

Évaluation de l'impact des rejets atmosphériques des centrales thermiques du Nord – Pas-de-Calais sur l'exposition de la population aux particules en suspension : éléments de faisabilité



Christophe DECLERCQ Hélène PROUVOST

Évaluation de l'impact des rejets atmosphériques des centrales thermiques du Nord - Pas-de-Calais sur l'exposition de la population aux particules en suspension : éléments de faisabilité

Christophe DECLERCQ¹
Hélène PROUVOST¹

avec le concours de
Sabine BROSH²

¹ Chargé(e) d'études, ORS Nord - Pas-de-Calais, Loos

² Rédactrice, ORS Nord - Pas-de-Calais, Loos

Ce travail a été réalisé avec le soutien du Conseil Régional Nord - Pas-de-Calais. Nous remercions la Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement (DRIRE) Nord - Pas-de-Calais et ATMO Nord - Pas-de-Calais pour les données qu'ils nous ont fournies.

Sommaire

1 Introduction	5
2 Les rejets atmosphériques des centrales thermiques classiques de la région Nord-Pas-de-Calais	7
2.1 Les centrales thermiques classiques de la région Nord - Pas-de-Calais	7
2.2 Évolution des rejets entre 1991 et 2006	7
3 Évaluation de l'impact des rejets atmosphériques de centrales thermiques sur l'exposition de la population aux particules en suspension : données de la littérature	13
4 Conclusions	17
Références	19
Table des figures	21

1 Introduction

L'exploitation des combustibles fossiles a joué un rôle majeur dans les changements technologiques, sociaux et culturels observés depuis 250 ans dans les pays industrialisés [1]. En particulier, la production d'électricité a apporté de nombreux bénéfices aux sociétés qui y ont eu accès. Cependant, la production d'électricité à partir de combustibles fossiles dans les centrales thermiques dites classiques ou à flamme, est aussi à l'origine de l'émission de polluants dans l'atmosphère, qui sont responsables d'impacts sanitaires significatifs [2, 3]. Ces effets sont, soit indirects comme conséquences à long-terme de la contribution des rejets de ces installations à l'effet de serre additionnel [4], soit directs, en particulier en relation avec les effets de l'exposition de la population aux particules en suspension [3].

Les recherches de ces vingt dernières années [5], en particulier épidémiologiques, ont permis des progrès substantiels dans la connaissance des effets sur la santé des particules en suspension de petite taille : particules en suspension de diamètre aérodynamique inférieur à 10 microns (PM_{10}) et à 2,5 microns ($PM_{2,5}$). De nombreux travaux ont montré l'impact à court-terme de l'exposition aux particules en suspension sur la morbidité (symptômes, hospitalisations) et la mortalité cardio-respiratoires. A la suite de deux études américaines [6, 7], plusieurs travaux [5], en particulier en Europe [8], ont montré que l'effet de l'exposition aux particules en suspension ne se limitait pas à un effet à court-terme sur les populations les plus fragiles mais que celle-ci était également responsable d'effets à long-terme sur la morbidité, en particulier cardiovasculaire, et sur la mortalité.

En outre, la forme de la relation entre exposition et effet observée dans les études épidémiologiques est généralement linéaire sans seuil en population. Cela suggère que, même aux concentrations de polluants observées actuellement, la réduction des concentrations sera responsable de bénéfices en termes de santé publique. La compréhension des mécanismes toxicologiques sous-jacents est en plein développement. En particulier, la toxicité relative des différentes fractions (en termes de taille et de composition chimique) de ces mélanges complexes que sont les particules reste encore imparfaitement comprise [5].

Les particules en suspension proviennent de sources multiples : on distingue les particules *primaires*, directement émises par les sources et les particules *secondaires* formées dans l'atmosphère à partir de précurseurs gazeux. Les sources anthropiques de particules primaires incluent les combustions, les ma-

tériaux utilisés dans les procédés industriels, l'abrasion mécanique de surfaces variées (revêtement des routes, pneus, garnitures de frein) et les activités agricoles. Des polluants gazeux variés (dioxyde de soufre, oxydes d'azote, composés organiques volatils) peuvent agir comme précurseurs de particules secondaires [9].

En effet, la composition des particules fines est fortement influencée par l'interaction entre sulfates, nitrates et ammonium. Les précurseurs gazeux concernés sont le dioxyde de soufre (SO_2) qui s'oxyde en acide sulfurique (H_2SO_4), les NO_x qui s'oxydent en acide nitrique (HNO_3) et l'ammoniac (NH_3) résultant notamment des activités agricoles. C'est la richesse du milieu en ammonium (NH_4^+) qui conditionne la formation de nitrate (NH_4NO_3) et de sulfate ($(NH_4)_2SO_4$) d'ammonium particulaire, le second se formant préférentiellement [10].

Dans des travaux précédents, nous avons participé à l'évaluation de l'impact sanitaire des particules en suspension urbaines, principalement liées au trafic routier [11, 12], en particulier dans la métropole lilloise, dans le cadre du projet européen APHEIS. Dans le présent travail, nous nous sommes intéressés à l'impact des rejets des centrales thermiques classiques de la région Nord - Pas-de-Calais sur l'exposition de la population aux particules en suspension.

Ce travail a été réalisé à la demande du Conseil Régional Nord - Pas-de-Calais, dans le cadre d'un projet visant à contribuer à mieux connaître l'exposition de la population aux facteurs de risque environnementaux (projet SISENV). Il est motivé par la place éminente des rejets de ces installations, en particulier les centrales de Bouchain et d'Hornaing, dans les émissions primaires de particules en suspension mais aussi dans les émissions de précurseurs gazeux des particules secondaires [13].

Ce travail intervient dans un contexte où, par ailleurs, les services de l'État, du Conseil Régional Nord - Pas-de-Calais et des collectivités locales ont été interpellés sur l'impact sanitaire potentiel de la Centrale thermique d'Hornaing, en particulier depuis :

- la découverte dans la commune d'Hornaing d'un nombre élevé de cas de saturnisme infantile pour l'instant inexplicables : investigations en cours par la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS) du Nord et la Cellule Inter-Régionale d'Épidémiologie (CIRE) Nord ;
- les interrogations de certains professionnels de santé de la même commune sur la fréquence des

cancers (investigations en cours par la CIRE Nord, s'appuyant sur le guide méthodologique de l'Institut de Veille Sanitaire) et des affections respiratoires de l'enfant (investigations en cours par la Caisse Primaire d'Assurance Maladie (CPAM) de Douai).

Ces interrogations doivent être replacées dans un contexte marqué par le cumul des différents rejets industriels nombreux entre Valenciennes et Douai, en particulier de la proximité géographique des deux centrales thermiques de Bouchain et d'Hornaing, à une dizaine de kilomètres l'une de l'autre. Nous avons suggéré dans un récent rapport sur les enjeux en

santé environnementale dans le Bassin Minier Nord-Pas-de-Calais [14], que cette situation mériterait une évaluation plus détaillée, permettant de faire la part des différentes sources, à l'exemple de ce qui a pu être réalisé dans le secteur de Dunkerque¹.

Dans le présent document, nous avons cherché à apprécier la pertinence et la faisabilité de l'évaluation de la contribution des rejets des centrales thermiques classiques de la région à l'exposition de la population aux particules en suspension. Cette évaluation permettrait en effet de quantifier l'impact sanitaire de ces installations et le bénéfice potentiel, en termes de santé publique, d'une réduction des émissions.

¹http://www.spppi-cof.org/www/fr/accueil/bilan_des_etudes/principales_actions_et_etudes_realisees.aspx

2 Les rejets atmosphériques des centrales thermiques classiques de la région Nord - Pas-de-Calais

2.1 Les centrales thermiques classiques de la région Nord - Pas-de-Calais

La production régionale d'énergie primaire est assurée à plus de 99 % par la centrale nucléaire de Gravelines. Avec ses six tranches de 900 MégaWatts (MW) chacune, cette installation représente 8,6 % de l'équipement nucléaire français de production d'électricité, en termes de puissance installée [15]. La région dispose d'un potentiel supplémentaire de 1300 MW de production thermique classique à flamme avec les trois centrales de Bouchain, Dunkerque et Hornaing [16].

La centrale d'Hornaing fait partie des installations appelées *supercentrales*, créées dans les années 1950. Dans la région, trois centrales de ce type avaient été construites à Violaines, Courrières et Hornaing par les Houillères du Bassin du Nord et du Pas-de-Calais, pour brûler des charbons de mauvaise qualité et produire de l'électricité. Aujourd'hui, la centrale d'Hornaing, la dernière des trois en activité, appartient à la SNET (Société Nationale d'Electricité et de Thermique), filiale française d'ENDESA. La centrale a commencé à produire de l'énergie électrique à partir de 1958 avec deux tranches de 125 MW fonctionnant au charbon pulvérisé. En 1970, une troisième tranche de 250 MW a été mise en service [17]. Depuis 1992, seule la dernière tranche est en activité. Elle utilise comme combustible des charbons locaux et des relavures issues des terrils de la région, des charbons internationaux et du coke de pétrole.

La centrale de Bouchain, exploitée par EDF, fonctionne depuis 1969. A l'origine, elle était composée de deux tranches de 250 MW ; actuellement sa capacité est de 250 MW. Elle est alimentée par des charbons internationaux. Enfin, DK6, la centrale thermique de Gaz de France de Dunkerque (800 MW) fonctionne depuis 2005. Elle a pris la suite de l'ancienne centrale thermique de Dunkerque (250 MW). Il s'agit d'une centrale à cycle combiné associant une turbine à gaz et une turbine à vapeur. Elle utilise comme combustible des gaz sidérurgiques et du gaz naturel.

Le thermique à flamme est utilisé comme moyen de production d'électricité pour faire face aux pointes de consommation ; c'est pourquoi, la production de ces centrales est variable au cours de l'année et d'une année sur l'autre (figure 2.1).

On note cependant une augmentation régulière de la production des centrales de Bouchain et Hornaing à partir de 2001 alors que l'ancienne centrale EDF de

Dunkerque a diminué sa production à partir de 1996 et jusqu'à l'arrêt définitif en 2005. En 2006, avec sa capacité de production plus importante, la nouvelle centrale DK6 a produit 2 860 GigaWatts heure (GWh). Les centrales de Bouchain et Hornaing ont, quant à elles, produit respectivement 903 et 673 GWh.

2.2 Évolution des rejets entre 1991 et 2006

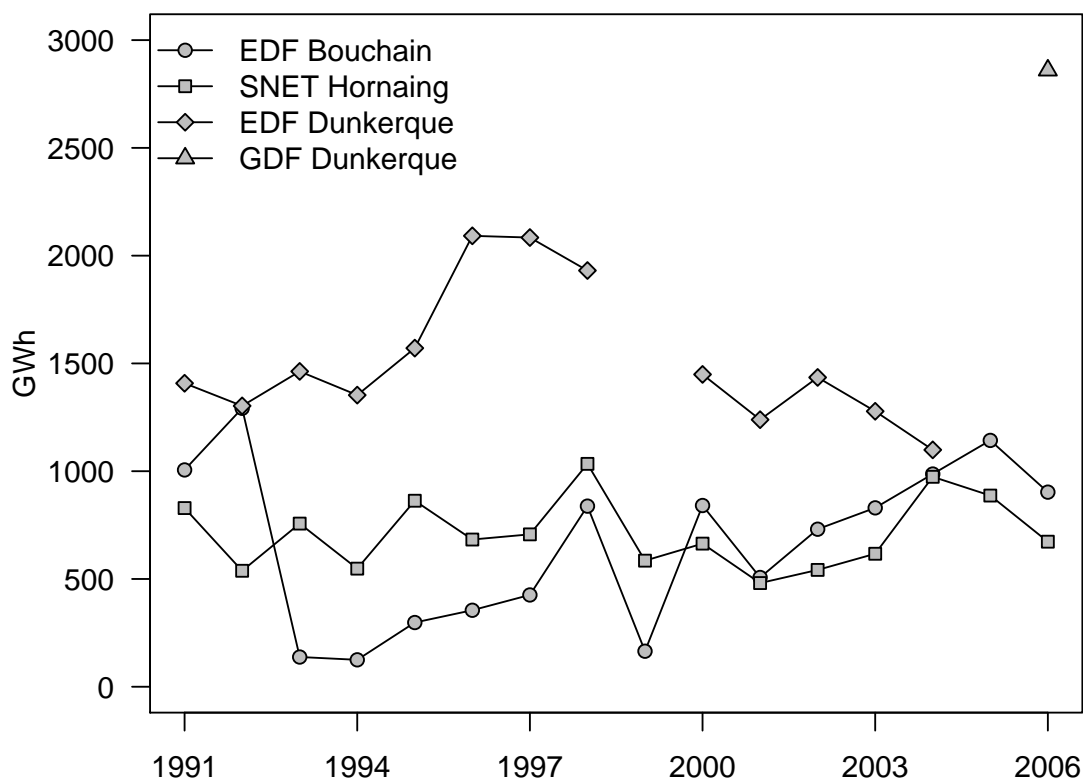
Nous avons considéré ici les émissions de particules en suspension primaires et les précurseurs gazeux (SO₂ et NO_x) des particules secondaires. L'examen des tendances évolutives des rejets des centrales de 1991 à 2006 révèle une augmentation des émissions de SO₂ et NO_x depuis le début des années 2000 pour les centrales d'Hornaing et de Bouchain (figure 2.2), alors que les émissions de l'ancienne centrale de Dunkerque ont été relativement stables de 1991 à sa fermeture.

Par contre, les émissions de particules de la centrale de Bouchain sont restées stables entre 1991 et 2006 malgré une augmentation des rejets de SO₂ et NO_x, alors qu'à Hornaing, les émissions des trois polluants ont augmenté parallèlement. En ce qui concerne l'ancienne centrale de Dunkerque, les quantités émises étaient beaucoup plus faibles durant la période pour laquelle nous avons pu disposer de données (1991-1996).

Les rejets atmosphériques dépendent du type de combustible (gaz ou charbon), de sa qualité (un charbon de mauvaise qualité génère plus de rejets), mais aussi de la production des centrales. Celle-ci, nous l'avons vu, est très variable d'une année sur l'autre et d'une saison à l'autre. Quand la production des centrales est prise en compte, l'augmentation du tonnage de polluants émis rapporté à l'énergie électrique produite (figure 2.3) reste nette pour la centrale d'Hornaing. Pour la centrale de Bouchain, on observe plutôt une légère tendance à la baisse depuis 2000.

L'examen du bilan des rejets atmosphériques industriels de particules, de SO₂ et de NO_x dans la région Nord - Pas-de-Calais en 2006 révèle la place significative des centrales thermiques de Bouchain et d'Hornaing, et dans une moindre mesure de Dunkerque (tableau 2.1). Grâce à une diminution de leurs rejets, et plus particulièrement de leurs rejets de SO₂ entre 2005 et 2006 (les émissions de SO₂ de la centrale

Figure 2.1 : Production des centrales thermiques (GWh)



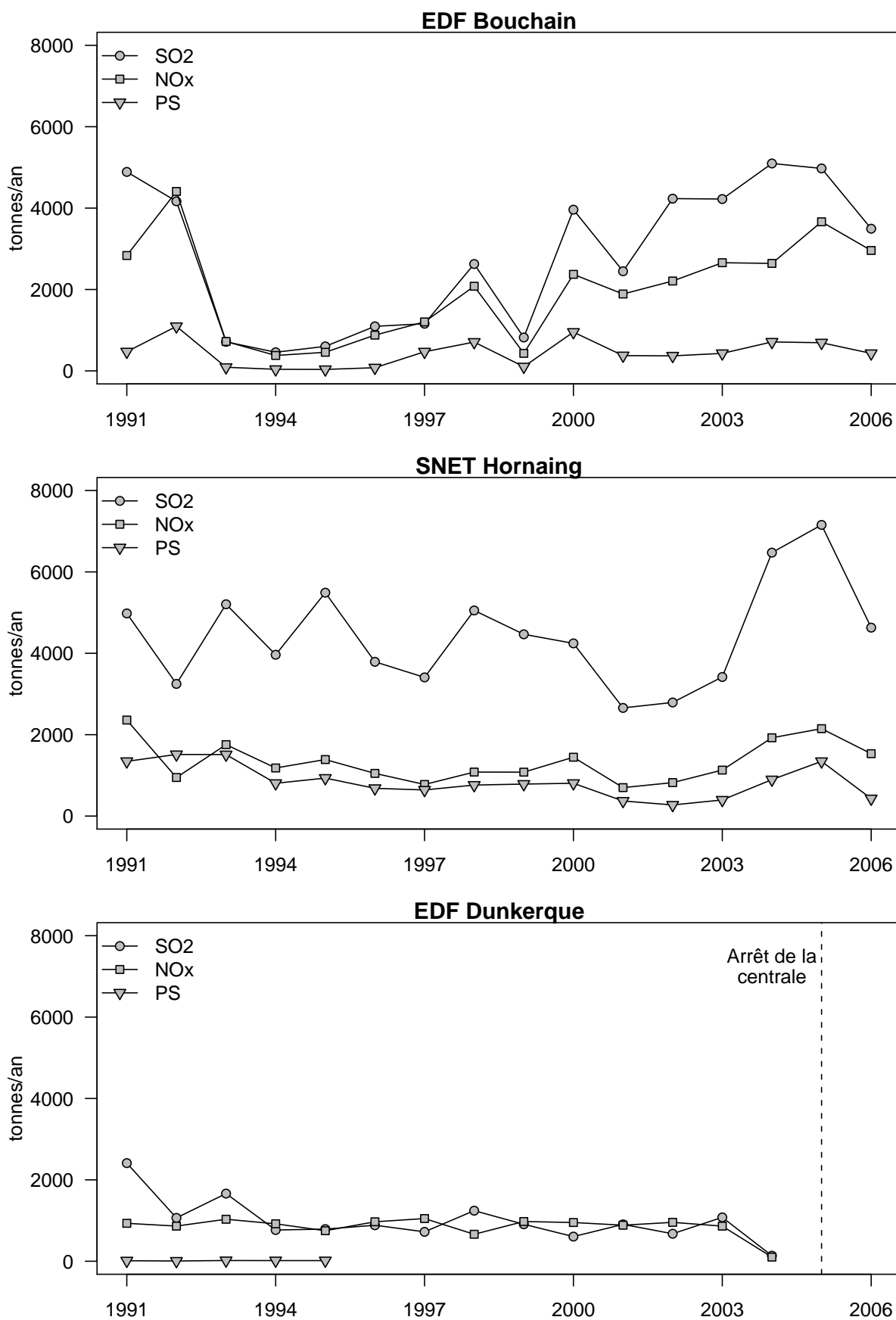
Source : DRIRE Nord - Pas-de-Calais, traitement : ORS Nord - Pas-de-Calais.

d'Hornaing sont passées de 7 155 tonnes en 2005 à 4 631 tonnes en 2006), les centrales thermiques au charbon ne sont plus les plus gros émetteurs de la région, mais sont toujours parmi les cinq premiers émetteurs pour le SO₂, les NO_x ou les particules en suspension.

Les quantités de rejets de la nouvelle centrale de Dunkerque sont nettement plus faibles que les deux centrales au charbon, surtout quand on les rapporte à leur production.

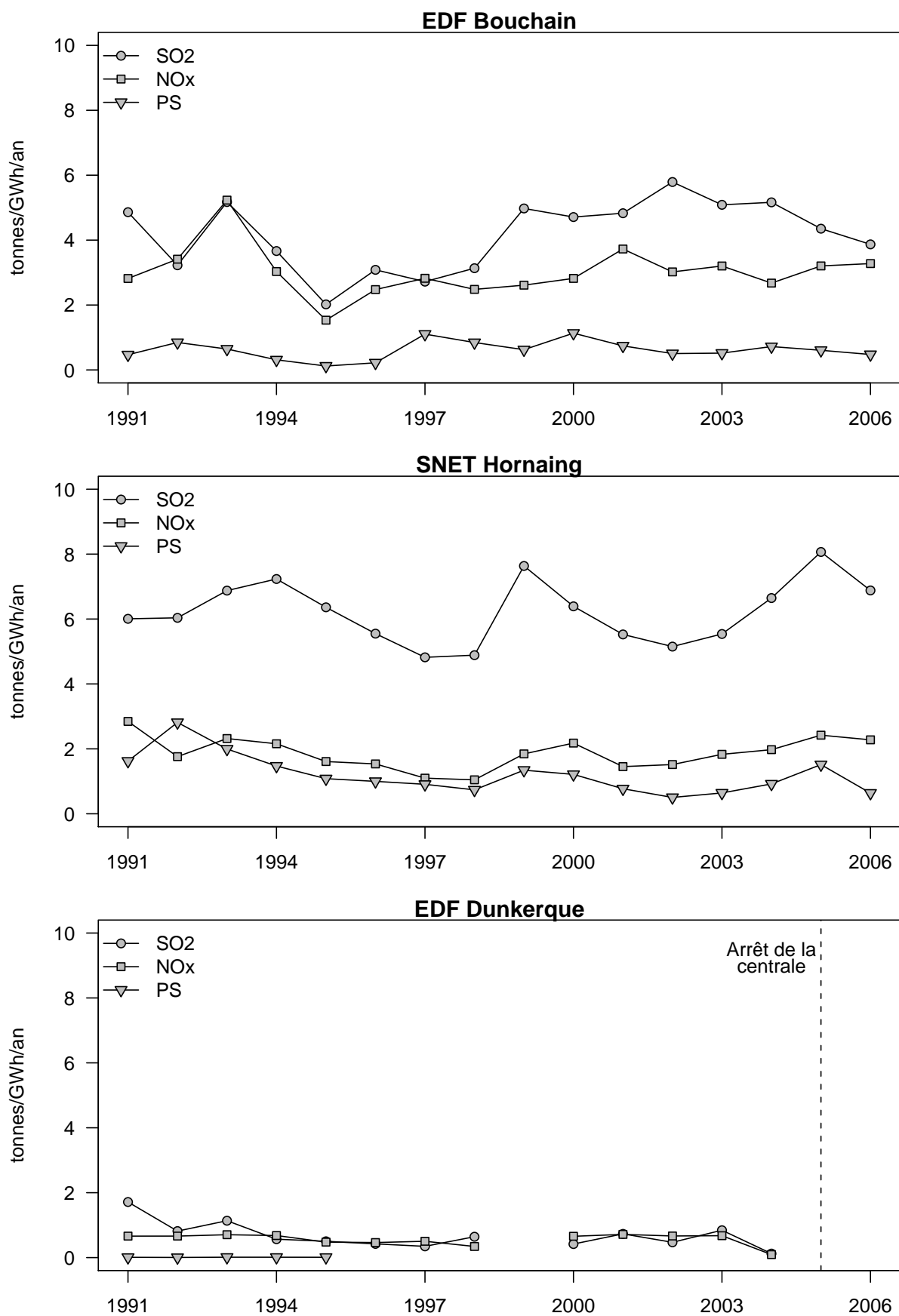
Ces installations contribuent donc à la forte concentration spatiale des émissions industrielles de particules en suspension, de SO₂ et de NO_x (figures 2.4 à 2.6). Il faut également signaler que les centrales d'Hornaing et de Bouchain font également partie des plus gros émetteurs de dioxyde de carbone (CO₂) de la région, et que ces deux installations sont également responsables d'émissions de métaux lourds (plomb, cadmium, mercure et arsenic) et de dioxines.

Figure 2.2 : Evolution des émissions dans l'air des centrales thermiques classiques du Nord - Pas-de-Calais de 1991 à 2006



Source : DRIRE Nord - Pas-de-Calais, traitement : ORS Nord - Pas-de-Calais.

Figure 2.3 : Evolution des émissions dans l'air rapportées à la production d'électricité des centrales thermiques classiques du Nord - Pas-de-Calais de 1991 à 2006



Source : DRIRE Nord - Pas-de-Calais, traitement : ORS Nord - Pas-de-Calais.

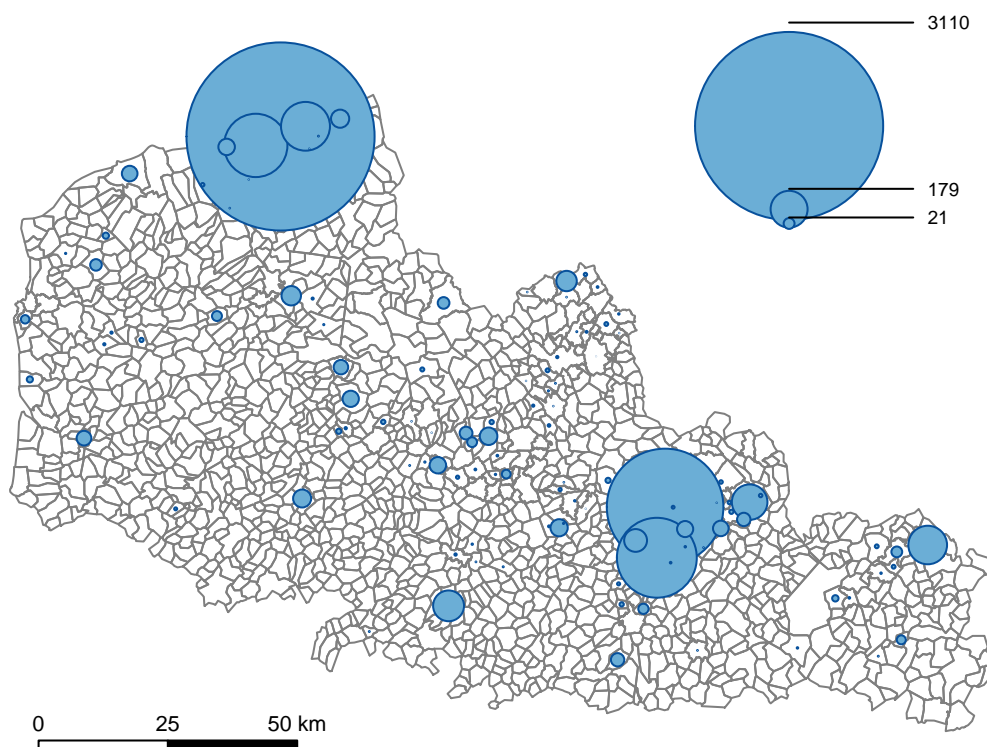
Tableau 2.1 : Rejets atmosphériques des centrales thermiques du Nord - Pas-de-Calais en 2006

Polluants	EDF Bouchain	SNET Hornaing	GDF Dunkerque (DK6)
Production (GWh)	903	673	2 860
SO₂			
Rejets (t)	3 494	4 631	1 116
Ratio (t/GWh)	3,7	6,9	0,4
Rang*	4 ^{ème}	3 ^{ème}	8 ^{ème}
NO_x			
Rejets (t)	2 959	1 533	755
Ratio (t/GWh)	3,3	2,3	0,3
Rang*	2 ^{ème}	5 ^{ème}	9 ^{ème}
Poussières			
Rejets (t)	430	429	99
Ratio (t/GWh)	0,5	0,6	0,03
Rang*	3 ^{ème}	2 ^{ème}	10 ^{ème}

* parmi les émetteurs de la région (recensement de la DRIRE).

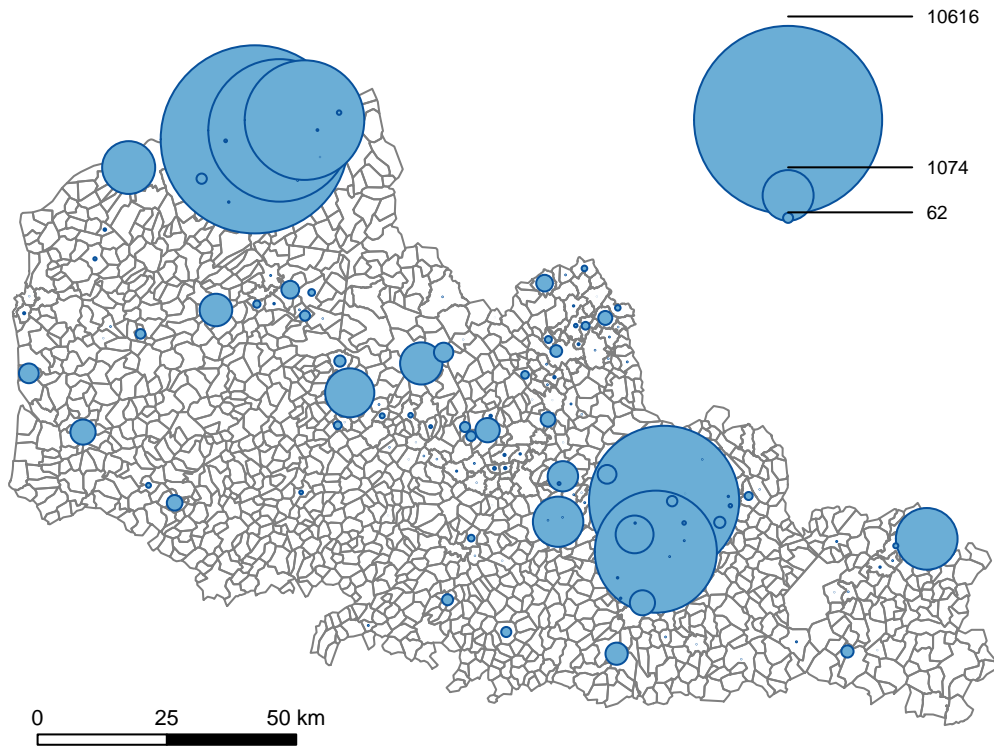
Source : DRIRE Nord - Pas-de-Calais [16].

Figure 2.4 : Émissions atmosphériques industrielles de particules en suspension (tonnes) cumulées par commune en 2005



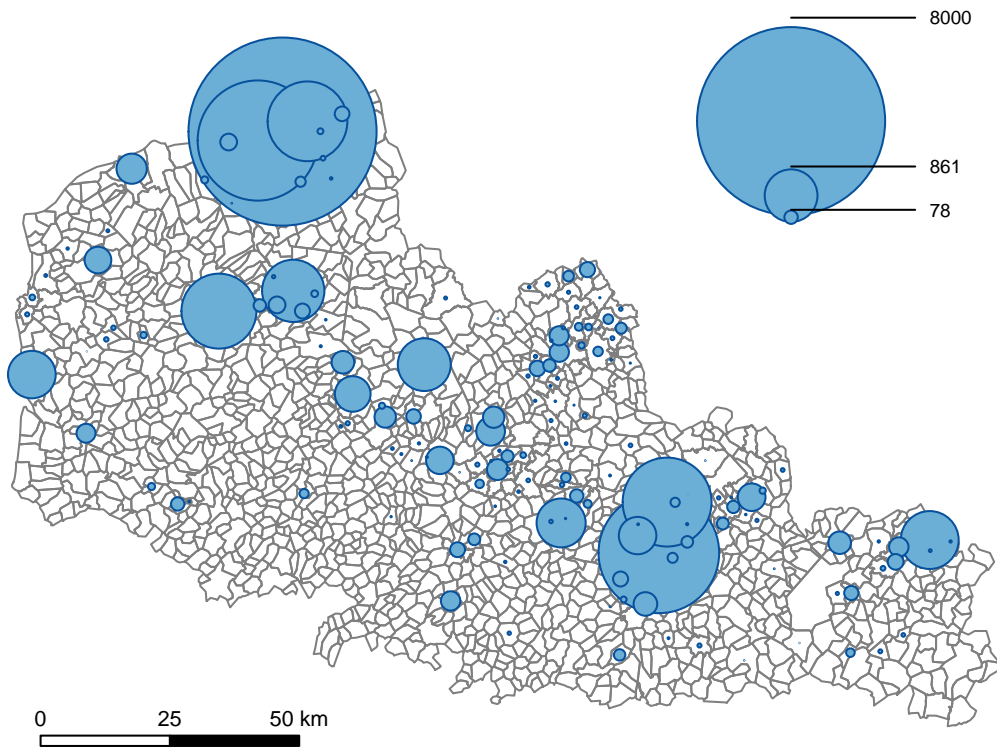
Source : DRIRE Nord - Pas-de-Calais, traitement : ORS Nord - Pas-de-Calais.

Figure 2.5 : Émissions atmosphériques industrielles de SO₂ (tonnes) cumulées par commune en 2005



Source : DRIRE Nord - Pas-de-Calais, traitement : ORS Nord - Pas-de-Calais.

Figure 2.6 : Émissions atmosphériques industrielles de NO_x (tonnes) cumulées par commune en 2005



Source : DRIRE Nord - Pas-de-Calais, traitement : ORS Nord - Pas-de-Calais.

3 Évaluation de l'impact des rejets atmosphériques de centrales thermiques sur l'exposition de la population aux particules en suspension : données de la littérature

J. I. Levy et ses collègues ont publié plusieurs travaux évaluant l'impact des rejets atmosphériques de centrales thermiques américaines sur l'exposition de la population aux particules en suspension de diamètre aérodynamique inférieur à 2,5 microns (PM_{2,5}) [18–21].

Ces travaux étaient basés sur une modélisation à une échelle régionale (domaine variant de 400×400 km² à 750×750 km² selon l'étude) à l'aide du modèle lagrangien CALPUFF (*California Puff Model*), complété par le modèle CALMET pour le traitement des données météorologiques et par MESOPUFF II, un module de transformation chimique, permettant de modéliser, outre les particules primaires émises par les sources, les particules secondaires : sulfates et nitrates, formés à partir des précurseurs gazeux émis par les sources (SO₂ et NO_x).

Ils ont appliqué ce type de méthodologie à :

- 9 centrales thermiques de l'Illinois [18] ;
- 2 centrales thermiques du Massachussets [19] ;
- 5 centrales à proximité de Washington, DC [20] ;
- 7 centrales du nord de la Géorgie [21].

Les résultats de ces travaux montrent l'importance de la prise en compte des particules secondaires (sulfates et nitrates) dans l'évaluation de l'exposition additionnelle aux PM_{2,5} en relation avec l'activité des centrales. Ainsi, dans le travail réalisé dans l'Illinois [18], pour l'ensemble du domaine de modélisation (750×750 km²), la part dans l'exposition de la population aux PM_{2,5} était en moyenne respectivement de 13 % pour les PM primaires, 50 % pour les sulfates et 37 % pour les nitrates.

En outre, dans ce même travail sur les centrales de l'Illinois, si l'exposition aux PM_{2,5} primaires était maximale autour des centrales, le pic d'exposition aux PM secondaires était plus éloigné : 40 % de l'exposition de la population aux PM primaires était à moins de 50 km des usines, alors que pour les sulfates secondaires, 20 % de l'exposition était située à moins de 50 km et 50 % à plus de 200 km.

La moyenne annuelle pondérée par la population de l'exposition additionnelle aux PM_{2,5}, liée aux rejets des centrales, était en moyenne de 0,3 µg/m³ ; ce qui peut paraître faible, mais est tout à fait significatif étant donné la taille de la population concernée (33 millions d'habitants dans le domaine de modélisation). Quand

ils appliquent à leurs données de concentration modélisées une fonction de risque (relation concentration-réponse) dérivée des résultats d'études américaines sur l'effet à long-terme des PM_{2,5} [6], ils estiment à 320 le nombre annuel de décès prématurés en relation avec cet effet additionnel des rejets des centrales sur les concentrations de PM_{2,5}.

Les résultats d'autres travaux réalisés par cette équipe sont tout à fait comparables [19–21] à ceux obtenus dans l'Illinois. Le même type de méthodologie a été utilisé au Mexique [23] ou en Chine par plusieurs équipes [24–26], avec un effet additionnel nettement plus marqué des centrales sur les concentrations de particules en suspension en Chine.

Au delà de résultats en termes d'effet additionnel sur les concentrations en PM (pondérées par la population exposée), ces travaux cherchent généralement à utiliser une métrique sanitaire, soit en appliquant une fonction de risque (ou de dommage) dérivée des résultats épidémiologiques sur les effets à court et à long-terme des particules en suspension (figure 3.1), soit en termes de Fraction inhalée F_i (*Intake fraction*) [27, 28].

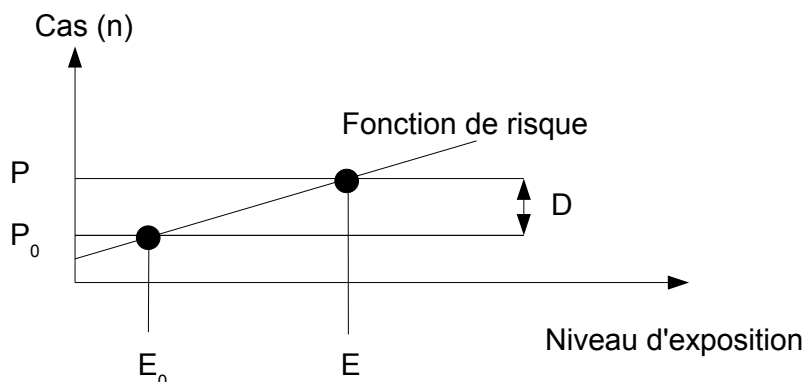
Celle-ci est définie de la façon suivante pour les polluants inhalés dans un domaine de modélisation à N sites récepteurs i de population P_i et de concentration modélisée C_i en µg/m³ et pour un débit d'air inhalé R en m³/s et un taux d'émission Q en g/s pour le polluant (ou du précurseur pour les polluants secondaires) considéré :

$$F_i = \frac{\sum_{i=1}^N P_i \times C_i \times R}{Q}$$

L'utilisation d'une fonction de risque ou le calcul de la fraction inhalée supposent une relation linéaire entre l'exposition et la réponse, et nous avons vu plus haut que cette hypothèse était justifiée.

L'utilisation de ce type de métrique (fonction de risque ou fraction inhalée) suppose également un effet identique pour les polluants considérés (PM primaires, sulfates, nitrates). Nous avons vu plus haut que le rôle dans la toxicité des particules des différentes fractions en taille et en composition chimique est encore un sujet en pleine évolution : la toxicité des sulfates secondaires est ainsi discutée par certains auteurs [29]

Figure 3.1 : Principe de l'estimation de l'impact sanitaire à l'aide d'une fonction de risque (d'après [22])



La fonction de risque (relation exposition-réponse) et le nombre P de cas de l'événement sanitaire considéré permettent de calculer le nombre de cas qui pourraient être évités si l'exposition était ramenée du niveau E au niveau E_0 .

malgré les données épidémiologiques en faveur de leur rôle dans leur impact sanitaire [30].

Plusieurs travaux américains ont utilisé d'autres méthodologies de modélisation de la dispersion et de la transformation chimique des polluants. La matrice source-récepteur de l'USEPA obtenue par modélisation simplifiée sur l'ensemble du territoire des USA [31–33] ou le modèle REMSAD (*Regulatory Modelling System for Aerosols and Acid Deposition*) [33, 34] ont été utilisés pour évaluer l'impact potentiel de plusieurs scénarios de réduction des émissions des centrales thermiques. J. I. Levy et ses collègues ont comparé leurs résultats obtenus à l'aide de CALPUFF avec ceux obtenus à l'aide de la matrice source-récepteur de l'USEPA et ont montré la relative similitude des résultats [21].

Nous n'avons pas trouvé dans la littérature scientifique de compte-rendu de travaux équivalents en France, à l'exception du projet ExternE (*External Costs of Energy*) de la Commission européenne, qui combinait une modélisation à l'échelle locale et à l'échelle régionale, et prenait en compte les particules primaires et les particules secondaires (sulfates et nitrates) résultant de la transformation chimique de précurseurs gazeux, émis en particulier par les centrales thermiques classiques, et ce à l'échelle européenne [2, 35].

Dans le cadre d'un groupe de travail Grandes installations de combustion du Ministère de l'Écologie et du Développement durable, une étude illustrative a été réalisée par l'INERIS sur une installation moderne brûlant du charbon (centrale thermique EDF de Corde-mais en Loire-Atlantique) [36, 37]. Dans le cadre de ce travail, le recensement des polluants traceurs pour le risque par inhalation a été mené dans le détail [36]¹,

ainsi que l'étude de l'exposition par voies indirectes (retombées sur le sol et ingestion d'aliments) [37]. Cependant, le domaine de modélisation a été limité à un carré de 30 km de côté et n'a considéré que les particules en suspension primaires d'une part, et que les effets directs du SO_2 et du NO_2 d'autre part.

Nous avons pu consulter, grâce à la DRIRE Nord - Pas-de-Calais et à ATMO Nord - Pas-de-Calais, les résultats de deux exercices de modélisation réalisés autour de la centrale d'Hornaing. D'une part, dans le cadre du volet sanitaire de la mise à jour du dossier de demande d'autorisation d'exploiter [17], la société Cap Terre a réalisé en 2005 un exercice de modélisation des rejets atmosphériques de la centrale sur un domaine de $24 \times 24 \text{ km}^2$ à l'aide d'un modèle de panache gaussien (ARIA Impact).

En ce qui concerne les particules en suspension, la modélisation n'a porté que sur les PM_{10} primaires : les concentrations additionnelles en relation avec les rejets de la centrale ont été modélisées au siège des mairies des communes du domaine. Elles variaient de $0,003$ à $0,229 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne : $0,102$) en utilisant comme flux de PM la valeur maximale autorisée par l'arrêté préfectoral en vigueur en 2005 ($450 \text{ mg}/\text{Nm}^3$). De plus, le fait de considérer l'impact des particules comme un effet avec seuil et d'utiliser comme Valeur Toxicologique de Référence une valeur guide de l'OMS nous paraît très critiquable en raison du caractère linéaire sans seuil de l'effet des particules en suspension en population observé dans les études épidémiologiques [5].

D'autre part, parallèlement à une campagne de mesures réalisées à proximité de la centrale d'Hornaing entre le 28 août et le 29 novembre 2006, ATMO

¹Dioxyde de soufre (SO_2), Oxydes d'azote (NO_x), Particules en suspension (PM_{10} et $\text{PM}_{2,5}$), Benzène, Acétaldéhyde, Formaldéhyde, Toluène, Xylènes, Hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP), Flouranthène, Naphtalène, Dioxines, Furanes, Arsenic, Cadmium, Chrome hexavalent, Mercure, Nickel, Plomb, Sélénium.

Nord - Pas-de-Calais a modélisé la dispersion des rejets atmosphériques de la centrale durant la même période [38]. Cet exercice a été réalisé sur un domaine de $15 \times 15 \text{ km}^2$ à l'aide d'un modèle gaussien (ADMS Urban) en utilisant un module de transformation chimique pour évaluer la formation de PM_{10} à partir de dioxyde de soufre. Les résultats modélisés aux quatre points récepteurs, correspondant à l'emplacement de

stations mobiles de mesure, se situent, en termes de concentration additionnelle en PM_{10} à des valeurs variant de 8×10^{-6} à $0,048 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans un scénario dit moyen et de $0,0001$ à $0,5 \text{ } \mu\text{g}/\text{m}^3$ dans un scénario dit maximal. Le détail des paramètres d'entrée n'est pas présenté. Le domaine de modélisation et la durée de la période nous paraissent très restreints par rapport aux résultats des travaux présentés ci-dessus.

4 Conclusions

Les particules en suspension (PM₁₀ et PM_{2,5}) ont un impact démontré sur la santé de la population, à la fois à court-terme et à long-terme sur la morbidité et sur la mortalité, en particulier cardiovasculaire.

Les centrales thermiques de la région Nord-Pas-de-Calais, en particulier les deux centrales les plus anciennes de Bouchain et d'Hornaing, situées à moins de 10 km l'une de l'autre, sont des sources importantes :

- de particules en suspension primaires ;
- mais aussi de précurseurs gazeux (SO₂ et NO_x) des particules secondaires (sulfates et nitrates).

L'évaluation de l'impact de ces rejets sur l'exposition de la population aux polluants nous paraît être un élément indispensable de l'évaluation de l'impact sanitaire de ces installations, afin en particulier :

- de quantifier la part de l'exposition de la population qui est liée aux rejets de ces installations ;
- d'évaluer *a priori* le bénéfice d'actions de réduction des émissions ou l'impact potentiel de la construction de nouvelles installations plus performantes.

L'évaluation de l'impact des rejets sur l'exposition de la population aux particules en suspension (PM_{2,5}) devrait être réalisée avec un modèle de dispersion :

- d'échelle régionale : domaine de modélisation de plusieurs centaines de kilomètres de côté ;
- qui permette de prendre en compte le transport et la formation de particules secondaires : module de chimie transport.

En effet, les travaux publiés dans la littérature montrent qu'une limitation de la modélisation à un domaine géographique trop restreint et aux particules primaires conduit à sous-estimer fortement l'impact des rejets sur l'exposition de la population.

Ce type de modélisation nécessite des données d'entrée sophistiquées (données météorologiques à une résolution spatiale et temporelle suffisamment fine, concentration en ammoniac, en ozone) et doit s'accompagner d'une analyse de sensibilité pour tester la robustesse des résultats.

Enfin, il est nécessaire de prendre en compte les données sociodémographiques du domaine de modélisation pour traduire les résultats de la modélisation en termes d'exposition de la population, ou mieux de fraction d'impact ou d'effets sanitaires. L'exercice proposé suppose donc un partenariat impliquant en particulier une équipe de modélisation compétente dans les méthodologies proposées.

Références

- [1] Wilkinson P, Smith KR, Joffe M, Haines A. A global perspective on energy: health effects and injustices. *Lancet* 2007; 370: 965–978.
- [2] Rabl A, Spadaro JV. Public health impact of air pollution and implications for the energy system. *Annu Rev Energy Environ* 2000; 25: 601–27.
- [3] Markandya A, Wilkinson P. Electricity generation and health. *Lancet* 2007; 370: 979–990.
- [4] Haines A, Kovats RS, Campbell-Lendrum D, Corvalan C. Climate change and human health: impacts, vulnerability, and mitigation. *Lancet* 2006; 367: 2101–2109.
- [5] Pope CA, Dockery DW. Health effects of fine particulate air pollution: lines that connect. *J Air Waste Manag Assoc* 2006; 56: 709–742.
- [6] Pope CA, Thun MJ, Namboodiri MM, Dockery DW, Evans JS, Speizer FE, Heath CW. Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults. *Am J Respir Crit Care Med* 1995; 151: 669–674.
- [7] Dockery DW, Pope CA, Xu X, Spengler JD, Ware JH, Fay ME, Ferris BG, Speizer FE. An association between air pollution and mortality in six U.S. cities. *N Engl J Med* 1993; 329: 1753–1759.
- [8] Brunekreef B. Health effects of air pollution observed in cohort studies in Europe. *Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology* 2007; 17: S61–S65.
- [9] *Health risks of particulate matter from long-range transboundary air pollution*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe; 2006.
- [10] Sportisse B. *Pollution atmosphérique. Des processus à la modélisation*. Paris : Springer-Verlag France ; 2008.
- [11] Medina S, Plasencia A, Ballester F, Mücke HG, Schwartz J. Apheis: public health impact of PM₁₀ in 19 European cities. *J Epidemiol Community Health* 2004; 58: 831–836.
- [12] Boldo E, Medina S, LeTertre A, Hurley F, Mücke HG, Ballester F, Aguilera I, Eilstein D, Group A. Apheis: Health impact assessment of long-term exposure to PM_{2.5} in 23 European cities. *Eur J Epidemiol* 2006; 21: 449–458.
- [13] Declercq C, Prouvost H, Poirier G. *Inégalités sociales d'exposition aux facteurs de risque environnementaux : l'exemple de l'implantation des sites industriels à risque ou polluants dans la région Nord-Pas-de-Calais*. Loos : Observatoire Régional de la Santé Nord - Pas-de-Calais ; 2007.
- [14] Prouvost H, Declercq C, Foutry L, Dupont J, Trédez G, Poirier G, Lacoste O. *Les enjeux en santé environnementale dans le Bassin Minier Nord-Pas-de-Calais*. Loos : Observatoire Régional de la Santé Nord - Pas-de-Calais ; 2007.
- [15] *Production-distribution de l'énergie électrique en France et dans les régions en 2004 et 2005*. Paris : Ministère de l'Écologie et du Développement Durable ; 2007.
- [16] *L'industrie au regard de l'environnement en 2005*. Douai : Direction Régionale de l'Industrie, de la Recherche et de l'Environnement ; 2007.
- [17] *SNET Centrale thermique d'Hornaing. Volet sanitaire de la mise à jour du dossier de demande d'autorisation d'exploiter*. Versailles : Cap Terre ; 2005. (Document communiqué par la DRIRE Nord - Pas-de-Calais).
- [18] Levy JI, Spengler JD, Hlinka D, Sullivan D, Moon D. Using CALPUFF to evaluate the impacts of power plant emissions in Illinois: model sensitivity and implications. *Atmospheric Environment* 2002; 36: 1063–1075.
- [19] Levy JI, Spengler JD. Modeling the benefits of power plant emission controls in Massachusetts. *J Air Waste Manag Assoc* 2002; 52: 5–18.
- [20] Levy JI, Greco SL, Spengler JD. The importance of population susceptibility for air pollution risk assessment: a case study of power plants near Washington, DC. *Environ Health Perspect* 2002; 110: 1253–1260.

- [21] Levy JI, Wilson AM, Evans JS, Spengler JD. Estimation of primary and secondary particulate matter intake fractions for power plants in Georgia. *Environ Sci Technol* 2003; 37: 5528–5536.
- [22] Künzli N. The public health relevance of air pollution abatement. *Eur Respir J* 2002; 20: 198–209.
- [23] Lopez MT, Zuk M, Garibay V, Tzintzun G, Iniestra R, Fernandez A. Health impacts from power plant emissions in Mexico. *Atmospheric Environment* 2005; 39: 1199–1209.
- [24] Zhou Y, Levy JI, Hammitt JK, Evans JS. Estimating population exposure to power plant emissions using CALPUFF: a case study in Beijing. *Atmospheric Environment* 2003; 37: 815–826.
- [25] Zhou Y, Levy JI, Evans JS, Hammitt JK. The influence of geographic location on population exposure to emissions from power plants throughout China. *Environ Int* 2006; 32: 365–373.
- [26] Hao J, Wang L, Shen M, Li L, Hu J. Air quality impacts of power plant emissions in Beijing. *Environ Pollut* 2007; 147: 401–408.
- [27] Bennett DH, McKone TE, Evans JS, Nazaroff WW, Margni MD, Jolliet O, Smith KR. Defining intake fraction. *Environ Sci Technol* 2002; 36: 206A–211A.
- [28] Levy JL, Wolff SK, Evans JS. A regression-based approach for estimating primary and secondary particulate matter intake fractions. *Risk Anal* 2002; 22: 895–904.
- [29] Grahame T, Schlesinger R. Evaluating the health risk from secondary sulfates in eastern North American regional ambient air particulate matter. *Inhal Toxicol* 2005; 17: 15–27.
- [30] Thurston GD, Ito K, Mar T, Christensen WF, Eatough DJ, Henry RC, Kim E, Laden F, Lall R, Larson TV, Liu H, Neas L, Pinto J, Stölzel M, Suh H, Hopke PK. Workgroup report: workshop on source apportionment of particulate matter health effects—intercomparison of results and implications. *Environ Health Perspect* 2005; 113: 1768–1774.
- [31] Levy JI, Wilson AM, Zwack LM. Quantifying the efficiency and equity implications of power plant air pollution control strategies in the United States. *Environ Health Perspect* 2007; 115: 743–750.
- [32] Deck L. *Particulate-related health impacts of emissions in 2001 from 41 major US power plants*. Bethesda: Abt Associates Inc ; 2002.
- [33] *The Particulate-Related Health Benefits of Reducing Power Plant Emissions*. Bethesda: Abt Associates Inc; 2000.
- [34] *Power plant emissions: particulate matter-related health damages and the benefits of alternative emission reduction scenarios*. Bethesda: Abt Associates Inc; 2004.
- [35] Spadaro JV, Rabl A. External costs of energy: application of the ExternE methodology in France, 1998. Disponible sur <http://externe.jrc.es/fra.pdf> (consulté le 15 décembre 2007).
- [36] Boudet C. *Évaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion. Partie 1 : étude de l'exposition et du risque par inhalation*. Verneuil-en-Halatte : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques ; 2003.
- [37] Bonnard R. *Évaluation de l'impact sur la santé des rejets atmosphériques des tranches charbon d'une grande installation de combustion. Partie 2 : exposition par voies indirectes*. Verneuil-en-Halatte : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques ; 2003.
- [38] *Campagne de mesures de la qualité de l'air. Étude réalisée sur le secteur d'Hornaing du 29/08/2006 au 28/11/2006*. Lille : ATMO Nord - Pas-de-Calais ; 2006.

Table des figures

2.1	Production des centrales thermiques (GWh)	8
2.2	Evolution des émissions dans l'air des centrales thermiques classiques du Nord - Pas-de-Calais de 1991 à 2006	9
2.3	Evolution des émissions dans l'air rapportées à la production d'électricité des centrales thermiques classiques du Nord - Pas-de-Calais de 1991 à 2006	10
2.4	Émissions atmosphériques industrielles de particules en suspension (tonnes) cumulées par commune en 2005	11
2.5	Émissions atmosphériques industrielles de SO ₂ (tonnes) cumulées par commune en 2005	12
2.6	Émissions atmosphériques industrielles de NO _x (tonnes) cumulées par commune en 2005	12
3.1	Principe de l'estimation de l'impact sanitaire à l'aide d'une fonction de risque	14

Observatoire Régional de la Santé Nord - Pas-de-Calais

235, avenue de la recherche
B.P. 86 59373 LOOS CEDEX

Tél : +33 (0)3 20 15 49 20

Fax : +33 (0)3 20 15 10 46

<http://www.orsnpdc.org>



L'ORS est membre du GIE
Groupement Régional de Promotion de la Santé



Décembre 2007