sud du domaine sont plus importantes, alors que les émissions en Europe de l'Est et en Ukraine ont été fortement réduites.

L'intégration des émissions pendant l'été permet un meilleur accord avec les observations de surface et en particulier une meilleure représentation des pics de pollution dans les régions touchées par les feux. A l'est du domaine, les périodes de feux coïncident avec de nombreux dépassements des seuils de qualité de l'air. Le modèle attribue plus de 45% des dépassements à cette source additionnelle.

Pour le cas de l'été 2010, les simulations ont été réalisées avec le modèle CHIMERE et deux inventaires d'émissions différents: APIFLAME, et GFAS (projet MACC). Notons que les émissions GFAS, déjà 3 fois plus élevées que les émissions APIFLAME (elles-mêmes plus élevées que les émissions GFED), ont été multipliées par 3,4 en suivant les recommandations de Kaiser et al. (2011). L'intégration des émissions permet ici encore une amélioration des scores moyens sur l'Europe, en particulier autour des zones de feux. Les émissions APIFLAME devront être retravaillées dans l'objectif de retrouver les valeurs recommandées par l'étude de Kaiser et al. L'une des pistes est une meilleure évaluation des quantités de carbone émises dans le cas de feux de tourbières, qui représentent une fraction importante des émissions ici.

Ces cas d'étude ont montré que, malgré les fortes incertitudes sur les émissions, la prise en compte des feux permet d'améliorer les simulations de la qualité de l'air en Europe.

7. VERS UNE MEILLEURE REPRESENTATION DU TRANSPORT DES PANACHES

7.1. PYROCONVECTION

La température élevée des feux a des conséquences thermodynamiques sur le transport des masses d'air dans les zones de feux. En effet, l'excès de chaleur génère un mouvement ascendant par flottabilité, et peut donc initier ou intensifier la convection (on parle de *pyro-convection*). Le transport vertical associé, notamment si le panache atteint la troposphère libre au dessus de la couche limite, a un effet direct sur la composition atmosphérique locale ainsi que sur les régions voisines. La simulation de ce transport vertical des émissions à la source est importante pour pouvoir modéliser correctement la trajectoire d'un panache, mais aussi son impact local sur la qualité de l'air : si le panache émis reste confiné dans la couche limite, la qualité de l'air sera fortement dégradée dans la région d'émission mais la zone d'influence du feu sera réduite ; au contraire, si une fraction importante des émissions monte jusque dans la troposphère libre, les concentrations en surface seront plus diluées mais le panache pourra potentiellement être transporté sur de plus longues distances.

Plusieurs approches sont actuellement employées dans les modèles de chimie-transport : (1) conserver les émissions à la surface ou réparties de manière homogène dans la couche limite (ce qui a été réalisé avec CHIMERE dans sa configuration par défaut) ; (2) utiliser une distribution a priori constante, avec une certaine fraction au-dessus de la couche limite (ce qui a été utilisé avec Polyphemus) ; (3) utiliser un modèle de pyroconvection.

Plusieurs modèles de pyroconvection ont récemment été développés (Trentmann et al., 2006; Freitas et al., 2006; Rio et al., 2010) et sont de plus en plus utilisés dans les CTMs (Grell et al., 2010 ; Sessions et al., 2011). Ces modèles de pyro-convection 1D sont basés sur un schéma de flux de masse adapté aux feux, et utilisent les données météorologiques ainsi que le forçage radiatif en surface (caractérisant le feu).

Cette question de l'altitude d'injection est dans un premier temps abordée du point de vue des observations, puis nous évaluons les capacités d'un modèle de pyroconvection à reproduire les altitudes de panaches observées. Pour cela, le modèle développé au LMD par Rio et al. (2010) est utilisé.

7.1.1. OBSERVATION DE L'ALTITUDE D'INJECTION EN EUROPE

L'arrivée des observations satellites depuis plus de dix ans fournit une base pour l'étude des événements de feu (Ichoku et al., 2012). La localisation et l'intensité des feux peuvent être déterminés grâce aux anomalies thermiques par l'instrument MODIS (TERRA et AQUA). Nous utilisons ici plus particulièrement les données de flux radiatif (fire radiative power, FRP).

Par ailleurs, plusieurs instruments de télédétection active et passive peuvent être utilisés pour analyser les hauteurs d'injection des produits de feux. Le Multi-angle Imaging SpectroRadiometer (MISR sur TERRA), avec ses 9 caméras, permet le calcul des hauteurs de panaches depuis l'espace par une méthode géométrique. Sur l'A-train, CALIOP (CALIPSO) permet la mesure de profils verticaux de diffusion par les nuages et les aérosols dans l'atmosphère. Plusieurs études ont été réalisées dans différentes régions du globe en utilisant chacun de ces deux types de mesures satellites. Val Martin et al (2010) ont utilisé 5 ans d'observations MISR en Amérique du Nord (2002-2007) et ont trouvé une variabilité très forte des hauteurs d'injection (quelques centaines de mètres à 5km) mais également une fraction significative (4-12%) des panaches injectés au-dessus de la couche limite atmosphérique. Une analyse en Australie par Mims et al. (2010) montre que la plupart des panaches restent dans la couche limite, mais que 26% la dépassent. A Sumatra, les données MISR ont montrées qu'au moins 4% des panaches sont injectés au dessus de la couche limite (Tosca et al., 2011). Cependant, l'analyse de Labonne et al. (2007) avec des profils

d'extinction de CALIOP pendant Juillet-Aout 2006 indique que les panaches restent en général dans la couche limite. Une étude similaire sur les feux agricoles en Europe de l'Est pendant les étés 2006 à 2008 montre pourtant que 48.5% des panaches sont injectés au dessus de la couche limite atmosphérique (Amiridis et al., 2010).

L'étude réalisée ici est l'évaluation de l'importance des évènements de pyro-convection en Europe et Méditerranée en utilisant les 2 types d'observations (MISR et CALIOP).

Altitude du sommet des panaches observée par MISR/TERRA

Afin d'évaluer l'importance et la nécessité de prendre en compte ce type d'évènement dans la région Euro-Méditerranée, nous avons réalisé une étude statistique sur 10 ans dans la région à partir des données de l'instrument satellitaire MISR (TERRA), combinées aux données MODIS de FRP. Pour cela, le produit de niveau 2 TOA/Cloud Heights and Winds (MIL2TCSP) nous fournit la hauteur d'un panache de feu à une résolution de 1.1km, avec une incertitude de 500m sur la verticale (Moroney et al., 2002). Les points de hauteur correspondant à un panache de feu sont obtenus en co-localisant les données avec les pixels de feu MODIS. La finalité de cette étude étant de modéliser les panaches de façon réaliste avec le modèle CHIMERE, ces données ont été remaillées sur la grille MEDb (résolution de 20km) présentée dans la section 3.2. Dans chaque maille de grille, assimilée à un panache, la médiane des hauteurs a été conservée, ainsi que la distribution verticale de l'ensemble des pixels du produit MISR.

La Figure 7.1 montre les hauteurs maximales atteintes dans chaque maille de grille entre 2003 et 2011. La fauchée de l'instrument MISR ne permet pas d'avoir des données chaque jour pour toute la région Euro-Méditerranéenne. Un grand nombre de feux détectés avec MODIS (parfois les plus intenses) n'ont donc pas de hauteur correspondante. Le cas de l'été 2007 présenté dans la section 6 est un exemple de cas où il n'y a pas de données MISR pour la plus grande valeur de la FRP mesurée avec MODIS (sur la Grèce). De 2003 à 2011, 1740 panaches (observations MISR colocalisées aux feux détectés par MODIS) ont été analysés. La distribution en fréquence de leur hauteur médiane est représentée sur la Figure 7.2. On remarque qu'une grande proportion des hauteurs se trouve près de la surface, et que seulement une petite fraction atteint 2km d'altitude. Cependant, les panaches concernés atteignent la troposphère libre, comme le montre la ligne en pointillée représentant la hauteur moyenne de la couche limite co-localisée avec les points de hauteur.

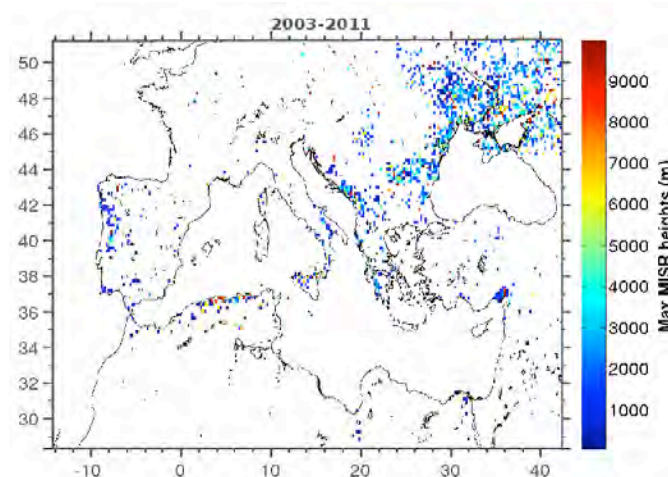


Figure 7.1. Carte représentant le maximum des hauteurs sur la période 2003-2011, d'après les observations MISR (MIL2TCSP), et sur la grille MEDb de CHIMERE à 20km de résolution.

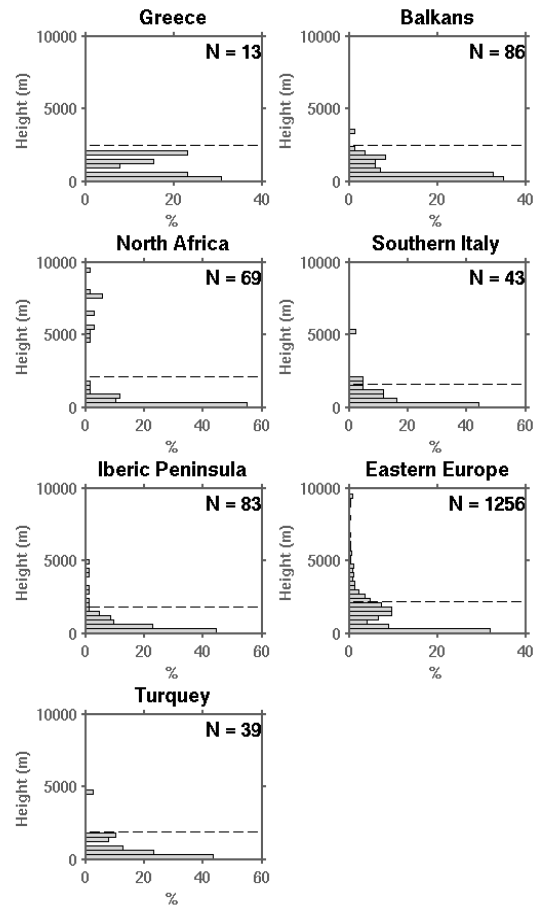
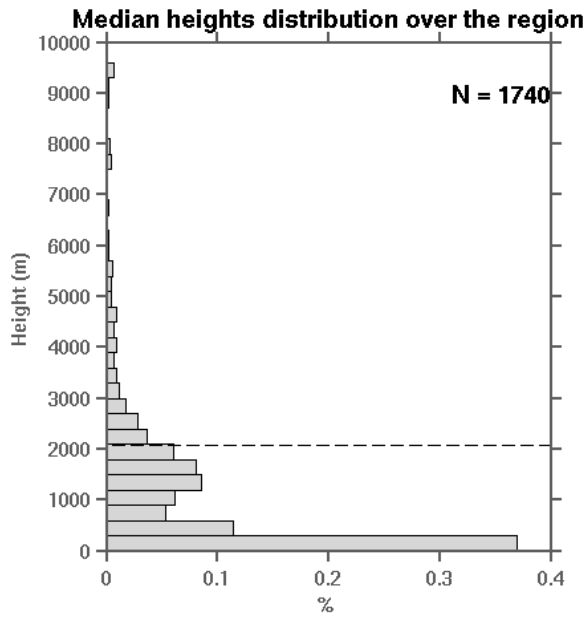


Figure 7.2. Distribution des hauteurs médianes des panaches entre 2003 et 2011 calculés à partir des données MISR sur la région entière et différentes sous-régions. Le trait en pointillée représente en moyenne la hauteur de la couche limite. Le nombre N d'observations disponibles est indiqué sur chaque figure.

L'étude montre que la proportion des hauteurs de panaches MISR dépassant la hauteur de couche limite atmosphérique est non négligeable dans la région, de 11.6%-17.5%, en accord avec les études précédentes basées sur MISR (Val Martin et al., 2010 ; Mims et al., 2010).

Comme introduit plus haut, le profil vertical d'injection des émissions dépend de l'intensité du feu et de l'état de l'atmosphère. La FRP mesurée par MODIS apporte une information sur cette intensité. Cependant, le lien entre les hauteurs atteintes par les panaches et l'intensité du feu à la source est complexe, bien qu'en général les panaches atteignant des hauteurs très grandes auront pour origine des feux ayant une plus grande FRP. Pour l'illustrer, à partir des hauteurs observées, la Figure 7.3 représente la distribution moyenne des pixels à 1.1km retrouvés avec MISR dans chaque maille de grille, formant ainsi un profil moyen pour la région selon que le panache atteint ou non la couche limite atmosphérique.

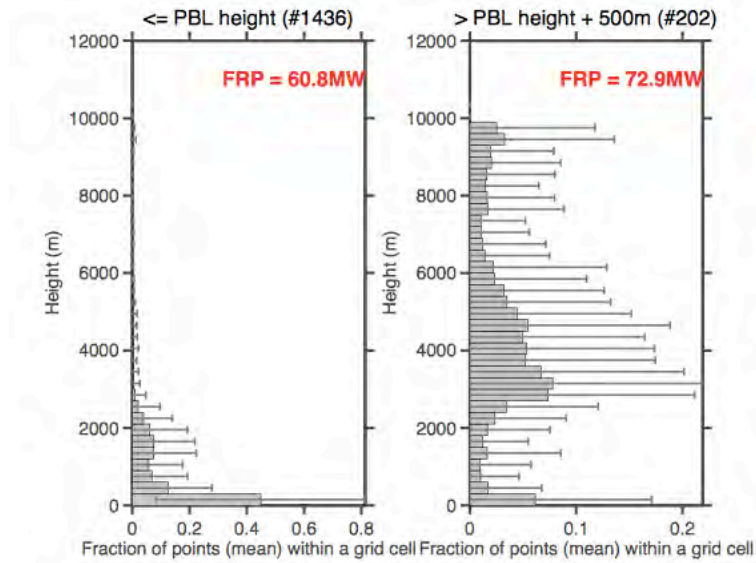


Figure 7.3. Distribution moyenne des pixels de hauteurs MISR à 1.1km de résolution pour des panaches atteignant (droite) ou non (gauche) la troposphère libre. Le nombre d'observations disponibles est indiqué dans le titre de la figure.

Profils verticaux d'aérosols observés par CALIOP/CALIPSO

Une étude similaire a été réalisée avec le lidar CALIOP (CALIPSO), à partir des données GOCCP (Chepfer et al., 2012) donnant des profils de rapport de rétrodiffusion atténué. Ces profils permettent d'avoir une information sur la distribution verticale des aérosols (Stromatas et al., 2012). Cependant, seules les données de nuit sont exploitables, posant un problème de co-localisation temporelle avec MODIS et MISR pour une véritable comparaison. La Figure 7.4 montre les profils moyens à 20 km sur la région selon la hauteur médiane atteinte par le panache (inférieure à 1km, entre 1 et 2.5km et supérieure à 2.5km). Cette étude complémentaire confirme que la relation entre l'intensité de feu correspondant à chaque gamme de hauteur est compliquée à définir.

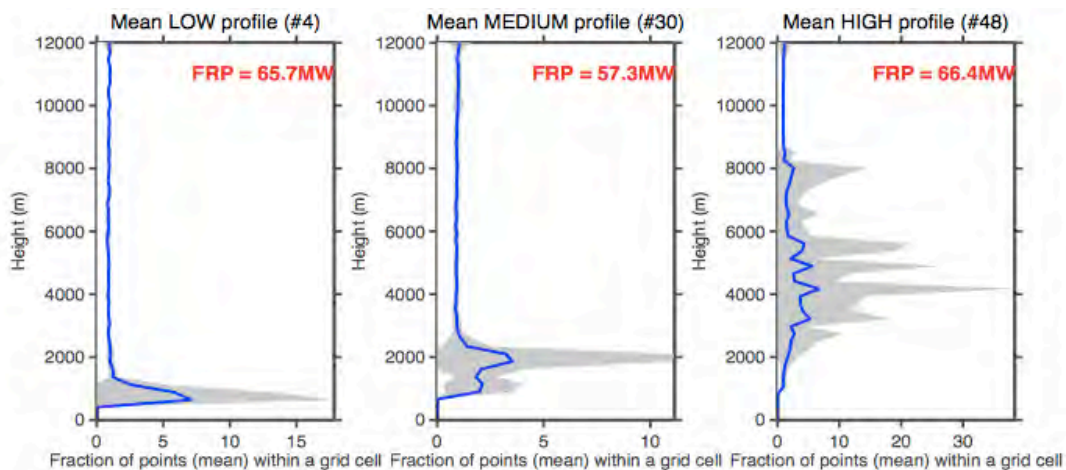


Figure 7.4. Moyenne des profils de rapport de rétrodiffusion atténuée CALIPSO-GOCCP sur la grille CHIMERE MEDb (20km) quand la hauteur médiane est inférieure à 1km (gauche), entre 1 et 2.5km (centre) et supérieure à 2.5km (droite). Le nombre d'observations pris en compte est indiqué dans le titre de la figure.

Sur l'ensemble des profils considérés, 49% suggèrent une injection au-dessus de la couche limite, en bon accord avec l'étude de Amiridis et al. (2010) sur l'Europe de l'Est. Ce sont des observations de nuit et la hauteur de couche limite est donc plus faible, ce qui explique la proportion plus importante par rapport aux études basées sur MISR.

L'ensemble de l'étude indique qu'il est important de considérer un profil d'injection des produits de feux allant au-delà de la couche limite. La sensibilité du profil au forçage en surface n'est pas claire, l'environnement jouant également un rôle important. En outre, le panache n'est pas distribué de façon homogène dans la couche limite atmosphérique de façon systématique. Ces résultats confirment donc la nécessité d'utiliser un modèle de pyrothermique pour déterminer un profil de transport vertical correct en chaque point de source.

7.1.2. INTEGRATION DE LA PYRO-CONVECTION DANS UN CTM

Pour simuler le transport vertical d'émissions au-dessus des feux ainsi que la hauteur maximale d'injection, on utilise le modèle du pyrothermique présenté dans Rio et al. (2010a). Le principe du modèle du pyrothermique est décrit dans l'annexe 3. C'est un schéma de flux de masse qui permet de représenter le transport sous maille des émissions via des panaches ascendants alimentés par l'excès de flottabilité induit par les feux en surface.

Le module de pyrothermique a été adapté en sous-routine et intégré dans les routines de traitement des émissions dans CHIMERE. Les paramètres nécessaires sont le flux d'émission à la surface, les conditions météorologiques de l'environnement (WRF dans notre cas) et l'énergie dégagée par le feu à la surface.

Comme décrit précédemment, nous avons choisi d'utiliser les observations de puissance radiative du feu (FRP en MW/km² ou W/m²) par l'instrument MODIS comme forçage à la surface. Cette FRP est convertie en énergie de la manière suivante :

$$E = 10 \frac{FRP_{max}}{2} \quad (4)$$

En considérant que 10% de l'énergie totale se traduit en puissance radiative (5 à 15% d'après Wooster et al., 2005), que la moitié de cette énergie est disponible pour la convection, et que la mesure correspond à une mesure instantanée.

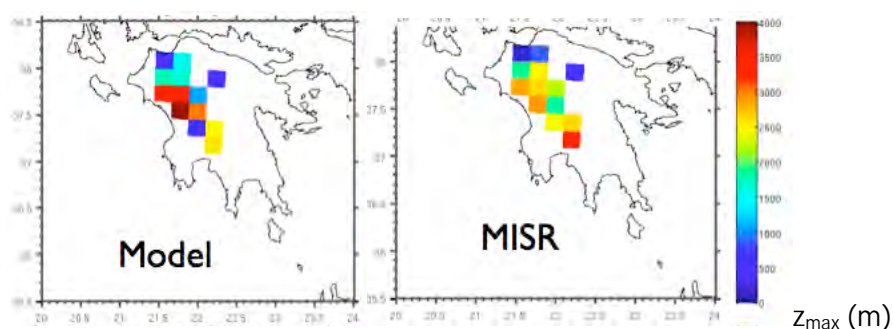


Figure 7.5. Application du modèle de pyroconvection pour le cas du 26 août 2006 en Grèce : altitude maximale d'injection modélisée (à gauche) et observations MISR d'altitude du panache (à droite), en mètres.

Les données de FRP sont disponibles à une résolution de 1km². La simulation étant réalisée sur des échelles typiques de quelques dizaines de kilomètres, nous avons choisi de caractériser l'énergie dégagée par les feux présents dans une maille spécifique à partir de la médiane des observations de FRP.

Des tests 1D ont dans un premier temps été réalisés sur l'été 2007, et les résultats ont été comparés aux observations MISR. Ces analyses ont montré que, même si le modèle de pyrothermique a des difficultés à reproduire la variabilité spatio-temporelle des observations, un bon accord général est obtenu sur des événements spécifiques. Par exemple, pour le cas des feux en Grèce (Figure 7.5), les altitudes moyennes d'injection modélisées et observées sont de 2km, et 8% des altitudes se situent au-delà de 500m au-dessus de la hauteur de couche limite (à l'heure de passage de MISR, c'est-à-dire en fin de matinée).

Pour tester l'impact sur le transport des panaches et sur les concentrations de surfaces, les émissions sont réparties verticalement dans CHIMERE à partir du flux de masse calculé par le modèle de pyrothermique (transport vertical rapide, supposé instantané). Ce test a été réalisé sur le cas du panache de feux depuis la Grèce fin août 2007.

Ces résultats sont préliminaires et devront être validés sur plus de cas d'étude afin de vérifier l'utilité de l'intégration du pyrothermique dans CHIMERE, étant données les incertitudes importantes sur l'intensité des feux. Nous testerons également l'influence de la variation diurne de l'intensité des feux en nous basant sur les observations SEVIRI.

7.2. PANACHES DENSES ET PHOTOCHEMIE

L'objectif de cette partie du travail est d'étudier l'impact du forçage radiatif direct des aérosols sur le bilan d'ozone et la formation de certains aérosols secondaires comme les secondaires organiques ou les sulfates. Pour cela, un couplage « on-line » entre les modèles de chimie-transport et un modèle de transfert radiatif est indispensable afin de calculer les taux de photolyse en prenant en compte l'effet des aérosols via un module optique de particules. Ce couplage est disponible pour Polyphemus (Réal et Sartelet, 2011) mais ne l'était pas encore dans CHIMERE avant ce projet. Cette partie concerne donc en premier lieu un développement du modèle CHIMERE.

Les taux de photolyse dans CHIMERE sont déterminés à partir de valeurs tabulées en ciel clair (en fonction de l'angle zénithal solaire, de la latitude et de la date) puis ajustées en fonction de la couverture nuageuse. Le développement d'un calcul « on-line » est particulièrement important pour une modélisation correcte de la photochimie car non seulement il prend en compte l'influence des aérosols, mais il améliore aussi la prise en compte des nuages. Il convenait donc que ce travail puisse être intégré dans une version future du modèle, pouvant réaliser des simulations en mode opérationnel.

Dans un premier temps, un couplage entre CHIMERE et le code de transfert radiatif TUV a été réalisé à l'INERIS (dans le cadre de la thèse de J.-C. Péré, 2011) avec l'analyse d'un cas test pour lequel des observations étaient disponibles (canicule 2003). Cette approche nécessitant un temps de calcul trop important pour être intégrée dans la version distribuée de CHIMERE, ou pour permettre l'analyse de longues périodes sur une grande région, nous avons choisi d'utiliser le code de transfert radiatif FAST-JX (collaboration LMD-INERIS), qui est implémenté dans Polyphemus (Real et Sartelet, 2011). Ces deux approches sont brièvement décrites ci-dessous. L'intégration de FAST-JX dans CHIMERE a été réalisée à la toute fin du projet et nous n'avons pas eu le temps de réanalyser les cas d'étude présentés ci-dessus. Ce travail sera réalisé dans les mois à venir.

Les modèles de transfert radiatif TUV et FAST-JX

Le modèle TUV (Tropospheric Ultraviolet and Visible radiation model) (Madronich and Flocke, 1998) est un modèle de transfert radiatif développé au NCAR permettant de calculer le flux solaire, le flux actinique et les taux de photolyse pour de nombreuses réactions photolytiques. Le flux actinique est calculé en intégrant le flux solaire sur tous les angles de la sphère en considérant 5646 longueurs d'ondes comprises entre 120 nm et 1250 nm. Cette

haute résolution dans les longueurs d'ondes permet de prendre en compte avec précision l'impact des aérosols et des nuages sur le calcul des taux de photolyse.

Le modèle FAST-JX, dernière version du modèle FAST-J, est également un modèle de calcul des taux de photolyse, développé spécifiquement pour une intégration flexible dans les modèles de chimie-transport (Wild et al., 2000). En plus d'être déjà écrit sous forme de sous-routine (et donc facilement intégrable au modèle), il a été conçu pour limiter le temps de calcul nécessaire. Pour cela, une gamme ciblée de 18 longueur d'ondes est sélectionnée. Les erreurs relatives sur les taux de photolyse obtenus par rapport à un autre schéma plus lourd sont inférieures à 3%.

Les deux modèles utilisent les propriétés optiques des aérosols : épaisseur optique, albédo de simple diffusion et fonction de phase. Pour TUV, ces propriétés doivent être calculées entre 200 nm et 700 nm, ce qui allonge encore le temps de calcul. FAST-JX inclus un calcul des propriétés nécessaires à partir des concentrations fournies par les modèles et des caractéristiques optiques des espèces prises en compte.

Couplage on-line CHIMERE – TUV / FAST-JX

Les développements effectués ont consisté à intégrer le schéma de calcul des taux de photolyse (TUV ou FAST-JX) dans le modèle CHIMERE en tant que sous-routine de calcul de manière à ce que les deux fonctionnent simultanément. Durant la simulation, les propriétés optiques simulées par CHIMERE sont lues en entrée du code TUV de manière à calculer les taux de photolyse sous l'influence des aérosols. En sortie, les taux de photolyse actualisés sont utilisés dans CHIMERE pour calculer les concentrations des polluants photochimiques. Cette chaîne de calcul est réalisée à un pas de temps fixe de 15 minutes pour le premier test avec TUV, les concentrations des polluants étant quant à elles mises à jour toutes les heures dans le fichier de sortie de CHIMERE. L'application résumée ci-dessous a été réalisée avec CHIMERE-TUV.

Cas d'étude de l'été 2003

La région étudiée ici est le sud-est de la France pour la période du 7 au 15 août 2003, qui fut caractérisée par une importante pollution en particules d'origine primaire et secondaire. Deux simulations ont été réalisées, avec et sans aérosols, afin de quantifier l'impact de ces derniers sur les taux de photolyse et les concentrations des polluants associés. Les résultats présentés ci-après seront moyennés géographiquement sur la région du sud-est de la France. L'impact des aérosols sur les taux de photolyses du dioxyde d'azote et de l'ozone est reporté sur la Figure 7.6.

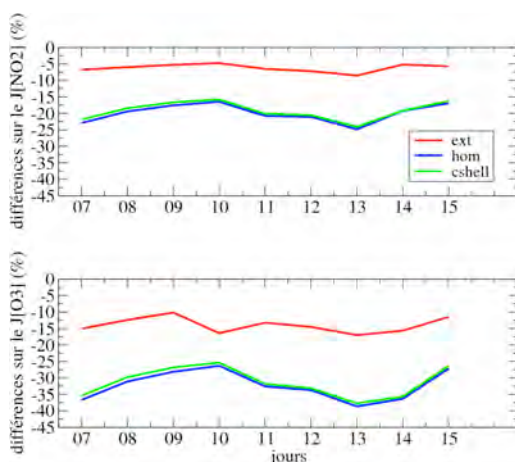


Figure 7.6. Impact des aérosols sur les taux de photolyse (près de la surface) du NO₂ et de l'ozone (en %) moyennés, pour chaque journée, entre 7 h et 19 h.

Pour chaque journée de la période étudiée, la Figure 7.6 nous montre que la présence de la couche d'aérosols induit une perturbation des taux de photolyse du NO₂ et de l'O₃ près de la surface qui varie selon le type de mélange considéré. En mélange interne homogène (hom)

et core-shell (cshell) (types de mélange les plus réalistes loin des sources), les aérosols provoquent une diminution importante des valeurs de $J[\text{NO}_2]$ et $J[\text{O}_3]$ due à l'absorption du rayonnement solaire par la couche d'aérosols. Durant les journées considérées, les réductions moyennes (entre 07 et 19 h) sont comprises, respectivement, entre 16 % et 23 % et entre 25 % et 39 %.

Ces valeurs sont cohérentes avec l'étude de Real et Sartelet (2010) qui ont simulé, avec Polyphemus couplé au code de transfert radiatif Fast-JX, des réductions de $J[\text{NO}_2]$ et de $J[\text{O}_3]$ atteignant 30 % (en moyenne mensuelle) en Europe durant l'été pour des aérosols considérés en mélange interne. De même, (Hodzic et al., 2007) ont simulé une diminution de la photolyse atteignant 15 à 30 % lors d'épisodes de feux de biomasse ayant affecté l'Europe de l'ouest durant l'été 2003.

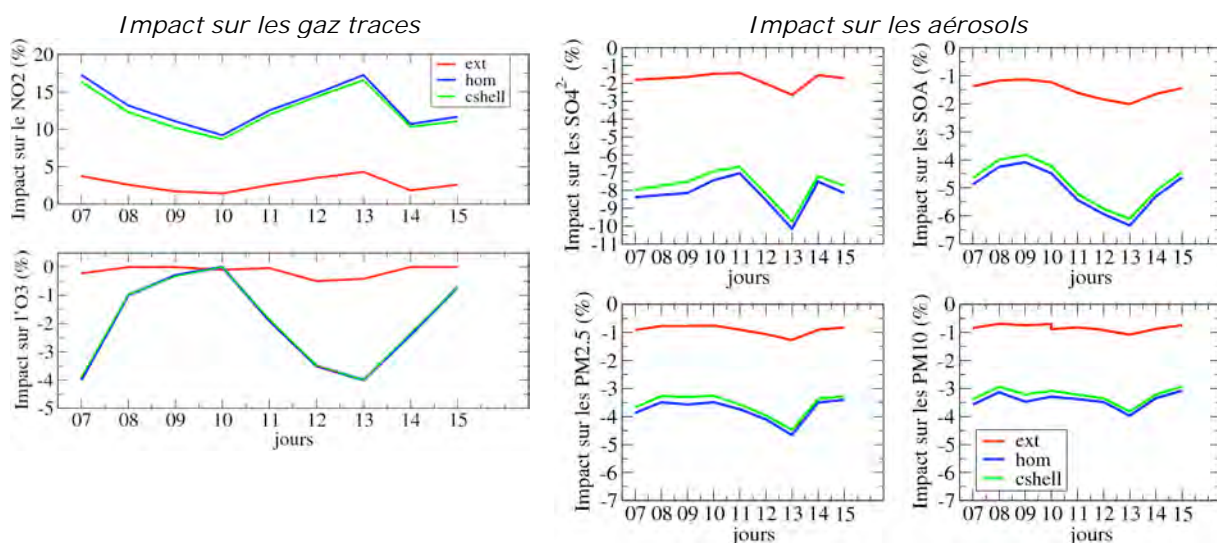


Figure 12 – A gauche : Modifications des concentrations diurnes (moyennées entre 7h et 19h) du NO_2 et d' O_3 près de la surface (en %) dues aux changements des taux de photolyse par les aérosols ; A droite : Modifications des concentrations de sulfate, d'aérosols secondaires organiques, de $\text{PM}_{2.5}$ et de PM_{10} (en %), près de la surface, dues aux changements des taux de photolyse par les aérosols.

L'altération de la photolyse du NO_2 et de l'ozone par la couche d'aérosols suggère, en retour, une modification des concentrations près de la surface du dioxyde d'azote et de l'ozone, mais également des concentrations en particules secondaires.

Nous voyons que l'impact le plus important concerne la concentration du NO_2 car elle va être principalement contrôlée durant la journée par la destruction photolytique des molécules de NO_2 . En mélange interne homogène et core-shell, l'importante atténuation de $J[\text{NO}_2]$ conduit à une augmentation de sa concentration en surface atteignant, en moyenne, 9 à 17 % suivant les journées étudiées. Concernant l'ozone, sa concentration en journée va être impactée à la fois par les variations de $J[\text{NO}_2]$ (production d' O_3) et par les variations de $J[\text{O}_3]$ (destruction d' O_3). En mélange interne homogène et core-shell, l'effet de l'atténuation moyenne de $J[\text{NO}_2]$ semble légèrement dominer l'effet de l'atténuation moyenne de $J[\text{O}_3]$, aboutissant à une légère diminution de la concentration d'ozone en surface atteignant, au maximum, 4 % durant les journées du 07 et 13 août 2003.

Ici encore, ces résultats sont similaires à ceux obtenus par (Real et Sartelet, 2011) sur l'Europe (diminution de la concentration surfacique en ozone comprise entre 4 et 8 % durant le mois de juillet 2001 au-dessus de régions où l'atténuation de la photolyse du NO_2 par les aérosols atteint 30 %).

Parallèlement à l'impact sur les concentrations d'ozone et de dioxyde d'azote, l'atténuation de la photolyse de l'ozone par la couche d'aérosols va entraîner une baisse de la production de radicaux OH entraînant une diminution des concentrations de certaines particules

secondaires telles que le sulfate et les aérosols secondaires organiques (produits de l'oxydation du SO₂ et des COV, respectivement). En mélange interne (homogène et core-shell), la concentration de sulfate est diminuée, en moyenne, de 7 à 10 % et la concentration de SOA de 4 à 6 % aboutissant, par là même, à une réduction moyenne de la masse totale en particules (PM2.5 et PM10) de 3 à 5 % durant la période étudiée.

Pour les feux, on s'attend à un impact particulièrement important des aérosols émis (jusqu'à -30% dans l'étude globale de Hodzic et al., 2007 ; -50% dans l'étude de Martin et al., 2003) du fait des fortes concentrations d'espèces absorbantes. L'intégration de cet effet permettra certainement un meilleur accord pour les gaz traces : une augmentation des temps de résidence pour le NO₂ et le CO, et une limitation de la production chimique pour l'ozone. Pour les aérosols, cet effet pourrait expliquer une partie de la surestimation des PM de surface proche des sources. Cependant les incertitudes sur les émissions étant elle-même très importantes, cet effet sera vraisemblablement du 2nd ordre.

7.3. CONCLUSION

En plus du travail important sur l'inventaire d'émissions, le projet APIFLAME a permis d'engager des travaux pour une meilleure simulation du transport des panaches de feux. Plusieurs axes ont été explorés : avec CHIMERE l'apport de la pyroconvection, et avec Polyphemus l'apport d'un panache sous maille. Des simulations de Polyphemus pour l'été 2007 en utilisant des panaches sous maille (voir Annexe 4) pour les feux sont en cours.

Concernant la pyroconvection, l'analyse des observations d'altitude de panaches d'aérosols par MISR et CALIOP à proximité des feux a montré qu'une injection dans la couche limite atmosphérique n'est pas toujours correcte. Les observations MISR en fin de matinée indique une injection au-dessus de la couche limite dans 12 à 17% des cas, une proportion qui augmente à 49% d'après les observations CALIOP de nuit. Cependant, la fraction injectée au-dessus de la couche limite est très variable. Un modèle de pyroconvection est en cours d'intégration dans le modèle CHIMERE afin de mieux représenter cette variabilité. Par ailleurs, la simulation de l'évolution chimique des panaches au cours du transport nécessite la prise en compte de l'impact radiatif des aérosols sur la photochimie. Plusieurs approches ont été explorées au cours du projet. Afin d'intégrer une méthodologie pérenne, ne dégradant pas le temps de calcul, nous avons choisi d'utiliser le code FAST-JX (également implémenté dans Polyphemus). Le cas d'étude de 2007 sera réanalysé pour évaluer l'apport de ce processus. Ces différents travaux, entrepris dans le cadre de APIFLAME, seront finalisés dans les mois à venir.

8. TEMPS REEL ET PREVISION DE L'IMPACT

8.1. CALCUL DES EMISSIONS EN TEMPS QUASI-REEL

L'intérêt de la méthodologie mise en place dans le cadre de ce projet est de pouvoir réaliser à la fois des estimations en temps réel et des réanalyses des émissions. Comme nous l'avons vu dans la partie 5 de ce rapport, la réanalyse se base sur les surfaces brûlées observées dérivées de MODIS à 500m de résolution. Ces observations ne sont pas disponibles en temps réel, mais nous disposons des observations de feux actifs (anomalies de température) à 1km de résolution. Une étape supplémentaire est donc l'estimation de la surface brûlée à partir de la localisation des pixels. Tout comme pour le traitement des surfaces brûlées, nous déduisons la fraction de pixel MODIS brûlée en fonction de la fraction de pixel couverte de végétation. Cependant, un certain nombre de « points chauds » ne correspond pas à des feux de végétation mais à des complexes industriels ou à des volcans (Figure 8.1). Il a donc été indispensable de développer une méthodologie pour filtrer les fausses détections. Pour cela, une liste de localisations « à risque » a été construite en utilisant: la localisation des

industries les plus importantes en Europe; et la probabilité d'observer un feu en un point donné. Pour le premier de ces deux filtres, nous avons utilisé la base de données e-PRTR (<http://prtr.ec.europa.eu/>), en gardant toutes les coordonnées pour lesquelles les émissions de CO₂ sont les plus fortes. Pour compléter cette liste, nous nous sommes basés sur les statistiques d'observation des feux actifs pour 2003-2012. Si la probabilité d'observer un feu est de plus de 30% des jours de l'année, alors la coordonnée est ajoutée à la liste des fausses détections.

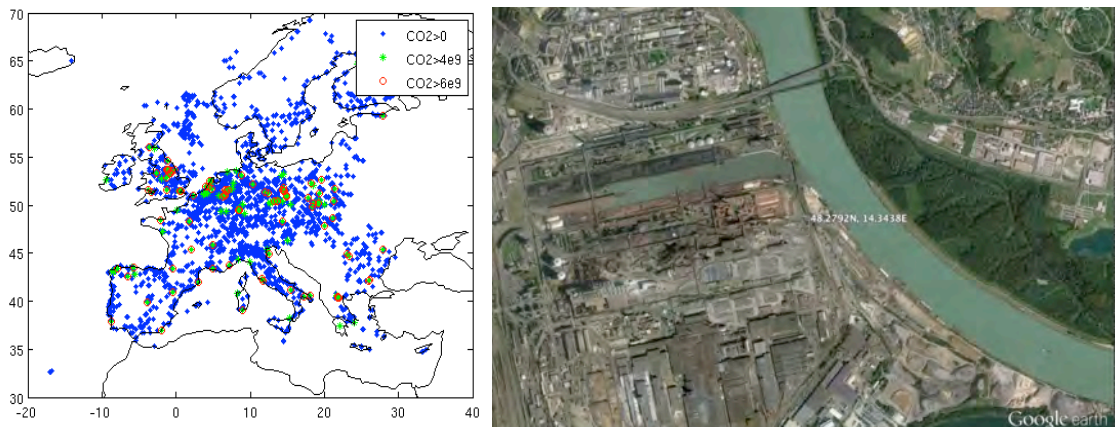


Figure 8.1. Figure de gauche : Localisation des principales industries d'après la base de données e-PRTR. Les points colorés en vert et en rouge correspondent aux industries émettant plus d'un certain seuil de CO₂ par an. Figure de droite : exemple de localisation erronée de feu d'après MODIS.

Les étapes de calcul des émissions en temps réel sont donc :

- (1) Téléchargement de la localisation des feux ;
- (2) Calcul des surfaces brûlées ;
- (3) Filtre des fausses détections ;
- (3) Calcul des émissions en utilisant la même méthodologie que pour la réanalyse avec la dernière année de simulation ORCHIDEE disponible pour les densités de carbone (2009 actuellement).

Les figures des émissions calculées en temps réel sont disponibles sur le site web du LMD : <http://www.lmd.polytechnique.fr/cosy/fires-modis.php> (Figure 8.2). Ces figures tiennent compte du filtre des fausses détections depuis mai 2013.

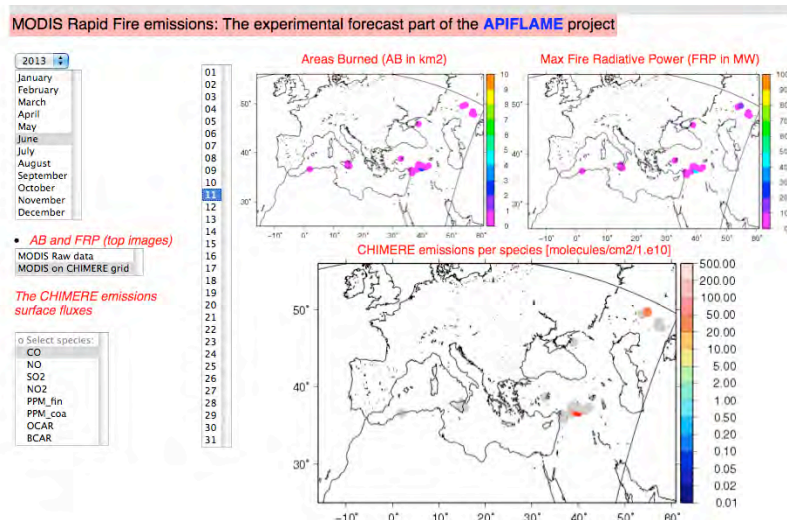


Figure 8.2. Visualisation des émissions APIFLAME calculées en temps réel.

8.2. APPLICATION A LA PREVISION

Une fois les émissions de feux calculées pour le jour précédent grâce à la méthode temps réel, une estimation de leur impact sur la qualité de l'air peut être réalisée tous les jours. Les prévisions sont généralement réalisées pour des périodes de quelques jours (4 jours pour PREV'AIR). Plusieurs stratégies peuvent être adoptées :

1. Utiliser les émissions de J-1 pour l'ensemble de la prévision : cela suppose donc une persistance des feux plus de 5 jours.
2. Utiliser les émissions de J-1 pour la réanalyse mais ne pas tenir compte des feux pour la prévision : cela suppose des feux qui ne durent qu'un seul jour.
3. Appliquer une variation de la persistance en fonction de l'intensité des feux, des conditions météorologiques et/ou de la durée passée de l'événement.

L'analyse statistique menée à $0.1^\circ \times 0.1^\circ$ de résolution (partie) a montré que les feux durent en moyenne 2-3 jours, mais que les événements les plus importants durent jusqu'à une dizaine de jours. Par ailleurs, même en l'absence de flammes intenses, un feu en phase « smoldering » émet encore beaucoup de polluants. Nous avons donc choisi d'adopter dans un premier temps la méthode (1), sachant que le lancement d'une nouvelle prévision chaque jour prenant en compte une nouvelle détection satellite évite une accumulation trop importante de produits de feux dans le cas d'événement de courte durée. Cette approche permet de ne pas minimiser l'impact potentiel de grands feux. C'est une estimation haute, en cas de feu non contrôlé.

Cette approche sera testée pendant l'été 2013 à l'occasion de la campagne CHARMEX. Les prévisions expérimentales au LMD seront disponibles via la plateforme COSY (<http://www.lmd.polytechnique.fr/cosy>) début juillet 2013.

Dans un premier temps, une solution intermédiaire a été mise en œuvre dans PREV'AIR avec une persistance des émissions de feux sur l'ensemble de la prévision avec une durée de prévision ramenée à 2 jours au lieu des 4 jours habituels des prévisions qualité de l'air du système.

La prévision PREV'AIR-API est une déclinaison de la chaîne MACC (domaine Européen) avec un forçage météorologie du modèle IFS (ECMWF) et des conditions aux limites issues des prévisions globales de MACC (Mozart pour les polluants gazeux et C-IFS pour les aérosols). La résolution horizontale est pour le moment fixée à 0.5° . En parallèle, la même configuration tourne déjà sans émissions de feux ce qui permettra d'évaluer quotidiennement la part de polluant due à la combustion de la biomasse et l'impact que cela a sur la qualité de l'air. Il est également prévu de faire tourner la même chaîne avec les

émissions fournies par MACC quotidiennement afin de mener en fin de saison une étude comparative des performances des deux configurations intégrant les émissions de feux.

La prévision issue de la chaîne PREV'AIR-API sera disponible chaque matin vers 10 heures (locales) et à disposition des prévisionnistes pour leur permettre d'affiner leur prévision au cas où un épisode d'ozone soit conjoint à un épisode de feux sur le territoire national durant la période estivale.

Pour tenir cet engagement, la récupération des données MODIS ainsi que le traitement APIFLAME pour la production des émissions intervient en milieu de nuit et la prévision réalisée avec CHIMERE est lancée vers 8 heures.

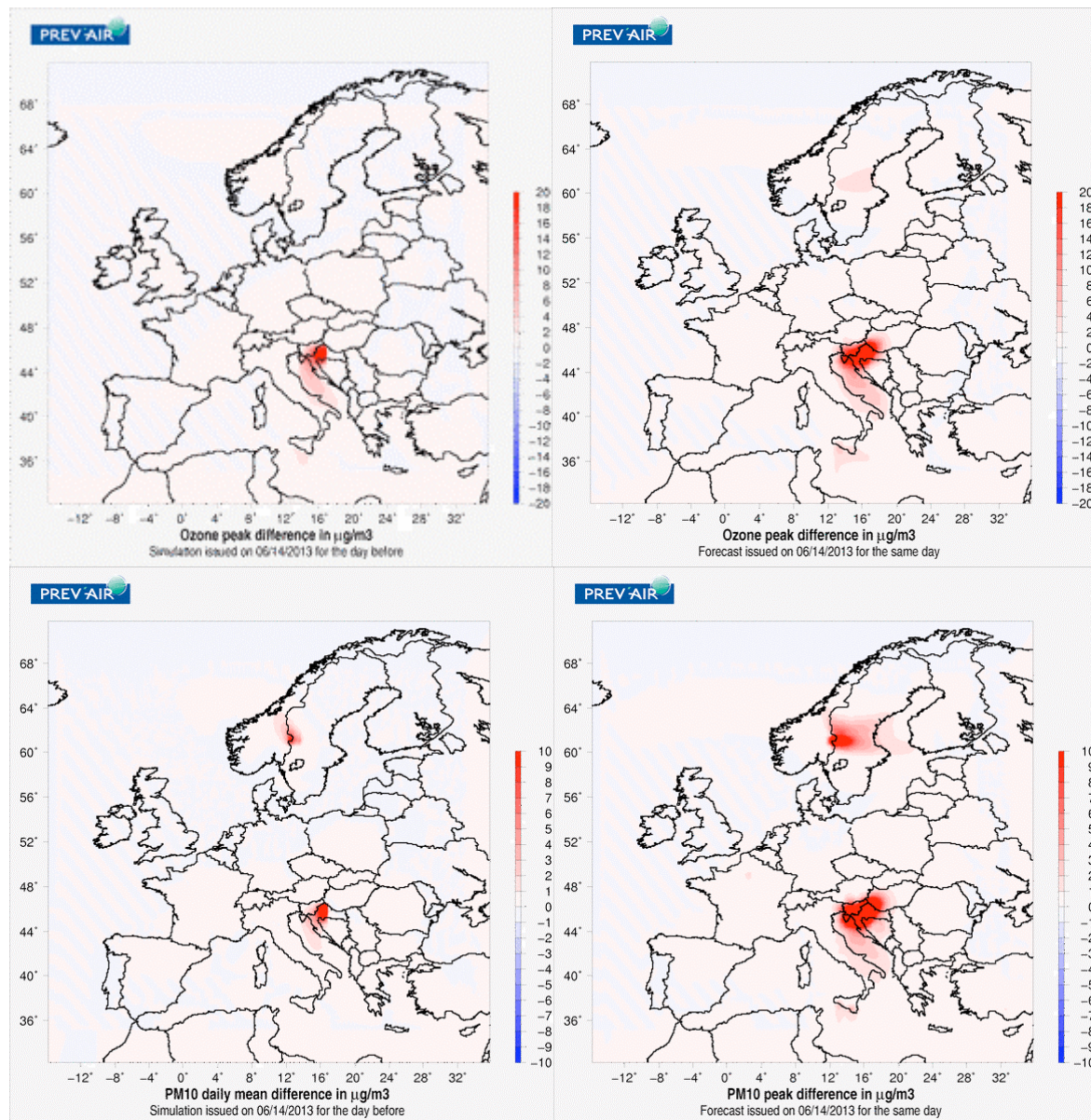


Figure 8.3. Exemple de la prévision de l'impact (en $\mu\text{g}/\text{m}^3$) des feux sur les concentrations d'ozone (en haut) et PM10 (en bas) le 14/06/2013 pour le J-1 (à gauche) et le J+0 (à droite).

8.3. CONCLUSION

Afin de permettre la prise en compte des émissions par les feux, le modèle de calcul de l'inventaire d'émission a été adapté au temps réel. La seule différence est la base de données des feux utilisés. On se reposera ici sur les anomalies thermiques détectées par satellite à une résolution de 1km², qui peuvent être téléchargées (demande de mot de passe sur projet). Le reste de la chaîne est la même que pour une réanalyse. Elle a été implémentée dans une version expérimentale de la chaîne Prev'Air en test pour l'été 2013.

Les émissions calculées à partir des détections de la veille sont utilisées pour la prévision, en supposant une certaine durée des feux. Les feux ayant généralement une courte durée, il est prudent pour ne pas surestimer leur impact de ne pas garder les émissions constantes pendant les 4-5 jours de prévision. Pour certaines applications, on peut vouloir se placer dans le scénario d'un événement intense. Dans ce cas, les émissions doivent rester constantes.

Pour l'intégration dans le système PREVAIR, les émissions à J-1 sont utilisées pendant les deux premiers jours de prévision.

Un travail devra être réalisé pour mieux estimer la durée des événements, en fonction des conditions météorologiques par exemple.

9. CONCLUSIONS

Les feux en Europe représentent une source importante de gaz trace et d'aérosols, mais encore peu prise en compte par les modèles de prévision de la qualité de l'air régionale. Ceci est principalement lié au caractère extrêmement variable de cette source qui nécessite une réévaluation journalière. Le travail réalisé dans le cadre du projet APIFLAME propose une méthodologie pour la prise en compte des émissions par les feux dans les modèles de chimie-transport, à la fois pour la réanalyse d'événements passés et pour la prévision de l'impact potentiel sur la qualité de l'air. Nous utilisons pour cela une approche couplant modélisation et observations, satellitaires en particulier.

De nombreux feux au sud et à l'est de l'Europe chaque année

L'analyse statistique des surfaces brûlées observées par le capteur MODIS entre 2003 et 2012 a montré que les feux (dus à des pratiques agricoles, des accidents ou des incendies criminels) affectent surtout le sud et l'est de l'Europe, ainsi que l'Afrique du Nord, la Turquie, la Russie et l'Ukraine. Ils sont observés principalement pendant la période estivale, de juin à septembre, lorsque les conditions météorologiques sont les plus critiques (conditions chaudes et sèches). Dans l'est de la région, les feux sont généralement de courte durée, alors que des événements intenses sont régulièrement observés dans les pays du Sud, avec des feux sur 5 à 10 jours brûlant des surfaces très étendues.

Développement d'un modèle de calcul des émissions à haute résolution

Une partie importante du projet a été dédiée au développement d'un nouveau modèle des émissions de feux de végétation à haute résolution spatiale (km) et temporelle (h) adaptable à l'analyse en temps quasi-réel. En effet, les premières simulations avaient été réalisées avec des produits existants et les concentrations simulées se sont avérées trop éloignées des observations pour espérer utiliser directement ces produits pour quantifier des variabilités inter-annuelles. Ces produits s'avérant difficilement adaptables, il est rapidement apparu indispensable pour ce projet de redéfinir un nouvel outil complètement modulable par rapport à nos objectifs. Le modèle développé permet le calcul des émissions sur des domaines et à des résolutions différentes, est adaptable à de nouvelles régions (bases de données globales disponibles) et à différents schémas chimiques (matrices d'agrégation à adapter en fonction des besoins).

L'évaluation a été effectuée dans un premier temps sur l'Europe, avec une extension vers la Russie occidentale. Notre objectif pour ce développement était de construire un inventaire à haute résolution « bottom-up », basé sur les processus, adapté à la région et à la prévision, tout en gardant une grande flexibilité pour permettre un ajustement des paramètres en fonction des performances obtenues. Les émissions sont calculées en multipliant les surfaces brûlées observées par satellite à la densité de carbone déduite des simulations du modèle ORCHIDEE, à laquelle un facteur est appliqué pour estimer la fraction disponible et la fraction susceptible de brûler. A partir du carbone émis ainsi quantifié, les facteurs d'émissions disponibles pour différentes espèces gazeuses et particulaires permettent de calculer un inventaire complet des émissions. Cette approche est complémentaire des approches actuellement disponibles en temps réel. Par exemple, l'inventaire FINN du NCAR fournit des émissions à haute résolution en temps réel mais pas de réanalyse d'événements passés, et l'inventaire GFAS développé dans le cadre du projet MACC repose sur l'assimilation des données d'intensité des feux et utilise donc une approche très différente.

L'un des avantages de notre approche est de permettre une quantification des incertitudes. Pour cela, un ensemble d'émissions a été calculé pour l'exemple de l'été 2007 en faisant varier les paramètres d'entrée. On estime ainsi l'incertitude sur le carbone émis à près de 70%. On montre par ailleurs que chaque paramètre contribue de manière équivalente. A cela s'ajoute une forte incertitude sur les facteurs d'émission. Conjointement avec le programme CHARMEX, les facteurs d'émission pour les végétations typiques de la région Méditerranée ont été évalués expérimentalement. Bien que les mesures en chambre de combustion et sur le terrain soient difficilement comparables, les deux expériences réalisées indiquent que les facteurs d'émissions utilisés pour la végétation Méditerranéenne sont surestimés. Plus de mesures seraient nécessaires pour apporter une vraie contrainte aux modèles d'émission.

Un impact significatif sur la qualité de l'air : exemple des étés 2007 et 2010

Les émissions et leur impact sur la composition atmosphérique ont été évalués sur deux cas d'études : les étés 2007 et 2010, caractérisés par des feux intenses au sud-est et l'est du domaine en 2007, et au Portugal et en Russie en 2010. Pour l'analyse de l'été 2007, des simulations CHIMERE et Polyphemus ont été réalisées avec les émissions APIFLAME (dans la version 2013a). Les deux modèles montrent une amélioration des scores moyens sur l'été en comparaison aux observations de surface du réseau AirBase. La prise en compte des émissions de feux permet également d'améliorer la comparaison de l'épaisseur optique des aérosols (AOD) aux mesures AERONET ou satellitaires MODIS et PARASOL, ainsi que de la colonne totale de gaz traces aux observations satellitaires IASI, OMI et GOME-2. La trajectoire des panaches transportés est bien reproduite. Cependant, les concentrations apparaissent sous-estimées pour les événements les plus intenses (feux en Grèce), mais surestimées pour les plus petits feux en Europe de l'Est. Les observations de différentes espèces gazeuses par satellite apportent également une information sur les rapports d'émission, étudié ici en prenant le CO comme référence. On montre par exemple que le rapport NO_2/CO est vraisemblablement surestimé pour le cas du panache émis par les feux en Grèce, alors que le rapport NH_3/CO est en bon accord avec les observations IASI. Ici encore, une analyse plus étendue serait nécessaire pour apporter une contrainte fiable. Cette première évaluation a conduit au développement de la version 2013b du modèle d'émissions.

En termes d'impact, les feux importants au Sud et à l'est pendant l'été 2007 ont été à l'origine de nombreux épisodes de pollution. D'après les simulations CHIMERE, 45% des dépassements de seuils observés dans l'est du domaine en termes de PM10 sont attribuables aux feux de végétation.

Le cas de l'été 2010 a été analysé avec le modèle CHIMERE, en intégrant les émissions APIFLAME (2013b) et GFAS ajustées pour le cas d'étude (projet MACC). L'intégration des émissions permet ici encore une amélioration des scores moyens sur l'Europe, en particulier autour des zones de feux. Les émissions APIFLAME devront être retravaillées dans l'objectif de réconcilier les estimations basées sur les processus (bottom-up) et les estimations ajustées avec les observations (top-down). L'une des pistes est une meilleure évaluation des quantités de carbone émises dans le cas de feux de tourbières, qui représentent une fraction importante des émissions ici. Ces feux brûlent une fraction importante de la couche de surface du sol, dont la contribution n'est pour le moment pas pris en compte dans le modèle d'émission.

Prévision à court terme de l'impact des feux sur la qualité de l'air

Ces cas d'étude ont montré que, malgré les fortes incertitudes sur les émissions, la prise en compte des feux permet d'améliorer les simulations de la qualité de l'air en Europe. L'ajout des feux aux émissions pour la prévision nécessite une mise à jour en temps réel en fonction des feux observés par satellite. Une chaîne de modélisation permettant le calcul des émissions à partir des feux détectés en temps réel par satellite a été développée.

Elle est intégrée au système Prev'Air en mode expérimental pour les prévisions qui seront réalisées cet été.

Les émissions calculées pour la période 2003-2012 sont mises à disposition via la base de données ECCAD du pôle Ether. Le module de calcul des émissions de feux sera mis à disposition des utilisateurs sur une page web dédiée dès que le code sera documenté.

Vers une meilleure compréhension de l'évolution des panaches au cours du transport

En plus du travail important sur l'inventaire d'émissions, le projet APIFLAME a permis d'engager des travaux pour une meilleure simulation du transport des panaches de feux. Les comparaisons entre simulation de panaches de feux et observations lidar CALIOP ont mis en évidence la difficulté à reproduire le profil vertical du panache transporté. Plusieurs axes ont été explorés afin d'améliorer la représentation des panaches: avec CHIMERE l'apport de la pyroconvection, et avec Polyphemus l'apport d'un panache sous maille. L'analyse des observations d'altitude de panaches d'aérosols par MISR et CALIOP à proximité des feux a montré qu'une injection dans la couche limite atmosphérique n'est pas toujours correcte. On évalue la proportion des panaches observés au-dessus de la couche limite à environ 15% en matinée et 50% la nuit. Cependant, la fraction injectée au-dessus de la couche limite est très variable. Un modèle de pyroconvection est en cours d'intégration dans le modèle CHIMERE afin de mieux représenter cette variabilité.

Par ailleurs, la simulation de l'évolution chimique des panaches au cours du transport nécessite la prise en compte de l'impact radiatif des aérosols sur la photochimie. Plusieurs approches ont été explorées au cours du projet. Afin d'intégrer une méthodologie pérenne, ne dégradant pas le temps de calcul, nous avons choisi d'utiliser le code FAST-JX (également implémenté dans Polyphemus).

Les développements réalisés dans les modèles seront mis à disposition de la communauté via les mises à jour régulières des versions de modèle distribuées.

10. COLLABORATIONS

APIFLAME a été aussi l'occasion de renforcer les collaborations avec les équipes de développement du modèle ORCHIDEE au LSCE. Les simulations utilisées ont été réalisées par F. Maignan et N. Viovy. Cette collaboration sera renforcée dans le futur autour des problématiques des feux de végétation et de leur impact.

Ce projet contribue directement aux campagnes d'observation prévues dans le cadre du projet CHARMEX (charmex.lsce.ipsl.fr) dédié à l'étude de la composition atmosphérique en Méditerranée (soutenu par le programme MISTRALS). Les développements réalisés sur les émissions dans le cadre d'APIFLAME bénéficient et contribuent aux travaux du groupe de travail CHARMEX sur les émissions. L'inventaire d'émission est mis à disposition via la base de données ECCAD. Les prévisions chimiques expérimentales et opérationnelles mises en place permettront un appui aux observations aéroportées (mise en place de plans de vols) et à l'analyse préliminaire des observations. Les émissions temps réel APIFLAME seront également utilisées par le modèle de trajectoires GIRAFE pour suivre les panaches de feux (C. Mari, LA). APIFLAME bénéficie en outre des expériences réalisées dans le cadre de CHARMEX et de l'ANR LOAC sur les émissions. L'un des objectifs des campagnes aéroportées est d'échantillonner la composition de panaches de feux, en cas d'opportunité favorable. Ces mesures permettront de valider plus précisément les développements réalisés dans le cadre du projet APIFLAME.

Les travaux réalisés sur l'Europe ont par ailleurs été étendus à l'analyse de l'impact des feux en Russie, dans le cadre d'un projet financé par le programme PICS (coordonné au LMD par S. Turquety, financé depuis 2012). L'objectif est d'adapter le modèle d'émissions à cette nouvelle région. Dans ce cadre, nous analysons plus en détails l'été 2010, et la collaboration avec les équipes Russes permet la comparaison à un grand nombre d'observations in situ. Le travail sur les feux Russes et sur la paramétrisation de la pyroconvection dans les modèles de chimie transport contribue également au projet ANR CLIMSLIP auquel le LMD participe pour l'étude du transport de panaches de feux vers l'Arctique.

11. PERSPECTIVES

Ce projet a permis d'engager de nombreux travaux autour de l'impact des feux de végétation. Les travaux futurs envisagés à l'issue de ce projet sont les suivants :

Travail continu sur le calcul des émissions

Des développements de l'inventaire sont prévus, dans un premier temps en se focalisant sur l'été 2010 pour réconcilier approches 'top-down' et 'bottom-up', puis en couplant le calcul des émissions à la simulation ORCHIDEE. Les surfaces brûlées seront donc directement prises en compte dans le modèle, et les quantités de carbone ajustées en fonction des types de végétation brûlés.

Travail continu sur la modélisation du transport des panaches

Le travail sur le transport des panaches sera finalisé, en particulier sur la validation de la prise en compte de la pyroconvection et de l'impact radiatif des aérosols, afin de permettre leur intégration dans la version distribuée du modèle CHIMERE.

Ce projet a été l'occasion d'une collaboration entre les équipes de développement des modèles CHIMERE (LMD, INERIS) et Polyphemus (CEREA). Cette collaboration est poursuivie dans le cadre du projet GMES-MDD NATORGA sur l'étude des aérosols organiques. L'inventaire d'émission par les feux est dans ce cadre adapté en fonction des espèces intégrées dans les nouveaux schémas développés.

Interactions entre feux de végétation et conditions météorologiques

Les conditions favorables au développement d'épisodes intenses de feux sont analysées dans le cadre d'une thèse au LMD (C. Hernandez, dirigé par P. Drobinski). Une meilleure compréhension des risques liés aux conditions météorologique permettra une estimation plus précise de la persistance des feux dans les prévisions.

Les interactions entre panaches denses émis et conditions météorologiques sont également étudiées. Un premier couplage off-line a été réalisé entre CHIMERE et le modèle météorologique WRF afin d'évaluer l'influence des feux en Russie sur la météorologie via l'impact radiatif des aérosols (Péré et al., 2013). Cette étude montre un impact significatif sur la température en surface, qui contribue à stabiliser l'atmosphère et donc à réduire la hauteur de la couche limite pendant la journée. Les concentrations de surface sont alors significativement plus élevées avec des conséquences importantes sur la qualité de l'air. Après le feu, la modification des caractéristiques de surface conduit également à des modifications significatives de la circulation méso-échelle (Hernandez et al., en préparation, 2013). Un couplage on-line entre météorologie et chimie-transport, prévue à moyen terme dans CHIMERE (projet ANR soumis, porté par L. Menut, LMD), permettra donc d'améliorer les performances des modèles dans le cas de panaches denses liés aux feux de végétation.

12. BIBLIOGRAPHIE

12.1. PUBLICATIONS DANS LE CADRE DU PROJET

Les résultats présentés dans ce rapport sont en cours d'écriture pour deux publications en préparation :

Stromatas, S., et al., Relative impact of natural emissions from dust and fires on PM levels in Europe during the summer 2007, en préparation pour ACP.

Turquety S., et al., High resolution regional fire emission inventory for the Euro-Mediterranean region, en préparation pour GMD.

Une publication également en lien avec le projet sur les interactions entre météo et panaches de feux (voir partie Perspectives) a été soumise au journal Atmospheric Chemistry and Physics :

Péré, J. C., Bessagnet, B., Mallet, M., Waquet, F., Chiapello, I., Minvielle, F., Pont, V., and Menut, L.: Direct radiative effect of the Russian wildfires and their impact on air temperature and atmospheric dynamics during August 2010, *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 13, 15829-15866, doi:10.5194/acpd-13-15829-2013, 2013.

12.2. PRESENTATIONS (CONFÉRENCES ET ATELIERS)

Messina P., S. Turquety, S. Stromatas, L. Menut, A. Anav, P-F. Coheur, Y. Rhoni, B. Bessagnet, C. Clerbaux, Fire emissions in Euro-Mediterranean area : evaluation of the impact on trace gases composition using satellite and surface observations, EGU Vienne, 2012.

Messina P., S. Turquety, S. Stromatas, L. Menut, A. Anav, P-F Coheur, Y. R'honi, B. Bessagnet, C. Clerbaux, 2012, Use of satellite and surface observations of trace gases to evaluate the impact of re emissions on air quality in Euro-Mediterranean area, EUMETSAT conférence, 2012.

R'honi, Y., L. Clarisse, P.-F. Coheur, V. Dufлот, D. Hurtmans, Y. Ngadi, C. Clerbaux, S. Turquety, Monitoring émissions, chemistry and transport of vegetation fires from IASI, Conférence IASI, février 2013, présentation orale.

Stromatas S., S. Turquety, L. Menut, M. Valari, H. Chepfer, D. Tanré, B. Bessagnet, J.C. Péré, G. Césana, 2012, Evaluation of the vertical distribution of aerosols simulated by a chemistry transport model (CHIMERE) using Level-1 lidar observations (EARLINET, CALIPSO), ESA Bruges, 2012.

Stromatas S., S. Turquety, L. Menut, H. Chepfer, J.C. Péré, G. Cesana, B. Bessagnet, Lidar Signal Simulation for the Evaluation of Aerosols in Chemistry-Transport Models using CALIPSO Level 1 Observations, CALIPSO, CloudSat, EarthCARE Joint Workshop, Juin 2012, Paris.

Turquety et al., Impact of fires on air quality in the Mediterranean: constraint from satellite observations, IGAC, Halifax, 2010, poster.

Turquety, S., S. Stromatas, P. Messina, A. Anav, L. Menut, B. Bessagnet, J-C Péré, P.-F. Coheur, D. Tanré, H. Chepfer, Impact of fire emissions on air quality in the Euro-Mediterranean region, AGU fall meeting, San Francisco, décembre 2011, présentation orale.

Turquety, S., P. Messina, S. Stromatas, A. Anav, L. Menut, B. Bessagnet, J-C Péré, P. Drobinski, P.F. Coheur, C. Clerbaux, D. Tanré, Impact of fire emissions on air quality in the Euro-Mediterranean region, 32st NATO/SPS International Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application, Utrecht, mai 2012, présentation orale.

Turquety, S., et al., Fire emissions in the Euro-Mediterranean area: variability and impact on air quality, EGU, avril 2012, présentation orale sollicitée.

Turquety, S., P. Messina, S. Stromatas, A. Anav, L. Menut, B. Bessagnet, J-C Péré, P. Drobinski, P.F. Coheur, C. Clerbaux, D. Tanré, Impact of fire emissions on air quality in the Euro-Mediterranean region, GEIA conférence, juin 2012, Toulouse, présentation orale.

Turquety, S., et al., Understanding the contribution from fires on atmospheric composition over the Euro-Mediterranean region, Conférence IASI, février 2013, présentation orale.

12.3. AUTRES REFERENCES

Akagi, S. K., Yokelson, R. J., Wiedinmyer, C., Alvarado, M. J., Reid, J. S., Karl, T., Crouse, J. D., and Wennberg, P. O.: Emission factors for open and domestic biomass burning for use in atmospheric models, *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 4039-4072, doi:10.5194/acp-11-4039-2011, 2011.

Alves, C., A. Vincente, T. Nunes, C. Gonçalves, et al. : Summer 2009 wildfires in Portugal : Emission of trace gases and aerosol composition, *Atmos. Env.*, 45, 641-649, doi:10.1016/j.atmosenv.2010.10.031, 2011.

Amiridis, V., Giannakaki, E., Balis, D. S., Gerasopoulos, E., Pytharoulis, I., Zanis, P., Kazadzis, S., Melas, D., and Zerefos, C.: Smoke injection heights from agricultural burning in Eastern Europe as seen by CALIPSO, *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 11567-11576, doi:10.5194/acp-10-11567-2010, 2010.

Bernard, E., Moulin, C., Ramon, D., Jolivet, D., Riedi, J., and Nicolas, J.-M.: Description and validation of an AOT product over land at the 0.6 μm channel of the SEVIRI sensor onboard MSG, *Atmos. Meas. Tech.*, 4, 2543-2565, doi:10.5194/amt-4-2543-2011, 2011.

Boylan, J. et Russell, A. : PM and light extinction model performance metrics, goals, and criteria for three-dimensional air quality models. *Atmos. Env.*, 40:4946–4959, 2006.

Clerbaux, C. A. Boynard, L. Clarisse, M. George, J. Hadji-Lazaro, H. Herbin, D. Hurtmans, M. Pommier, A. Razavi, S. Turquety, C. Wespes, and P.-F. Coheur: Monitoring of atmospheric composition using the thermal infrared IASI/MetOp sounder, *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 6041-6054, 2009.

Coheur, P.-F, L. Clarisse, S. Turquety, D. Hurtmans, and C. Clerbaux: IASI measurements of reactive trace species in biomass burning plumes, *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 5655-5667, 2009.

Couvidat, F., Debry, É., Sartelet, K. et Seigneur, C.: A hydrophilic/hydrophobic organic (H₂O) aerosol model: Development, evaluation and sensitivity analysis. *J. Geophys. Res.*, 117(D10304), 2012a.

De Wachter, E., Barret, B., Le Flochmoën, E., Pavelin, E., Matricardi, M., Clerbaux, C., Hadji-Lazaro, J., George, M., Hurtmans, D., Coheur, P.-F., Nedelec, P., and Cammas, J. P.: Retrieval of MetOp-A/IASI CO profiles and validation with MOZAIC data, *Atmos. Meas. Tech.*, 5, 2843-2857, doi:10.5194/amt-5-2843-2012, 2012.

Debry, É., Fahey, K., Sartelet, K., Sportisse, B. et Tombette, M.: Technical Note: A new Size REsolved Aerosol Model (SIREAM). *Atmos. Chem. Phys.*, 7(6):1537–1547, 2007.

Fahey, K. et Pandis, S. : Size-resolved aqueous-phase chemistry in a three-dimensional chemical transport model. *J. Geophys. Res.*, 108:4690, 2003.

Fortems-Cheiney, A. F. Chevallier, I. Pison, P. Bousquet, C. Carouge, C. Clerbaux, P.-F. Coheur, M. George, D. Hurtmans, and S. Szopa: On the capability of IASI measurements to inform about CO surface emissions, *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 8735-8743, 2009.

Freeborn, P. H., M. J. Wooster, W. M. Hao, C. A. Ryan, B. L. Nordgren, S. P. Baker, and C. Ichoku : Relationships between energy release, fuel mass loss, and trace gas and aerosol emissions during laboratory biomass fires, *J. Geophys. Res.*, 113, D01301, doi:10.1029/2007JD008679, 2008.

Freitas, S. R., Longo, K. M., Chatfield, R., Latham, D., Silva Dias, M. A. F., Andreae, M. O., Prins, E., Santos, J. C., Gielow, R., and Carvalho Jr., J. A.: Including the sub-grid scale plume rise of vegetation fires in low resolution atmospheric transport models, *Atmos. Chem. Phys.*, 7, 3385–3398, 2007.

Fromm M., R. Bevilacqua, R. Servranckx, J. Rosen, J. P. Thayer, J. Herman, D. Larko: Pyrocumulonimbus injection of smoke to the stratosphere: Observations and impact of a super blowup in northwestern Canada on 3–4 August 1998, *J. Geophys. Res.*, 110, D08205, doi:10.1029/2004JD005350, 2005.

Fromm, M. and Servranckx, R.: Transport of forest fire smoke above the tropopause by supercell

- convection, *Geophys. Res. Lett.*, 30, 1542, 2003.
- George, M., C. Clerbaux, D. Hurtmans, S. Turquety, P.-F. Coheur, M. Pommier, J. Hadji-Lazaro, D.P. Edwards, H. Worden, M. Luo, C. Rinsland, and W. McMillan: Carbon monoxide distributions from the IASI/METOP mission: evaluation with other space-borne remote sensors, *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 8317-8330, 2009.
- Giglio, L., Csiszar, I., and Justice, C. O. : Global distribution and seasonality of active fires as observed with the terra and aqua MODIS sensors, *J. Geophys. Res.*, 111, G02016, doi:10.1029/2005JG000142, 2006.
- Giglio, L., Randerson, J. T., van der Werf, G. R., Kasibhatla, P. S., Collatz, G. J., Morton, D. C., and DeFries, R. S. : Assessing variability and long-term trends in burned area by merging multiple satellite fire products, *Biogeosciences*, 7, 1171-1186, doi:10.5194/bg-7-1171-2010, 2010.
- Grell, G., Freitas, S., Stuefer, M., and Fast, J.: Inclusion of biomass burning in WRF-Chem: impact of wildres on weather forecasts, *Atmospheric Chemistry & Physics Discussions*, 10, 30 613–30 650, 2010.
- Guenther, A., Karl, T., Harley, P., Wiedinmyer, C., Palmer, P. et Geron, C. : Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). *Atmos. Chem. Phys.*, 6:3181–3210, 2006.
- Hodzic, A., Madronich, S., Bohn, B., Massie, S., Menut, L., and Wiedinmyer, C. : Wildfire particulate matter in Europe during summer 2003 : meso-scale modeling of smoke emissions, transport and radiative effects, *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7, 4043–4064, 2007.
- Hoelzemann, J. J., Schultz, M. G., Brasseur, G. P., Granier, C., and Simon, M.: Global Wildland Fire Emission Model (GWEM): Evaluating the use of global area burnt satellite data, *J. Geophys. Res.*, 109, D14S04, doi:10.1029/2003JD003666, 2004.
- Hurtmans, D., P.-F. Coheur, C. Wespes, L. Clarisse, O. Scharf, C. Clerbaux, J. Hadji-Lazaro, M. George, S. Turquety: FORLI radiative transfer and retrieval code for IASI, *Journal of Quantitative Spectroscopy and Radiative Transfer* , 113, 11, 1391-1408, 2012.
- Ichoku, C., Kahn, R., and Chin, M.: Satellite contributions to the quantitative characterization of biomass burning for climate modeling, *Atmospheric Research*, 2012.
- Inness, A., Baier, F., Benedetti, A., Bouarar, I., Chabrillat, S., Clark, H., Clerbaux, C., Coheur, P., Engelen, R. J., Errera, Q., Flemming, J., George, M., Granier, C., Hadji-Lazaro, J., Huijnen, V., Hurtmans, D., Jones, L., Kaiser, J. W., Kapsomenakis, J., Lefever, K., Leitão, J., Razinger, M., Richter, A., Schultz, M. G., Simmons, A. J., Suttie, M., Stein, O., Thépaut, J.-N., Thouret, V., Vrekoussis, M., Zerefos, C., and the MACC team: The MACC reanalysis: an 8 yr data set of atmospheric composition, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 4073-4109, doi:10.5194/acp-13-4073-2013, 2013.
- Kahn, R., Li, W., Moroney, C., Diner, D., Martonchik, J., and Fishbein, E.: Aerosol source plume physical characteristics from space-based multiangle imaging, *Journal of Geophysical Research*, 112, D11 205, 2007.
- Kaiser, J. W., Heil, A., Andreae, M. O., Benedetti, A., Chubarova, N., Jones, L., Morcrette, J.-J., Razinger, M., Schultz, M. G., Suttie, M., and van der Werf, G. R.: Biomass burning emissions estimated with a global fire assimilation system based on observed fire radiative power, *Biogeosciences*, 9, 527-554, doi:10.5194/bg-9-527-2012, 2012.
- Kerzenmacher, T., Dils, B., Kumps, N., Blumenstock, T., Clerbaux, C., Coheur, P.-F., Demoulin, P., García, O., George, M., Griffith, D. W. T., Hase, F., Hadji-Lazaro, J., Hurtmans, D., Jones, N., Mahieu, E., Notholt, J., Paton-Walsh, C., Raffalski, U., Ridder, T., Schneider, M., Servais, C., and De Mazière, M.: Validation of IASI FORLI carbon monoxide retrievals using FTIR data from NDACC, *Atmos. Meas. Tech.*, 5, 2751-2761, doi:10.5194/amt-5-2751-2012, 2012.
- Kim Y., Seigneur C., PIG over Paris, en préparation, 2013.
- Klonecki, A., Pommier, M., Clerbaux, C., Ancellet, G., Cammas, J.-P., Coheur, P.-F., Cozic, A., Diskin, G. S., Hadji-Lazaro, J., Hauglustaine, D. A., Hurtmans, D., Khatatov, B., Lamarque, J.-F., Law, K. S., Nedelec, P., Paris, J.-D., Podolske, J. R., Prunet, P., Schlager, H., Szopa, S., and Turquety, S.: Assimilation of IASI satellite CO fields into a global chemistry transport model for validation against aircraft measurements, *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 4493-4512, doi:10.5194/acp-12-4493-2012, 2012.

- Korsakissok I., Mallet V., Development and application of a reactive plume-in-grid model: evaluation over Greater Paris. *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 8917-8931, 2010.
- Krinner G, Viovy N, De Noblet-Ducoudré N *et al.*, A dynamic global vegetation model for studies of the coupled atmosphere-biosphere system. *Global Biogeochemical Cycles*, 19, 1-33, 2005.
- Krol, M., Peters, W., Hooghiemstra, P., George, M., Clerbaux, C., Hurtmans, D., McInerney, D., Sedano, F., Bergamaschi, P., El Hajj, M., Kaiser, J. W., Fisher, D., Yershov, V., and Muller, J.-P.: How much CO was emitted by the 2010 fires around Moscow?, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 4737-4747, doi:10.5194/acp-13-4737-2013, 2013.
- Krysztofiak, G., Thiéblemont, R., Huret, N., Catoire, V., Té, Y., Jégou, F., Coheur, P. F., Clerbaux, C., Payan, S., Drouin, M. A., Robert, C., Jeseck, P., Attié, J.-L., and Camy-Peyret, C.: Detection in the summer polar stratosphere of pollution plume from East Asia and North America by balloon-borne in situ CO measurements, *Atmos. Chem. Phys.*, 12, 11889-11906, doi:10.5194/acp-12-11889-2012, 2012.
- Labonne, M., Bréon, F., and Chevallier, F.: Injection height of biomass burning aerosols as seen from a spaceborne lidar, *Geophys. Res. Lett.*, 34, L11 806, 2007.
- Madronich, S. and Flocke, S. : The role of solar radiation in atmospheric chemistry, *Handbook of Environmental Chemistry*, pp. 1–26, Springer-Verlag, Heidelberg, Germany, 1998.
- Maignan, F., Bréon, F.-M., Chevallier, F., Viovy, N., Ciais, P., Garrec, C., Trules, J., and Mancip, M.: Evaluation of a Global Vegetation Model using time series of satellite vegetation indices, *Geosci. Model Dev.*, 4, 1103-1114, doi:10.5194/gmd-4-1103-2011, 2011.
- Mallet, V., Quélo, D., Sportisse, B., Ahmed de Biasi, M., Debry, É., Korsakissok, I., Wu, L., Roustan, Y., Sartelet, K., Tombette, M. et Foudhil, H., Technical Note: The air quality modeling system Polyphemus. *Atmos. Chem. Phys.*, 7(20):5479–5487, 2007.
- Menut, L., Bessagnet, B., Khvorostyanov, D., Beekmann, M., Colette, A., Coll, I., Curci, G., Foret, G., Hodzic, A., Mailler, S., Meleux, F., Monge, J.-L., Pison, I., Turquety, S., Valari, M., Vautard, R., and Vivanco, M. G. (2013). Regional atmospheric composition modeling with CHIMERE, *Geosci. Model Dev. Discuss.*, 6, 203-329, doi:10.5194/gmdd-6-203-2013.
- Mims, S., Kahn, R., Moroney, C., Gaitley, B., Nelson, D., and Garay, M.: MISR stereo heights of grassland fire smoke plumes in Australia, *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 48, 25–35, 2010.
- Moroney, C., Davies, R., and Muller, J.: Operational retrieval of cloud-top heights using MISR data, *Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on*, 40, 1532–1540, 2002.
- Mu, M., J.T. Randerson, G.R. van der Werf, L. Giglio, P. Kasibhatla, D. Morton, G.J. Collatz, R.S. DeFries, E.J. Hyer, E.M. Prins, D.W.T. Griffith, D. Wunch, G.C. Toon, V. Sherlock, and P.O. Wennberg : Daily and 3-hourly variability in global fire emissions and consequences for atmospheric model predictions of carbon monoxide. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*. 116: D24303. doi:10.1029/2011JD016245, 2011.
- Nenes, A., Pandis, S. et Pilinis, C., Continued development and testing of a new thermodynamic aerosol module for urban and regional air quality models. *Atmos. Env.*, 33(10):1553–1560, 1999.
- Péré, J. C., M. Mallet, V. Pont, and B. Bessagnet, Impact of aerosol direct radiative forcing on the radiative budget, surface heat fluxes, and atmospheric dynamics during the heat wave of summer 2003 over western Europe: A modelling study, *J. Geophys. Res.*, 116, D23119, doi:10.1029/2011JD016240, 2011.
- Péré, J. C., Mallet, M., Pont, V., and Bessagnet, B. : Evaluation of an aerosol optical scheme in the chemistry-transport model CHIMERE, *Atmospheric Environment*, 44, 3688–3699, 2010.
- Pfister G. G., C. Wiedinmyer, L. K. Emmons, Impacts of the fall 2007 California wildfires on surface ozone: Integrating local observations with global model simulations, *Geophys. Res. Lett.*, 35, L19814, doi:10.1029/2008GL034747, 2008.
- Phuleria H. C., P. M. Fine, Y. Zhu, C. Sioutas : Air quality impacts of the October 2003 Southern California wildfires, *J. Geophys. Res.*, 110, D07S20, doi:10.1029/2004JD004626, 2005.
- Pommier, M., K. S. Law, C. Clerbaux, S. Turquety, D. Hurtmans, J. Hadji-Lazaro, P.-F. Coheur, H. Schlager, G. Ancellet, J.-D. Paris, P. Nédélec, G. S. Diskin, J. R. Podolske, J. S. Holloway, and P.

- Bernath: IASI carbon monoxide validation over the Arctic during POLARCAT spring and summer campaigns, *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 10655-10678, doi:10.5194/acp-10-10655-2010, 2010.
- R'Honi, Y., Clarisse, L., Clerbaux, C., Hurtmans, D., Dufлот, V., Turquety, S., Ngadi, Y., and Coheur, P.-F.: Exceptional emissions of NH₃ and HCOOH in the 2010 Russian wildfires, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 4171-4181, doi:10.5194/acp-13-4171-2013, 2013.
- Real E., K. Law, et al., Processes influencing ozone levels in Alaskan forest fire plumes during long-range transport over the North Atlantic, *J. Geophys. Res.*, 112, D10S41, doi:10.1029/2006JD007576, 2007.
- Real, E. and Sartelet, K. : Modeling of photolysis rates over Europe: impact on chemical gaseous species and aerosols, *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 1711-1727, doi:10.5194/acp-11-1711-2011, 2011.
- Rio C., F. Hourdin, and A. Chédin : Numerical simulation of tropospheric injection of biomass burning products by pyro-thermal plumes. *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 3463-3478, doi:10.5194/acp-10-3463-2010, 2010a.
- Rio C., Hourdin F., Couvreur F., Jam A. : Resolved versus parameterized boundary layer plumes. Part II: a continuous formulation of mixing rates for mass-flux schemes, *Boundary Layer Meteorology*, doi : 10.1007/s10546-010-9478-z, 2010b.
- Roy, D. P., Boschetti, L., Justice, C. O., and Ju, J. : The collection 5 MODIS burned area product – global evaluation by comparison with the MODIS active fire product, *Remote Sens. Environ.*, 112, 3690–3707, doi:10.1016/j.rse.2008.05.013, 2008.
- Russell, A. et Dennis, R. : NARSTO critical review of photochemical models and modeling. *Atmos. Env.*, 34:2,283–2,234, 2000.
- San-Miguel-Ayanz, J., J. M. Moreno, and A. Camia : Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes : lessons learned and perspectives, *Forest Ecology and Management*, 294, 11-22, <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.050>, 2013.
- Sartelet, K., Couvidat, F., Seigneur, C. et Roustan, Y. : Impact of biogenic emissions on air quality over Europe and North America. *Atmos. Env.*, 53:131–141, 2012.
- Sartelet, K., Debry, É., Fahey, K., Roustan, Y., Tombette, M. et Sportisse, B. : Simulation of aerosols and gas-phase species over Europe with the Polyphemus system: Part I-Model-to-data comparison for 2001. *Atmos. Env.*, 41:6116–6131, 2007.
- Sessions, W., Fuelberg, H., Kahn, R., and Winker, D.: An investigation of methods for injecting emissions from boreal wild-fires using WRF-Chem during ARCTAS, *Atmos. Chem. Phys.*, 11, 5719–5744, 2011.
- Stremme, W., Grutter, M., Rivera, C., Bezanilla, A., Garcia, A. R., Ortega, I., George, M., Clerbaux, C., Coheur, P.-F., Hurtmans, D., Hannigan, J. W., and Coffey, M. T.: Top-down estimation of carbon monoxide emissions from the Mexico Megacity based on FTIR measurements from ground and space, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 1357-1376, doi:10.5194/acp-13-1357-2013, 2013.
- Stromatas, S., Turquety, S., Menut, L., Chepfer, H., Péré, J. C., Cesana, G., and Bessagnet, B. (2012). Lidar signal simulation for the evaluation of aerosols in chemistry-transport models, *Geosci. Model Dev. Discuss.*, 5, 1691-1741, doi:10.5194/gmdd-5-1691-2012.
- Stroppiana, D., Brivio, P. A., Grégoire, J.-M., Liousse, C., Guillaume, B., Granier, C., Mieville, A., Chin, M., and Pétron, G.: Comparison of global inventories of CO emissions from biomass burning derived from remotely sensed data, *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 12173-12189, doi:10.5194/acp-10-12173-2010, 2010.
- Thieuleux F., C. Moulin, F. M. Bréon, F. Maignan, J. Poitouand, D. Tanré, Remote sensing of aerosols over the oceans using MSG/SEVIRI imagery, *Annales Geophysicae*, 23 (12), 3561-3568, 2005.
- Tosca, M., Randerson, J., Zender, C., Nelson, D., Diner, D., and Logan, J.: Dynamics of re plumes and smoke clouds associated with peat and deforestation res in Indonesia, *J. Geophys. Res.*, 116, D08 207, 2011.
- Trentmann, J., Luderer, G., Winterrath, T., Fromm, M., Servranckx, R., Textor, C., Herzog, M., Graf, H., Andreae, M., et al.: Modeling of biomass smoke injection into the lower stratosphere by a large forest fire (Part I): reference simulation, *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions*, 6, 6041–6080, 2006.

- Troen, I. B. et Mahrt, L. : A simple model of the atmospheric boundary layer; sensitivity to surface evaporation. *Boundary-Layer Meteor.*, 37:129–148, 1986.
- Turquety, S., C. Clerbaux, K. Law, P.-F. Coheur, A. Cozic, S. Szopa, D. A. Hauglustaine, J. Hadji-Lazaro, A. M. S. Gloudemans, H. Schrijver, C. D. Boone, P. F. Bernath, and D. P. Edwards, CO emission and export from Asia: an analysis combining complementary satellite measurements (MOPITT, SCIAMACHY and ACE-FTS) with global modeling, *Atmos. Chem. Phys.*, 8, 5187-5204, 2008.
- Turquety, S., D. Hurtmans, J. Hadji-Lazaro, P.-F. Coheur, C. Clerbaux, D. Josset, and C. Tsamalis. Tracking the emission and transport of pollution from wildfires using the IASI CO retrievals: analysis of the summer 2007 Greek fires, *Atmos. Chem. Phys.*, 9, 4897-4913, 2009.
- Turquety, S., J.A. Logan, D.J. Jacob, R.C. Hudman, F.Y. Leung, C.L. Heald, R. M. Yantosca, S. Wu, L. K. Emmons, D.P. Edwards, and G.W. Sachse, Inventory of boreal fire emissions for North America in 2004: the importance of peat burning and pyro-convective injection, *J. Geophys. Res.*, 112; D12S03; doi:10.1029/2006JD007281, 2007.
- Turquety, S., The Atmospheric Impact of Wildfires in: Belcher C.M. (ed) *Fire Phenomena and the Earth System: An Interdisciplinary Guide to Fire Science*. Wiley Blackwell, 2013.
- Val Martin, M., Kahn, R., Logan, J., Paugam, R., Wooster, M., and Ichoku, C.: Space-based observational constraints for 1-D plume rise models, *J. Geophys. Res.*, 117, D22 204, 2012.
- Val Martin, M., Logan, J., Kahn, R., Leung, F., Nelson, D., and Diner, D.: Smoke injection heights from res in North America: analysis of 5 years of satellite observations, *Atmospheric Chemistry & Physics*, 10, 1491–1510, 2010.
- van der Werf, G. R., Randerson, J. T., Giglio, L., Collatz, G. J., Mu, M., Kasibhatla, P. S., Morton, D. C., DeFries, R. S., Jin, Y., and van Leeuwen, T. T. (2010). Global fire emissions and the contribution of deforestation, savanna, forest, agricultural, and peat fires (1997–2009), *Atmos. Chem. Phys.*, 10, 11707-11735, doi:10.5194/acp-10-11707-2010.
- Vuolo M.R., H. Chepfer, L. Menut and G. Cesana : Comparison of mineral dust layers vertical structures modelled with CHIMERE-DUST and observed with the CALIOP lidar, *J. Geophys. Res.*, 2009.
- Wild, O., X. Zhu, and M.J. Prather, Fast-J : Accurate simulation of in- and below-cloud photolysis in tropospheric chemical models, *J. Atmos. Chem.*, 37, 245-282, 2000.
- Wooster, M. J., G. Roberts, G. L. W. Perry, and Y. J. Kaufman, Retrieval of biomass combustion rates and totals from fire radiative power observations: FRP derivation and calibration relationships between biomass consumption and fire radiative energy release, *J. Geophys. Res.*, 110, D24311, doi:10.1029/2005JD006318, 2005.
- Worden, H. M., Deeter, M. N., Frankenberg, C., George, M., Nichitiu, F., Worden, J., Aben, I., Bowman, K. W., Clerbaux, C., Coheur, P. F., de Laat, A. T. J., Detweiler, R., Drummond, J. R., Edwards, D. P., Gille, J. C., Hurtmans, D., Luo, M., Martinez-Alonso, S., Massie, S., Pfister, G., and Warner, J. X.: Decadal record of satellite carbon monoxide observations, *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 837-850, doi:10.5194/acp-13-837-2013, 2013.
- Y. Té, E. Dieudonné, P. Jeseck, F. Hase, J. Hadji-Lazaro, C. Clerbaux, F. Ravetta, S. Payan, I. Pépin, D. Hurtmans, J. Pelon, C. Camy-Peyret: Carbon Monoxide Urban Emission Monitoring: A Ground-Based FTIR Case Study. *J. Atmos. Oceanic Technol.*, 29, 911–921, doi: <http://dx.doi.org/10.1175/JTECH-D-11-00040>, 2012.
- Yarwood, G., Rao, S., Yocke, M. et Whitten, G. (2005). Updates to the carbon bond chemical mechanism: CB05 Final report to the US EPA, RT-0400675. available at http://www.camx.com/publ/pdfs/CB05_Final_Report_120805.pdf.

ANNEXE 1 - NYPES DE VEGETATION

Tableau 1 – Catégories d'occupation des sols dans la base de données CORINE.

Type n°	Appellation
1	Artificial
2	Artificial green
3	Arable land
4	Permanent crop
5	Pasture
6	Mixed cropland & other vegetation
7	Mixed cropland & forest
8	Forest : broad-leaved
9	Forest : Coniferous
10	Forest : Mixed
11	Natural grassland
12	Moors and heathland
13	Sclerophyllous vegetation
14	Transitional Woodland/ shrubland
15	Peat bogs
16	Sparsely vegetated
17	Water
18	No data

Tableau 2 – Catégories d'occupation des sols dans la base de données MODIS.

Type n°	Appellation
0	Water
1	Evergreen Needleleaf forest
2	Evergreen Broadleaf forest
3	Deciduous Needleleaf forest
4	Deciduous Broadleaf forest
5	Mixed forest
6	Closed shrublands
7	Open shrublands
8	Woody savannas
9	Savannas
10	Grasslands
11	Permanent wetlands
12	Croplands
13	Urban and built-up
14	Cropland/Natural vegetation mosaic
15	Snow and ice
16	Barren or sparsely vegetated

Tableau 3 – Catégories d'occupation des sols dans la base de données USGS.

Type n°	Appellation
1	Urban
2	Dryland cropland and pasture
3	Irrigated cropland and pasture
4	Mixed dryland/irrigated cropland and pasture
5	Cropland/grassland mosaic
6	Cropland/Woodland mosaic
7	Grassland
8	Shrubland
9	Mixed shrubland/grassland
10	Savanna
11	Deciduous broadleaf forest
12	Deciduous needleleaf forest
13	Evergreen broadleaf forest
14	Evergreen needleleaf forest
15	Mixed forest
16	Inland water
17	Herbaceous wetland
18	Wooded wetland
19	Barren or sparsely vegetated
20	Herbaceous tundra
21	Wooded tundra
22	Mixed tundra
23	Bare ground tundra
24	Snow or ice
25	Playa
26	Lava
27	White sand
28	Ocean

Tableau 4 - Types fonctionnels de plantes (PFTs) pris en compte dans le modèle ORCHIDEE

PFT n°	Appellation	Description en français
0	Bare soil	Sol nu
1	Tropical broad-leaved evergreen	Forêt tropicale feuillus sempervirents
2	Tropical broad-leaved raingreen	Forêt tropicale feuillus décidus
3	Temperate needleleaf evergreen	Forêt tempérée conifères sempervirents
4	Temperate broad-leaved evergreen	Forêt tempérée feuillus sempervirents
5	Temperate broad-leaved summergreen	Forêt tempérée feuillus décidus
6	Boreal needleleaf evergreen	Forêt boréale conifères sempervirents
7	Boreal broad-leaved summergreen	Forêt boréale feuillus décidus
8	Boreal needleleaf summergreen	Forêt boréale conifères décidus
9	C3 grass	Herbacée naturelles en C3
10	C4 grass	Herbacée naturelles en C4
11	C3 agriculture	Culture en C3
12	C4 agriculture	Culture en C4

ANNEXE 2. OBSERVATIONS ATMOSPHERIQUES PAR TELEDETECTION

Caractérisation des aérosols

Uniquement les produits que nous utilisons sont ici listés. Nous avons choisis de privilégier les produits validés et présentant de bonnes performances.

Produits	Information	MODIS (TERRA,AQUA)	PARASOL	CALIOP (CALIPSO)	AERONET (Surface)
AOD Totale	Quantité, Variabilité	Océan, Terre	Océan, Terre		Terre
AOD Du mode fin	Quantité, Variabilité	Océan	Terre		Terre
Exposant d'Angström (a)	Taille, Source	Océan	Océan		Terre
Rapport de diffusion ($R' = \beta' / \beta'_{mol}$) ⁶	Quantité, Altitude			Océan, Terre	
Distribution en volume (dV/dlogR)	Taille, Source				Terre

L'altitude des panaches d'aérosols estimée à partir des observations MISR/TERRA est également utilisée pour l'analyse de l'importance de la pyroconvection.

⁶ β' représente de signal rétrodiffusé mesuré par le lidar (Attenuated Backscattered signal en anglais) à deux longueurs d'onde 532nm et 1064nm. β'_{mol} indique la contribution moléculaire à ce signal.

Gaz traces

Mission	Plate-forme	Domaine spectral	Espèces mesurées utilisées	Champ de vue
OMI	Aura Depuis 2004	UV – visible	NO ₂ colonne troposphérique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pixel au sol 13 × 24 km ▪ Balayage sur 2600 km ▪ Couverture globale journalière
IASI	Metop-A Depuis 2006 Metop-B Depuis 2012	IR	O ₃ , CO profils Autres espèces minoritaires dans conditions de pollution importantes	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pixel au sol 12km de diamètre au nadir ▪ Balayage sur 2230 km (48.3°) ▪ Couverture globale bi-journalière ▪ passage à l'équateur à 9:30 (local)
GOME-2	Metop	UV-vis	NO ₂ colonne troposphérique	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Pixel au sol 40 × 40 km ▪ Balayage sur 1920 km ▪ Couverture globale journalière

ANNEXE 3. PRINCIPE DU MODELE DE PYROTHERMIQUE

Le modèle du pyrothermique permet de représenter explicitement le transport sous-maille des émissions via des panaches ascendants alimentés par l'excès de flottabilité induit par les feux en surface. Il s'agit d'un schéma dit en flux de masse adapté du modèle du thermique initialement développé pour représenter les panaches thermiques alimentant les cumulus au sein de la couche limite convective (Rio et Hourdin, 2008).

La maille est divisée en une ascendance de flux de masse $f = \alpha \rho w$, où α est la fraction couverte par l'ascendance, ρ est la densité de l'air et w la vitesse verticale, et une subsidence compensatoire dans l'environnement de flux de masse $-f$. La variation verticale du flux de masse dépend du taux d'air entraîné dans le panache e et du taux d'air détraîné dans l'environnement d à chaque niveau selon $\partial f / \partial z = e - d$. En supposant la stationnarité, les propriétés du panache se déduisent de $\partial f \psi_u / \partial z = e \psi_e - d \psi_u$, où ψ est une variable conservative (température potentielle liquide, eau totale ou concentration de traceurs), l'indice u correspond au panache et l'indice e à l'environnement. La vitesse verticale dans le panache est calculée à partir de l'équation de conservation du moment en négligeant les frottements $\partial f w_u / \partial z = -d w_u + \alpha g \gamma$ où γ est la flottabilité du panache calculée à partir de la température potentielle virtuelle θ_v $\gamma = g(\theta_{vu} - \theta_{ve}) / \theta_{ve}$.

Pour fermer le système d'équations, il faut spécifier les taux de mélange e et d entre le panache et son environnement, ainsi que la valeur du flux de masse à sa base.

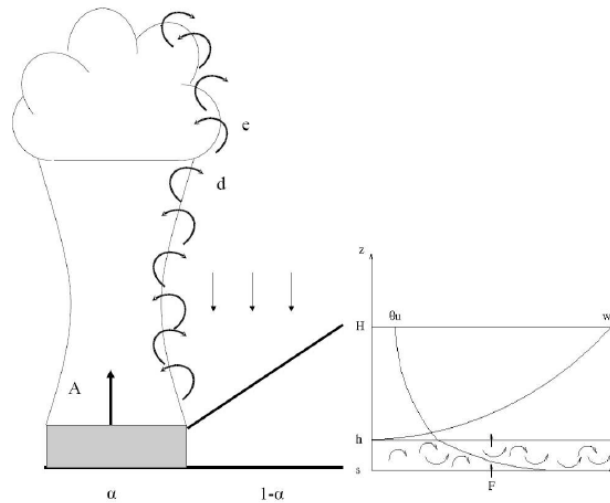


Figure 12.1. Vue schématique du modèle du pyrothermique: le panache ascendant couvre une fraction α de la maille et est alimenté par un excès de flottabilité en surface dû aux feux qui génère une vitesse verticale w dans le panache et un flux de masse A au sommet de la couche d'alimentation de hauteur H . Le panache se mélange avec l'environnement à chaque niveau avec un taux d'entraînement e et un taux de détraînement d .

Si le panache condense, les taux de mélange au niveau du nuage sont définis inversement proportionnels à une taille caractéristique du panache, comme fait classiquement dans les modèles simples de panache entraînant. Autrement, l'air entraîné dans le panache vient compenser la diminution de la taille du panache dû à son accélération, et l'air détraîné correspond à une érosion de la largeur du panache avec une longueur caractéristique λ fixée à 30m (voir Rio et al., 2010b). La spécification des taux de mélange joue un rôle clé sur la hauteur finale d'injection comme sur la répartition verticale des émissions. Des tests de

sensibilités aux paramètres les contrôlant sont donc essentiels. Notamment, une formulation plus physique de ces taux de mélange a été proposé pour le modèle du thermique par Rio et al. (2010). Ces nouvelles définitions pourraient être testées dans le pyrothermique dans le futur.

Le flux de masse à la base du panache est égal à αw_0 où $\alpha = S/S_m$, S étant la surface brûlée instantanée du feu et S_m la taille de la maille; et w_0 se déduit du flux de chaleur dégagé par le feu F par la relation $w_0 = (3gFH/2\rho C_p \theta_w)^{1/3}$; où H est la hauteur de la première couche. L'excès de température potentielle à la base du panache se déduit alors par $\theta_0' = F / (\rho C_p w_0)$.

Le détail des calculs menant aux formules précédentes est présenté dans Rio et al., 2010a. Il est également possible de prendre en compte un excès d'humidité à la base du panache dû à la combustion $q_0' = Fq / (\rho w_0)$ où Fq est le flux d'eau dégagé par masse de fuel brûlé.

Ainsi, connaissant à chaque instant la surface brûlée instantanée et le flux de chaleur dégagé par les feux, il est possible de déduire la hauteur maximale d'injection des émissions et leur répartition verticale, en dégageant les émissions à la base du panache.

ANNEXE 4. LE 'PLUME IN GRID' POUR LE TRANSPORT DES PANACHES

Dans les simulations présentées dans ce rapport, les émissions de feux sont prises en compte en tant que source volumique dans les modèles de chimie transport. Cependant, Korsakissok et Mallet (2008) et Kim et Seigneur (2013) ont montré que les émissions des grandes sources ponctuelles sont mal représentées par les modèles classiques de chimie transport eulérien. Une surestimation de la dilution du panache horizontal, une mauvaise représentation de la diffusion verticale, ainsi qu'une estimation incorrecte des taux de réaction chimique sont les principales limites de ces modèles à proximité des grandes sources ponctuelles. La modélisation en panache sous maille (PIG: plume in grid) est une technique de modélisation multi-échelles qui couple un modèle de bouffée gaussienne à l'échelle locale avec un modèle eulérien afin de mieux représenter ces émissions. Le PIG a été développé pour le modèle Polair 3D de Polyphemus.

Korsakissok et Mallet (2008) et Kim et Seigneur (2013) ont montré que modéliser les émissions volumiques industrielles sur la ville de Paris par une modélisation en panache sous maille dans un modèle de chimie transport influence les concentrations des polluants primaires à proximité de ces sources. Nous nous proposons de tester l'impact d'une telle modélisation sur les panaches de feux. Pour cela, chaque feu est associé à 3 bouffées gaussiennes. La largeur et la longueur des bouffées sont prises chacune égale à la racine carrée de la surface brûlée estimée avec le satellite. Chacune des 3 bouffées est injectées à une hauteur différente: 1250 m, 1950 m, et 2950 m pour correspondre aux 3 hauteurs auxquelles sont injectés les feux dans le modèle eulérien sans PIG. Comme dans le modèle eulérien, les quantités émises pour chaque feu sont réparties entre ces 3 bouffées (25% à 1250 m, 25% à 1950 m et 50% à 2950 m).