

Votre observatoire régional de la

QUALITÉ de l'AIR

**RAPPORT
ANNUEL
2018**

Septembre 2019

**Évaluation de la
qualité de l'air dans
l'environnement du
Centre Logistique
AIRLOG**

CONDITIONS DE DIFFUSION

Atmo Occitanie, est une association de type loi 1901 agréée par le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable des Transports et du Logement (décret 98-361 du 6 mai 1998) pour assurer la surveillance de la qualité de l'air sur le territoire de la région Occitanie. **Atmo Occitanie** fait partie de la fédération ATMO France.

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

Atmo Occitanie met à disposition les informations issues de ses différentes études et garantit la transparence de l'information sur le résultat de ses travaux. A ce titre, les rapports d'études sont librement accessibles sur le site : <http://atmo-occitanie.org/>

Les données contenues dans ce document restent la propriété intellectuelle **d'Atmo Occitanie**.

Toute utilisation partielle ou totale de données ou d'un document (extrait de texte, graphiques, tableaux, ...) doit obligatoirement faire référence à **Atmo Occitanie**.

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

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

En cas de remarques sur les informations ou leurs conditions d'utilisation, prenez contact avec **Atmo Occitanie – Agence Toulouse** :
par mail : contact.toulouse@atmo-occitanie.org
par téléphone : 09.69.36.89.53 (N°CRISTAL – Appel non surtaxé)

SOMMAIRE

SYNTHÈSE DE L'ÉTUDE D'ÉVALUATION	6
ÉVALUATION DES NIVEAUX DE POLLUTION	8
Impact limité de la mise en service de l'extension d'AIRLOG I et de AIRLOG II sur la qualité de l'air environnante	8
Respect des réglementations pour le NO ₂ en 2018.....	9
Respect des réglementations pour les PM10 en 2018	10
Objectif de qualité atteint pour les PM2.5	11
Des concentrations inférieures à celles relevées sur le reste de l'agglomération toulousaine.....	12
Conclusions.....	13
ANNEXE I : CARTES DE DISPERSION DE LA POLLUTION_ – ANNÉE 2015 –	14
ANNEXE II : DISPOSITIF DE MESURE.....	17
ANNEXE III : NOTES MÉTHODOLOGIQUES.....	23
ANNEXE IV : GÉNÉRALITÉS SUR LES POLLUANTS ÉTUDIÉS	33

SYNTHÈSE DE L'ÉTUDE D'ÉVALUATION

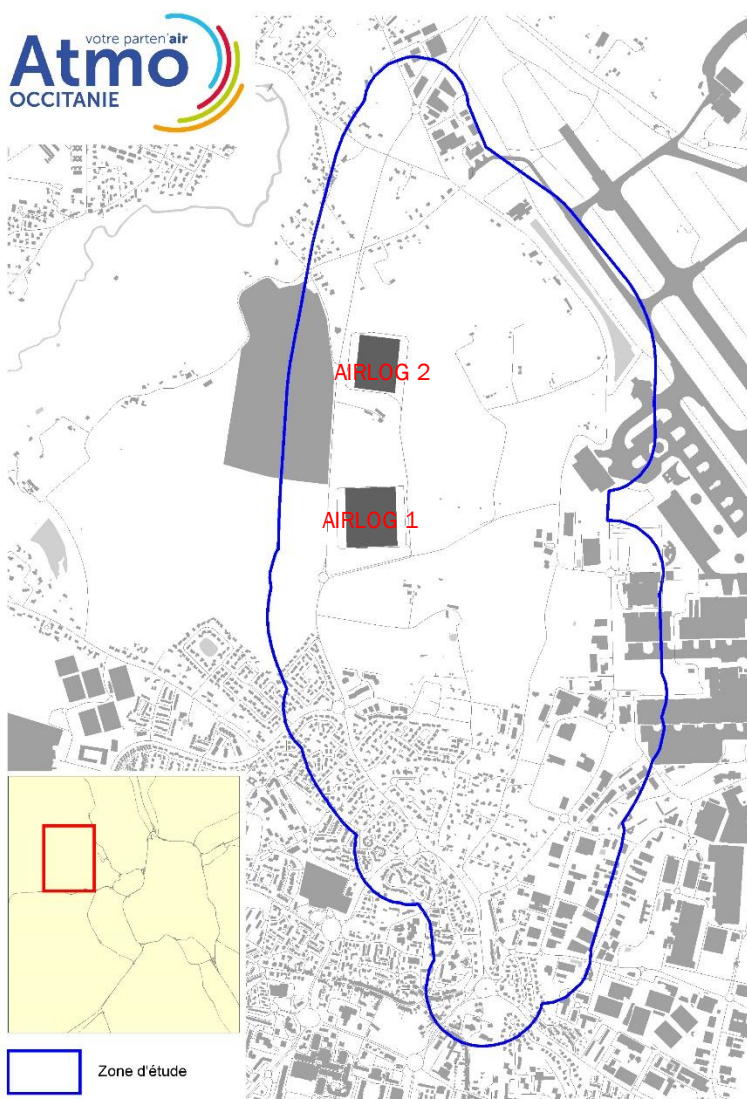
Depuis 2014, le groupe Kuehne+Nagel exploite pour Airbus un entrepôt de stockage et de préparation de pièces aéronautiques baptisé AIRLOG I sur la zone "Barquil" située sur la commune de Cornebarrieu en bordure de la route départementale 63. Dans le cadre du développement de son activité, AIRBUS a décidé de renforcer ce dispositif de logistique industrielle avec :

- une extension d'AIRLOG I mise en service en mars 2017,
- un second hub AIRLOG II mis en service en 2018.

Lors de l'enquête publique, le commissaire enquêteur s'est interrogé sur l'impact sur les particules PM_{2,5} de l'augmentation du trafic routier lié à la création et à l'extension du hub logistique AIRLOG.

Atmo Occitanie a donc été sollicité pour évaluer la qualité de l'air dans l'environnement d'AIRLOG avant et après mise en service de l'extension d'AIRLOG I et d'AIRLOG II.

Une première étude a été menée en 2016 afin d'estimer l'impact des extensions sur la qualité de l'air avant la mise en service. En 2018, une seconde campagne de mesures a été réalisée pour étudier l'impact réel des extensions sur la qualité de l'air. Le présent rapport récapitule les résultats de cette seconde campagne de mesures.



Carte 1 : Domaine d'étude pris en compte autour d'AIRLOG

L'évaluation est menée sur un domaine d'étude prenant en compte les voies de circulation impactées par le trafic routier induit par AIRLOG. Une distance de 200 mètres aux voies a été définie. Elle correspond à la distance nécessaire pour que l'influence du trafic sur la qualité de l'air disparaisse en bordure du périurbain toulousain.

Ce domaine d'étude a fait l'objet d'un inventaire des émissions de polluants, de mesures sur plusieurs sites et d'une modélisation de la dispersion des polluants pour 2015 et 2018.

Deux types de sites sont étudiés :

- les sites en **proximité trafic**, afin d'estimer les niveaux maximaux auxquels sont soumises les personnes à proximité d'axes de circulation,
- les sites de **fond urbain**, représentatifs de la pollution respirée par la majorité de la population.

Le dispositif de mesure est détaillé en **Annexe II**. Les méthodologies d'adaptation statistique des mesures, d'inventaire des sources de pollution, de modélisation et de validation du modèle sont décrites dans l'**Annexe III**.

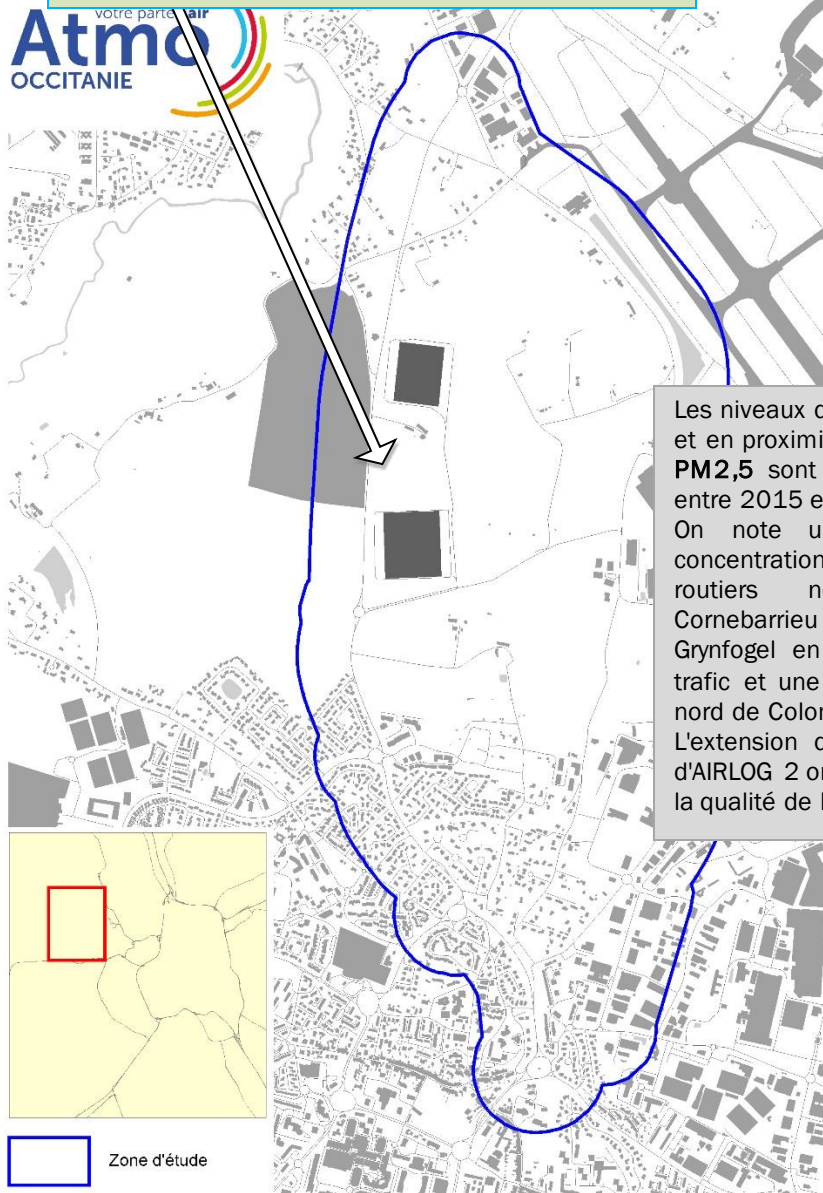
Les **polluants** évalués sont les principaux indicateurs du trafic routier. Leurs sources d'émissions, leurs effets sur la santé et sur l'environnement sont décrits en **Annexe IV**.

Polluants atmosphériques	Symbole
Dioxyde d'azote	NO ₂
Particules de diamètre inférieur à 10 µm	PM ₁₀
Particules de diamètre inférieur à 2,5 µm	PM _{2,5}

Comparaison à la réglementation 2015 et 2018

Sur tout le domaine d'études, les valeurs réglementaires sont respectées pour le **NO₂** et les **PM₁₀**, les valeurs cible et limite sont respectées pour les **PM_{2,5}**.
En fond urbain, l'objectif de qualité est respecté pour les **PM_{2,5}**.

En proximité trafic, les niveaux en **PM_{2,5}** ne respectent pas l'objectif de qualité.



Évolution des niveaux entre 2015 et 2018

Les niveaux de pollution en fond urbain et en proximité trafic en **NO₂**, **PM₁₀** et **PM_{2,5}** sont globalement en baisse entre 2015 et 2018.

On note une légère hausse des concentrations en **NO₂** sur certains axes routiers notamment route de Cornebarrieu et boulevard Maurice Grynfogel en lien avec une hausse du trafic et une densification urbaine du nord de Colomiers.

L'extension d'AIRLOG 1 et la création d'AIRLOG 2 ont un impact très limité sur la qualité de l'air de la zone.

Carte 2 : Domaine d'étude pris en compte autour d'AIRLOG

Objectif de qualité

Niveau de concentration à atteindre à long terme, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble

Valeur cible

Niveau fixé afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou sur l'environnement, à atteindre dans la mesure du possible sur une période donnée.

Valeur limite

Niveau fixé sur la base des connaissances scientifiques afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine et/ou sur l'environnement, à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser une fois atteint.

NO₂		Respect de la réglementation	Seuils réglementaires	Environnement <u>trafic</u> sur le domaine d'études	Environnement <u>urbain</u> sur le domaine d'études
Année	2015	OUI	Valeur limite 40 µg/m ³	En moyenne 19 µg/m ³ (niveaux variant entre 16 et 30 µg/m ³)	En moyenne 17 µg/m ³ (niveaux variant entre 16 et 26 µg/m ³)
	2018	OUI		En moyenne 17 µg/m ³ (niveaux variant entre 13 et 32 µg/m ³)	En moyenne 14 µg/m ³ (niveaux variant entre 12 et 28 µg/m ³)

µg/m³ : microgrammes par mètre cube d'air

Évolution entre 2015 et 2018	↘	↘
------------------------------	---	---

PM₁₀		Respect de la réglementation	Seuils réglementaires	Environnement <u>trafic</u> sur le domaine d'études	Environnement <u>urbain</u> sur le domaine d'études
Année	2015	OUI	Objectif qualité 30 µg/m ³	En moyenne 19 µg/m ³ (niveaux variant entre 18 et 24 µg/m ³)	En moyenne 18 µg/m ³ (niveaux variant entre 18 et 22 µg/m ³)
		OUI	Valeur limite 40 µg/m ³		
	2018	OUI	Objectif qualité 30 µg/m ³	En moyenne 15 µg/m ³ (niveaux variant entre 14 et 20 µg/m ³)	En moyenne 15 µg/m ³ (niveaux variant entre 14 et 19 µg/m ³)
		OUI	Valeur limite 40 µg/m ³		

µg/m³ : microgrammes par mètre cube d'air

Évolution entre 2015 et 2018	↘	↘
------------------------------	---	---

PM2.5

		Respect de la réglementation	Seuils réglementaires	Environnement <u>trafic</u> sur le domaine d'études	Environnement <u>urbain</u> sur le domaine d'études
Année:	2015	NON Sur tout le domaine d'étude	Objectif de qualité 10 µg/m ³	En moyenne 11 µg/m ³ (niveaux variant entre 10 et 14 µg/m ³)	En moyenne 10 µg/m ³ (niveaux variant entre 10 et 13 µg/m ³)
		OUI	Valeur cible 20 µg/m ³		
		OUI	Valeur limite 25 µg/m ³		
	2018	NON En proximité trafic	Objectif de qualité 10 µg/m ³	En moyenne 10 µg/m ³ (niveaux variant entre 9 et 12 µg/m ³)	En moyenne 9 µg/m ³ (niveaux variant entre 9 et 10 µg/m ³)
		OUI	Valeur cible 20 µg/m ³		
		OUI	Valeur limite 25 µg/m ³		
		Évolution entre 2015 et 2018		↘	↘

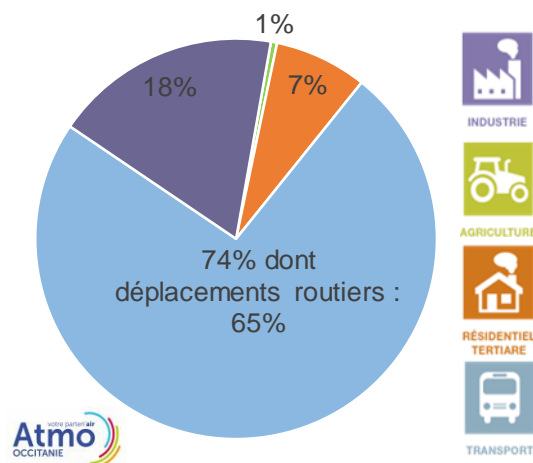
µg/m³ : microgramme par mètre cube

ÉVALUATION DES NIVEAUX DE POLLUTION

IMPACT LIMITÉ DE LA MISE EN SERVICE DE L'EXTENSION D'AIRLOG I ET DE AIRLOG II SUR LA QUALITÉ DE L'AIR ENVIRONNANTE

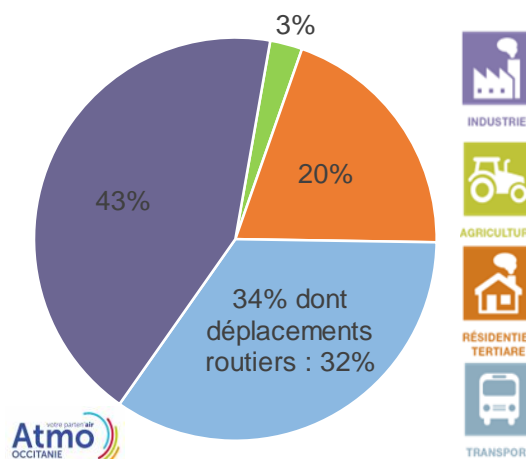
Le domaine d'études s'étend essentiellement sur les communes de Cornebarrieu et Colomiers. Il touche moins de 0,1% de la commune de Blagnac. Les émissions décrites ci-dessous concernent donc uniquement Colomiers et Cornebarrieu.

Sur les deux communes, les transports sont la 1ère source d'oxydes d'azote. Ils contribuent à 74 % des émissions totales. Les transports aérien et ferroviaire participent pour 9% des émissions totales, les déplacements routiers contribuant, quant à eux, à 65% des émissions totales. Les dispositifs de chauffage résidentiel et tertiaire et les industries, représentent respectivement 7 et 18 % des émissions de NOx.



Graphique 1 : Répartition des sources d'oxydes d'azote sur les communes du domaine d'études - année 2016
Source : Inventaire des émissions - "Inventaire des émissions - Atmo Occitanie - ATMO_IRSV2.3_2010_2016"

Les émissions de particules sont majoritairement issues du secteur industriel. Les transports sont le second contributeur. Environ 1/3 des particules sont ainsi émises par ce secteur.



Graphique 2 : Répartition des sources de particules PM10 sur les communes du domaine d'études - année 2016
Source : Inventaire des émissions - "Inventaire des émissions - Atmo Occitanie - ATMO_IRSV2.3_2010_2016"

Entre 2015 et 2018, les niveaux de fond urbain en dioxyde d'azote et particules ont diminué et sont inférieurs aux valeurs limites dans le domaine d'étude.

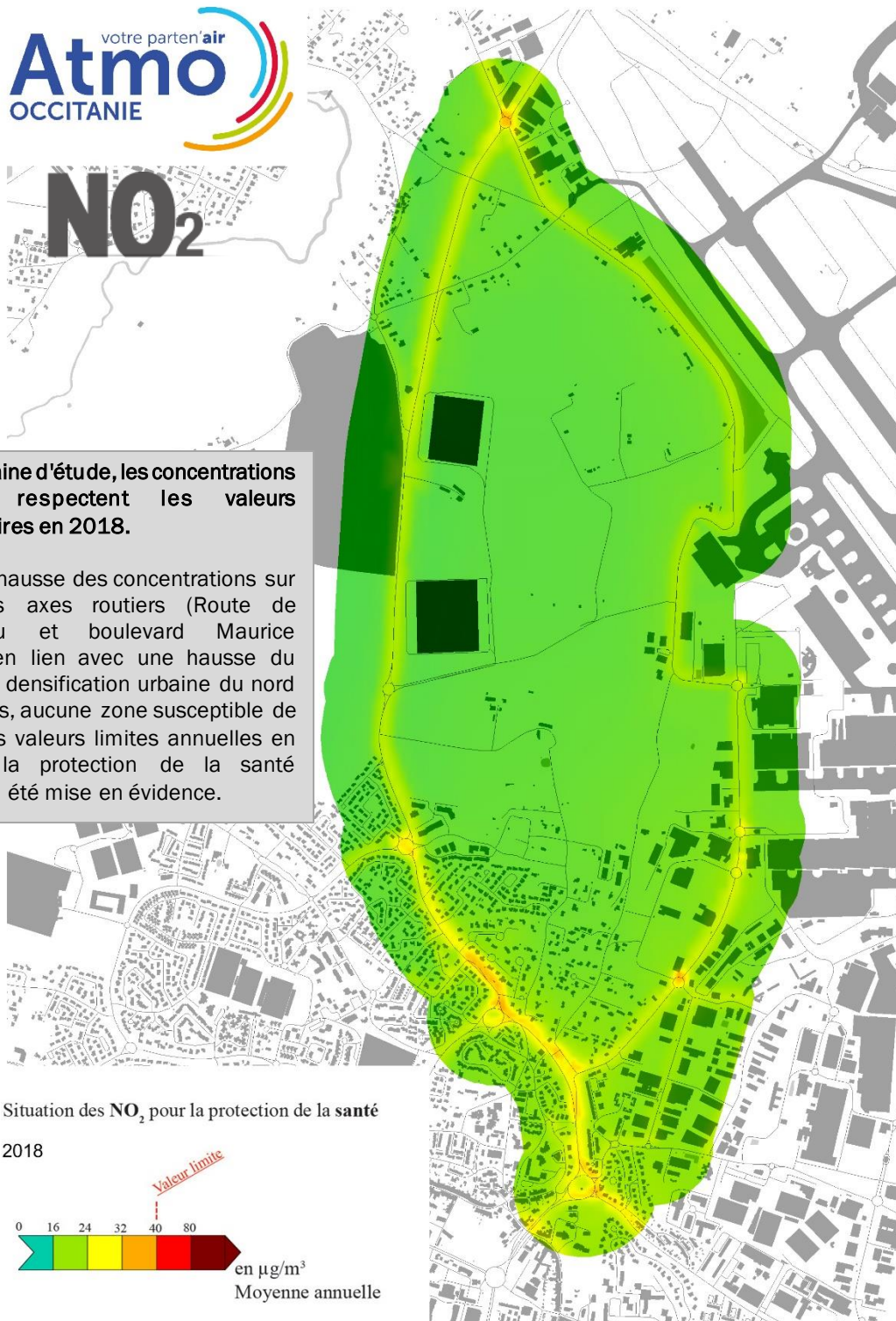
A proximité de certains axes routiers et plus particulièrement la route de Cornebarrieu et le boulevard Maurice Grynfolgel, les niveaux de pollution en NO₂

augmentent en lien avec la hausse du trafic routier et la densification urbaine. Les niveaux de particules restent stables en revanche.

L'impact des mises en service de l'extension d'AIRLOG I et d'AIRLOG II sur la qualité de l'air du domaine d'étude impact apparaît très limité.

RESPECT DES RÉGLEMENTATIONS POUR LE NO₂ EN 2018

Nous indiquons ici la carte de distribution des concentrations en NO₂ pour l'année 2018. La carte de distribution des concentrations en NO₂ pour l'année 2015 est consultable en **Annexe I**.



Carte 3 : Cartographie des concentrations moyennes annuelles modélisées en NO₂ dans le domaine d'étude, 2018

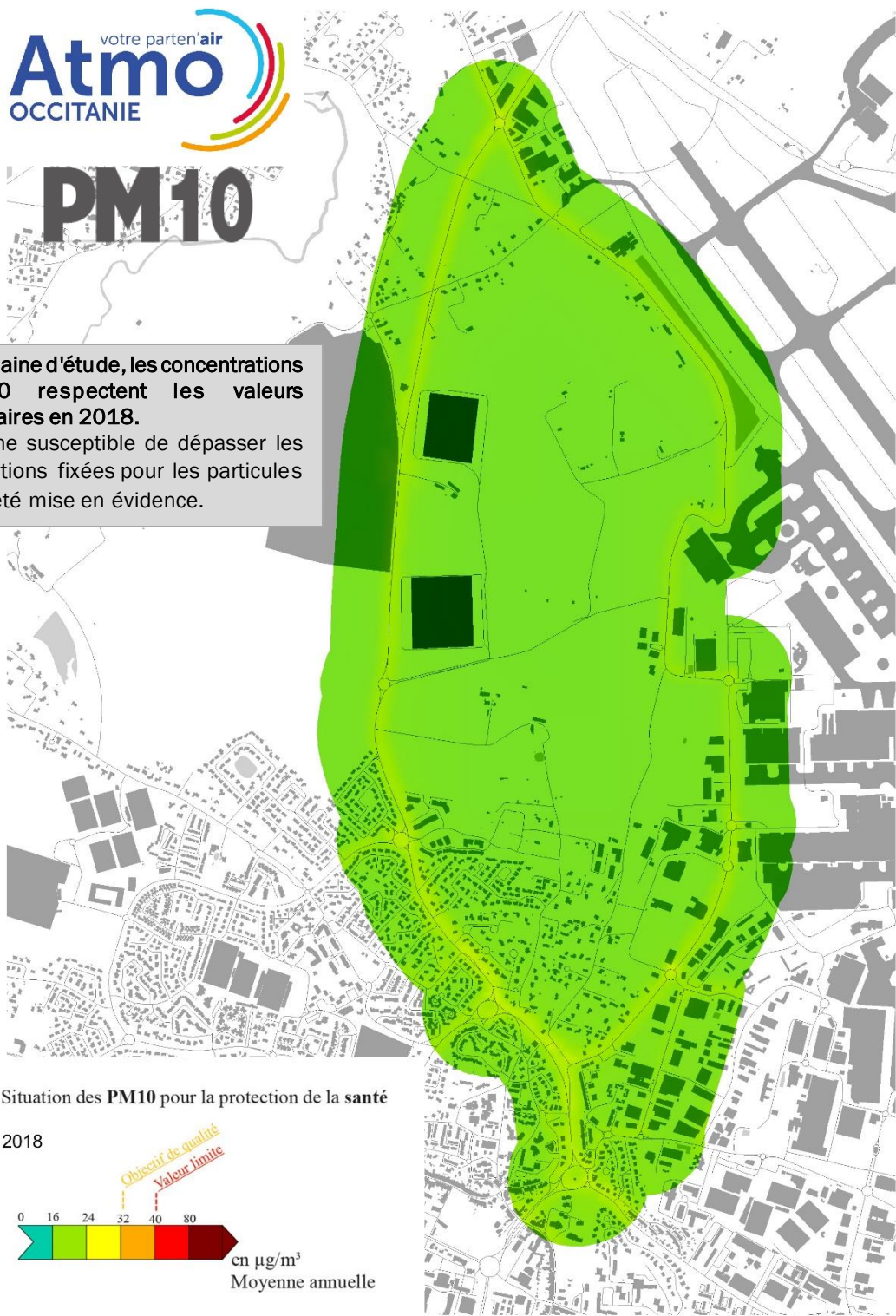
RESPECT DES RÉGLEMENTATIONS POUR LES PM10 EN 2018

Nous indiquons ici la carte de distribution des concentrations en PM10 pour l'année 2018. La carte de distribution des concentrations en PM10 pour l'année 2015 est consultable en **Annexe I**.



PM10

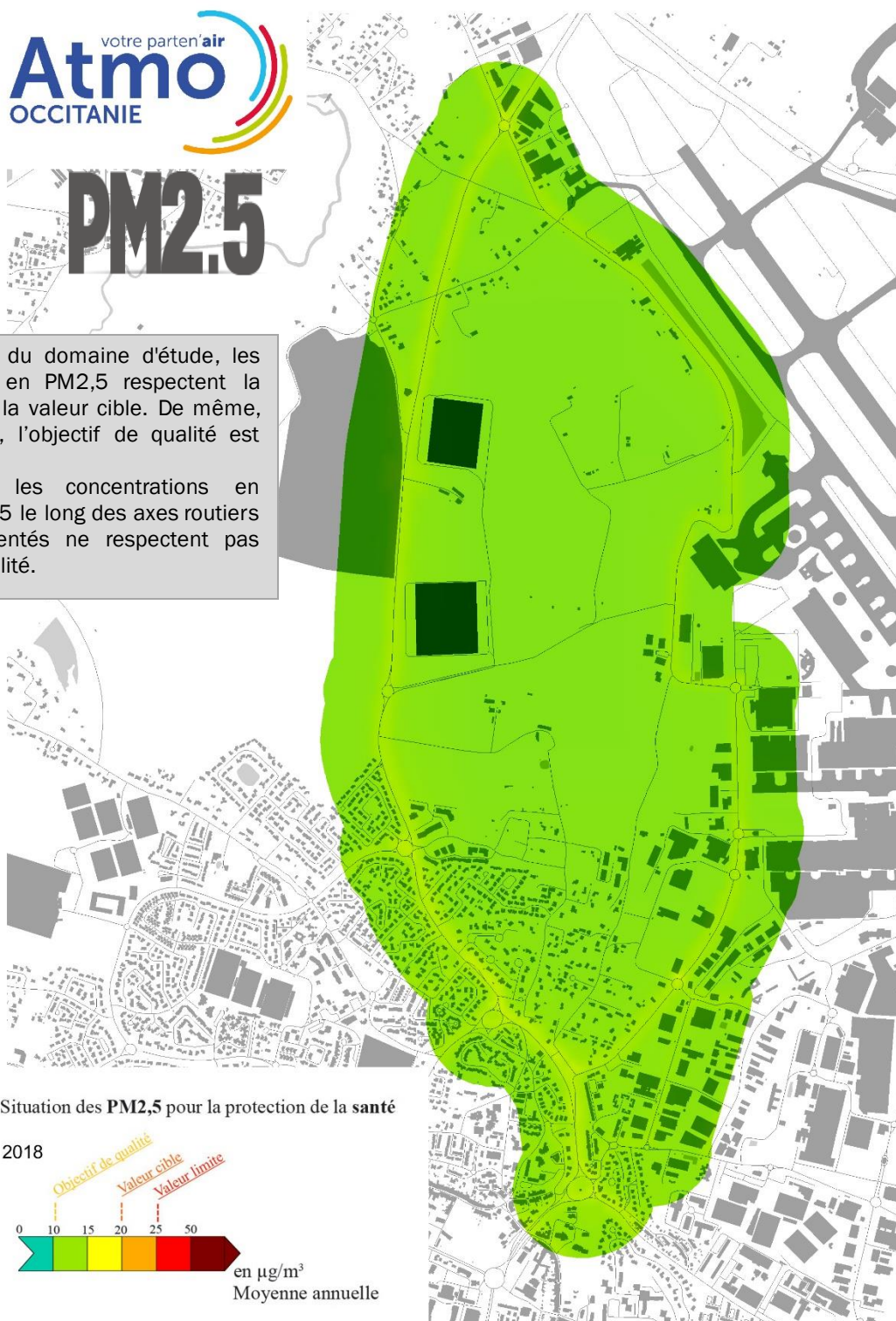
Sur le domaine d'étude, les concentrations en PM10 respectent les valeurs réglementaires en 2018. Aucune zone susceptible de dépasser les réglementations fixées pour les particules PM10 n'a été mise en évidence.



Carte 4 : Cartographie des concentrations moyennes annuelles modelisées en PM10 dans le domaine d'étude, 2018

OBJECTIF DE QUALITÉ ATTEINT POUR LES PM2.5

Nous indiquons ici la carte de distribution des concentrations en PM2,5 pour l'année 2018. La carte de distribution des concentrations en PM10 pour l'année 2015 est consultable en **Annexe I**.



Carte 5 : Cartographie des concentrations moyennes annuelles modélisées en PM2,5 dans le domaine d'étude, 2018

DES CONCENTRATIONS INFÉRIEURES À CELLES RELEVÉES SUR LE RESTE DE L'AGGLOMÉRATION TOULOUSAINE

Sur l'ensemble du domaine d'étude, les concentrations en proximité trafic sont inférieures à celles relevées à proximité des principaux axes du reste de l'agglomération toulousaine, du fait de l'environnement moins urbanisé sur le secteur et d'une topographie aérée de la zone d'étude permettant la dispersion rapide des polluants. Les concentrations de fond en NO₂ sont

également inférieures à celles mesurées sur le reste de l'agglomération.

Les concentrations de fond en particules PM₁₀ et PM_{2,5} sont, quant à elles, du même ordre de grandeur que celles mesurées sur le reste de l'agglomération.

NO₂				
	Année 2018 concentration moyenne	Domaine d'études AIRLOG Environnement urbain	Domaine d'études AIRLOG Environnement trafic	Agglo. toulousaine Environnement Urbain moyen
	14 µg/m ³	17 µg/m ³	17 µg/m ³	42 µg/m ³

PM₁₀				
	Année 2018 concentration moyenne	Domaine d'études AIRLOG Environnement urbain	Domaine d'études AIRLOG Environnement trafic	Agglo. toulousaine Environnement urbain
	15 µg/m ³	15 µg/m ³	15 µg/m ³	22 µg/m ³

PM_{2.5}				
	Année 2018 concentration moyenne	Domaine d'études AIRLOG Environnement urbain	Domaine d'études AIRLOG Environnement trafic	Agglo. toulousaine Environnement urbain
	9 µg/m ³	10 µg/m ³	9 µg/m ³	12 µg/m ³

CONCLUSIONS

Situation vis-à-vis de la réglementation en 2018

Impact limité sur la qualité de l'air en 2018.

NO₂ et PM₁₀ : Valeurs réglementaires respectées sur tout le domaine d'études en 2018.

PM_{2,5} : Ensemble des réglementations respectées en 2018 en fond urbain. Objectif de qualité non respecté en proximité de certains axes routiers.

Évolution 2018 / 2015

Diminution des niveaux du fond urbain sur le domaine d'études.

Hausse des concentrations en NO₂ en bordure de certains axes routiers en lien avec la hausse du trafic et l'urbanisation du nord de Colomiers.

Pas d'impact de cette hausse, d'un point de vue réglementaire.

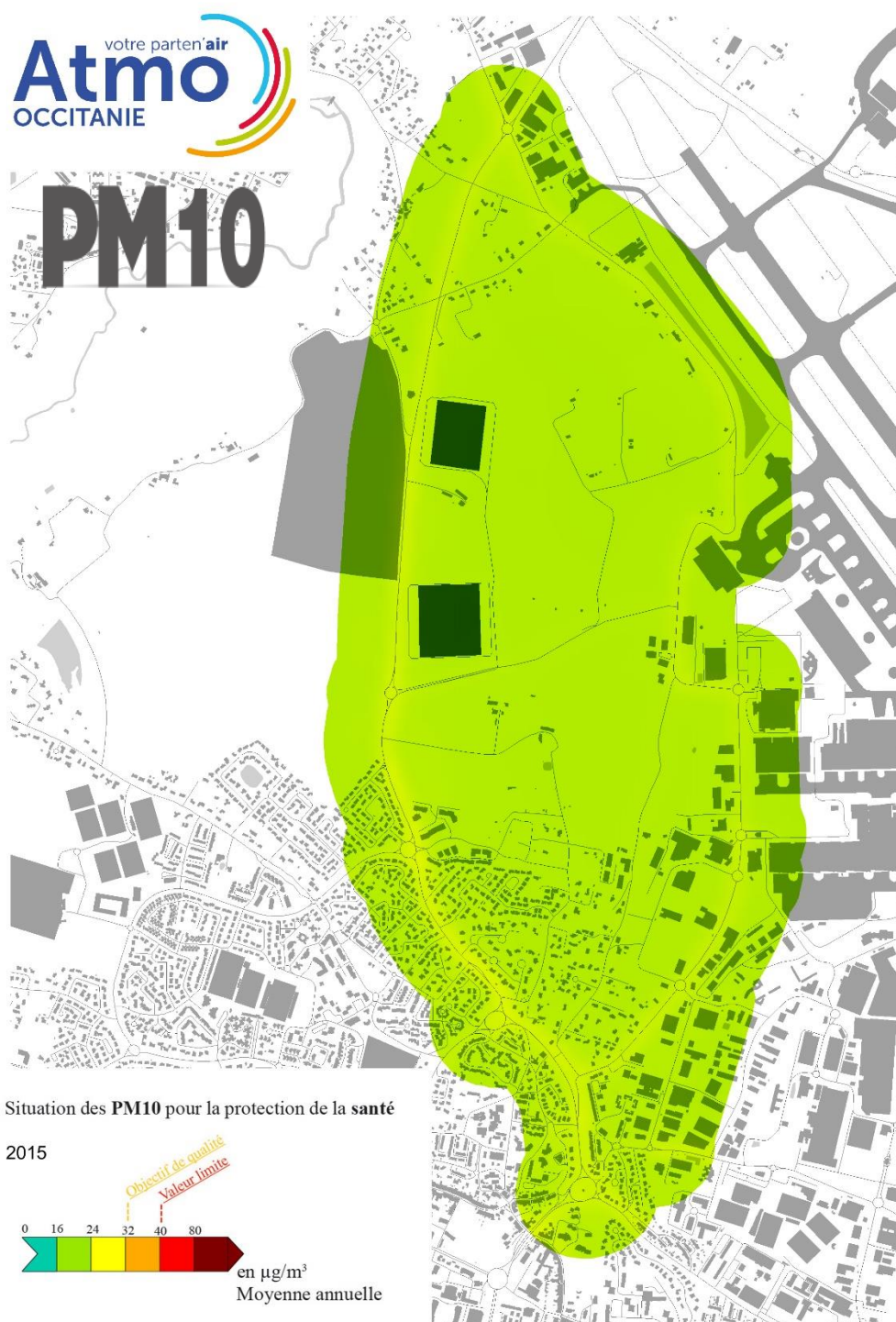
ANNEXE I : CARTES DE DISPERSION DE LA POLLUTION – ANNÉE 2015 –

DIOXYDE D'AZOTE



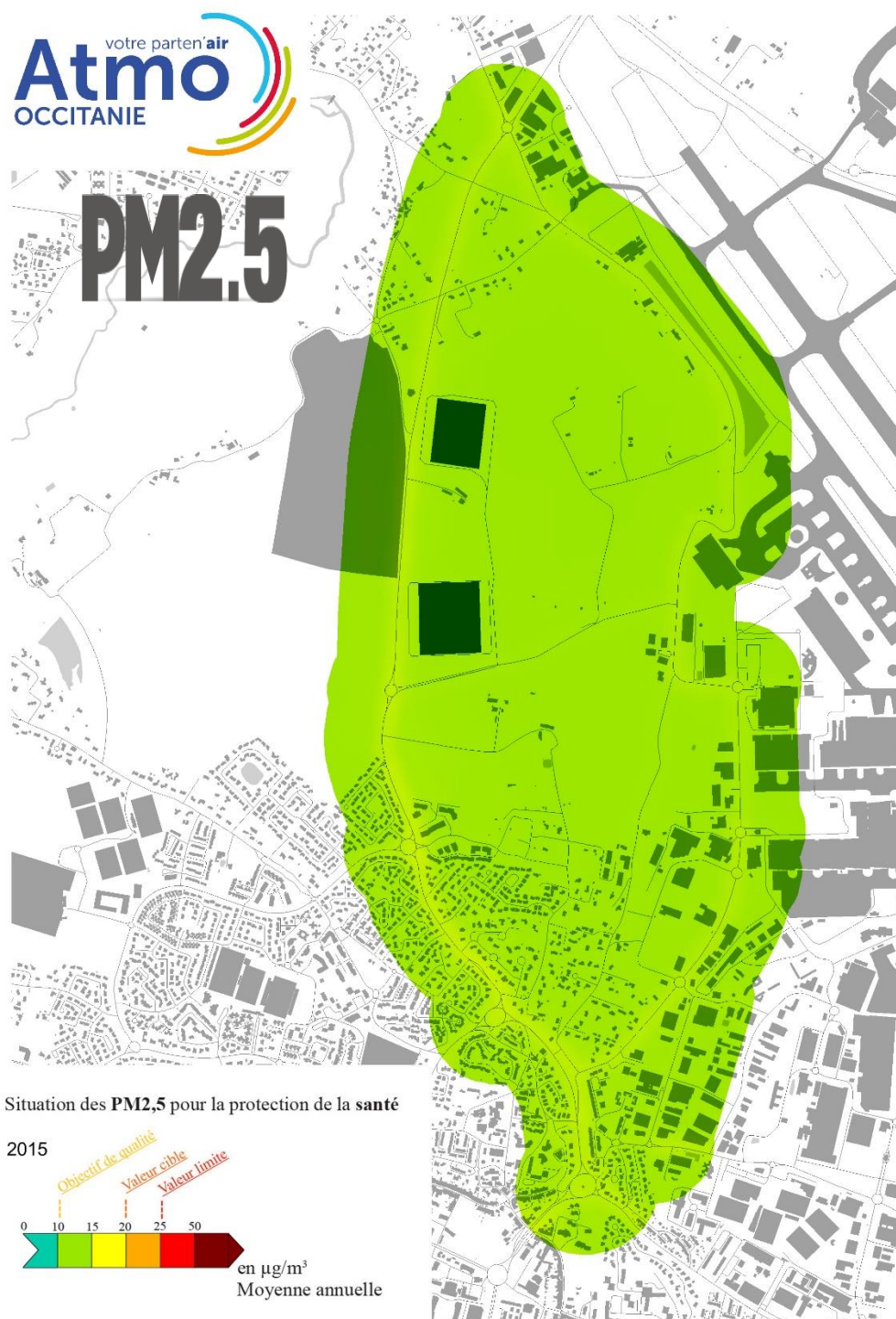
Carte 6 : Cartographie des concentrations moyennes annuelles modélisées en NO₂ dans le domaine d'étude, 2015

PARTICULES DE DIAMÈTRE INFÉRIEUR À 10 µM



Carte 7 : Cartographie des concentrations moyennes annuelles modélisées en PM10 dans le domaine d'étude, 2015

PARTICULES DE DIAMÈTRE INFÉRIEUR À 2,5 µM



Carte 8 : Cartographie des concentrations moyennes annuelles modélisées en PM2.5 dans le domaine d'étude, 2015

ANNEXE II : DISPOSITIF DE MESURE

Présentation du dispositif mis en place

Les mesures réalisées doivent permettre de quantifier l'impact réel des aménagements sur la qualité de l'air, en comparaison avec la tendance initialement attendue.

Pour ce faire, plusieurs dispositifs de mesures sont temporairement installés sur la zone d'étude :

- une **station mobile** mesure les indicateurs les plus pertinents de la qualité de l'air. Leurs niveaux sont comparés aux stations fixes de l'ORAMIP implantées sur l'agglomération toulousaine. Cette station mobile fournit en temps réel une concentration moyenne tous les quarts d'heure.
- des **échantillonneurs passifs** évaluent la dispersion de certains polluants. Ils fournissent une concentration moyenne sur l'ensemble du temps d'exposition.

A partir des concentrations mesurées, les **concentrations annuelles sont estimées**, selon la méthode d'adaptation statistique des mesures. Les méthodologies d'exploitation des mesures pour la modélisation des émissions et la cartographie des niveaux de pollution, sont décrites en **Annexe IV**.

La station mobile

La station mobile a été installée sur le site d'AIRLOG coté RD63 et parcs de stationnement du 14 novembre 2018 au 11 janvier 2019. **Cette station est représentative des conditions à proximité du trafic routier, dans le domaine d'étude.**

La station mobile était équipée d'analyseurs permettant la mesure des polluants suivants :

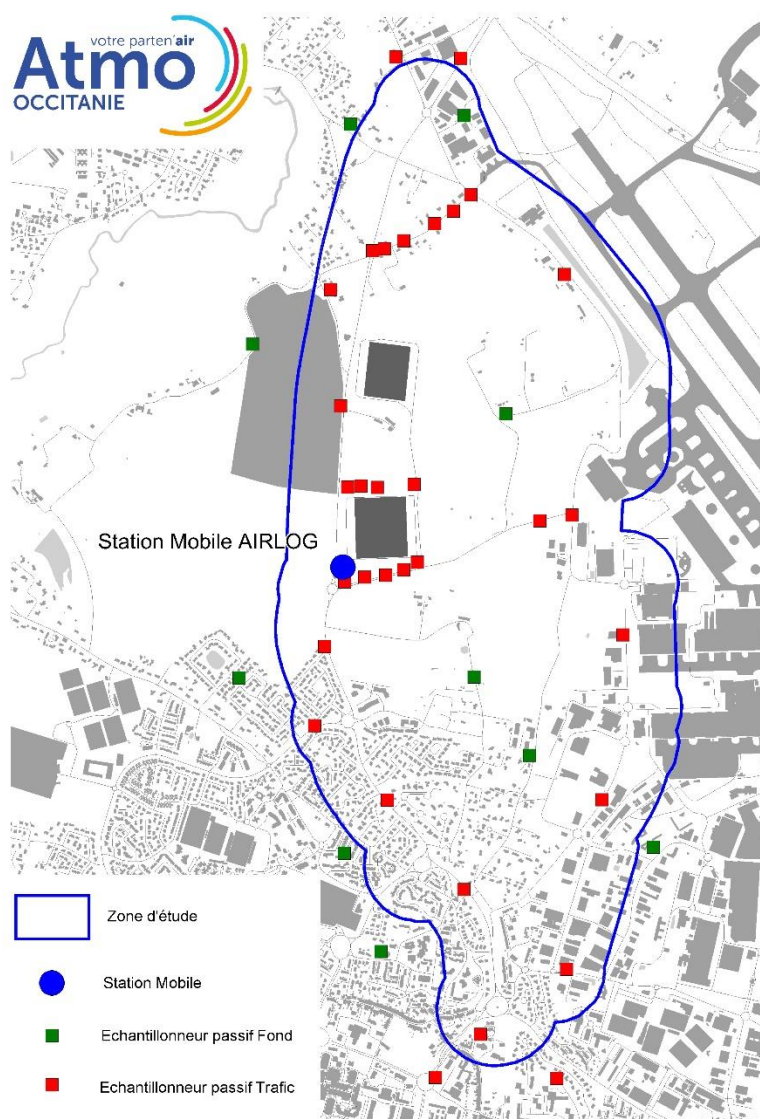
- Dioxyde d'azote (NO₂),
- Particules de diamètre inférieur à 10 µm (PM10),
- Particules de diamètre inférieur à 2,5 µm (PM2,5),

Les échantillonneurs passifs

Les échantillonneurs passifs ont été installés du 22 novembre au 06 décembre 2018.

Ils permettent d'évaluer la dispersion du dioxyde d'azote NO₂, par rapport à la distance à la voie. Pour cette étude le niveau de pollution en NO₂ est évaluée sur 43 sites (33 en proximité trafic et 10 de fond).

La campagne de mesures par échantillonneurs passifs est réalisée en même temps que celle de la station mobile, afin de comparer et ajuster les valeurs mesurées.



Carte 9 : Position de la station mobile et des échantillonneurs passifs sur le domaine d'étude, 2018

MESURE DU DIOXYDE D'AZOTE**ÉVOLUTION DES CONCENTRATIONS ANNUELLES ÉVALUÉES ENTRE 2015 ET 2018**

Les niveaux en NO₂ sont évalués par la station mobile implantée sur le site AIRLOG, ainsi que par échantillonneurs passifs sur 43 sites, dont 33 en proximité trafic et 10 en fond urbain.

Les concentrations annuelles en NO₂ évaluées sont en diminution sur toute le domaine d'études entre 2015 et 2018.

La modélisation a permis de confirmer les constats faits ici.

		Station mobile – site AIRLOG		
		Année 2015	Année 2018	Évolution
Station de mesures	Concentration annuelle	18 µg/m ³	13 µg/m ³	↓ -28%
	Dépassement de 200 µg/m ³ en concentration horaire	0 dépassement	0 dépassement	=
Échantillonneurs passifs Concentration annuelle	Ensemble des sites de mesures	19 µg/m ³	13 µg/m ³	↓ -32%
	Sites de fond	17 µg/m ³	9 µg/m ³	↓ -44%
	Sites en proximité trafic	20 µg/m ³	14 µg/m ³	↓ -29%

µg/m³ : microgrammes par mètre cube d'air

Le tableau ci-dessous décrit les statistiques issues des concentrations moyennes en NO₂ estimées sur les années 2015 et 2018. Il met en évidence des variations de concentrations entre les sites de fond et les sites de proximité trafic.

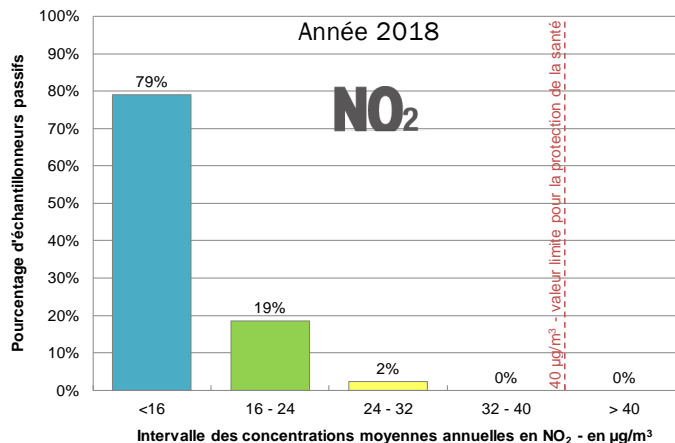
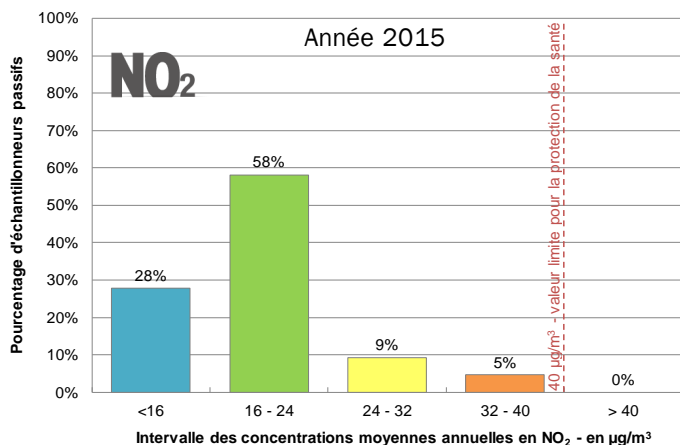
En proximité trafic, les variations de concentration sont importantes selon le trafic routier, les concentrations sont plus hétérogènes qu'en situation de fond urbain ; l'écart-type est donc plus élevé.

		Échantillonneurs passifs				
		Minimum	Maximum	Moyenne	Médiane	Écart Type
Sites de fond	Année 2015	13 µg/m ³	23 µg/m ³	17 µg/m ³	17 µg/m ³	± 3 µg/m ³
	Année 2018	4 µg/m ³	13 µg/m ³	9 µg/m ³	10 µg/m ³	± 3 µg/m ³
Sites en proximité trafic	Année 2015	14 µg/m ³	35 µg/m ³	20 µg/m ³	18 µg/m ³	± 5 µg/m ³
	Année 2018	6 µg/m ³	29 µg/m ³	14 µg/m ³	13 µg/m ³	± 5 µg/m ³

µg/m³ : microgrammes par mètre cube d'air

Les graphiques ci-dessous mettent en évidence la dispersion des concentrations moyennes annuelles estimées des échantillonneurs passifs sur les sites de mesure dans l'environnement proche d'AIRLOG pour les

années 2015 et 2018. La totalité des sites respectent la valeur limite réglementaire pour la santé.



Graph 3 : Répartition des échantillonneurs passifs en fonction des intervalles de concentration en NO₂ dans l'environnement proche d'AIRLOG en 2015 et en 2018

COMPARAISON AUX STATIONS DE MESURES DE L'AGGLOMÉRATION TOULOUSAINE

Les niveaux annuels en NO₂ présentés ci-dessous ont été évalués à partir des niveaux mesurés pendant un mois à proximité du site AIRLOG.

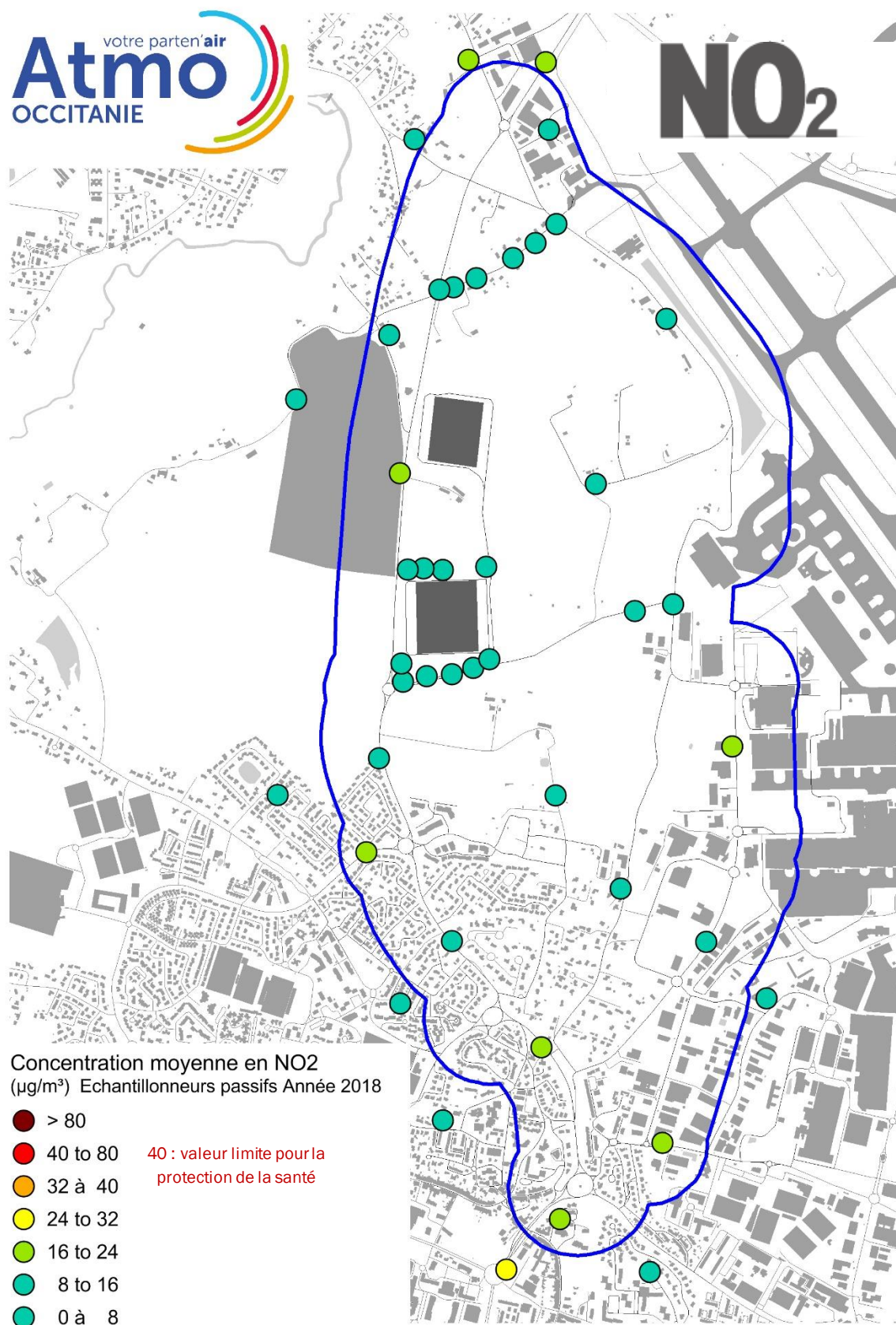
toulousaine la plus proche. La diminution de concentration en NO₂ observée sur le site AIRLOG est donc similaire à celle observée en fond urbain. **La mise en service de l'extension d'AIRLOG I a donc eu un impact très limité sur les concentrations en NO₂ dans l'air ambiant.**

Sur le site d'AIRLOG, les concentrations en NO₂ ont chuté de 28% entre 2015 et 2018 tandis que les niveaux ont diminué de 29% sur la station urbaine de l'agglomération

NO ₂	Station AIRLOG	Agglo. toulousaine Environnement Urbain [Mazades]	Agglo. toulousaine Aéroport Pistes	Agglo. toulousaine Environnement trafic [Route d'Albi]
	Concentration annuelle 2015	18 µg/m ³	21 µg/m ³	20 µg/m ³
Concentration annuelle 2018	13 µg/m ³	15 µg/m ³	16 µg/m ³	37 µg/m ³
Évolution 2018 / 2015	-28% ↓	-29% ↓	-20% ↓	-21% ↓

µg/m³ : microgrammes par mètre cube d'air

La carte ci-après présente les gammes de concentrations observées sur les sites de mesures du NO₂ dans le domaine d'étude.



Carte 10 : Concentrations moyennes annuelles estimées des échantillonneurs passifs en NO₂, 2018

MESURE DES PARTICULES

Les niveaux en particules PM10 et PM2,5 en moyenne annuelle pour les années 2015 et 2018 sont évalués à partir des concentrations mesurées par la station mobile implantée à proximité du site AIRLOG.

Les concentrations annuelles en particules PM10 et PM2,5 évaluées sont en diminution sur toute le domaine d'études entre 2015 et 2018. La modélisation a permis de confirmer les constats faits ici.

PM	Station AIRLOG	
	PM10	PM2,5
Concentration moyenne annuelle- Année 2015	19 µg/m ³	11 µg/m ³
Dépassements évalués de 50 µg/m³ en concentration journalière	0 dépassement	-
Concentration moyenne annuelle- Année 2018	14 µg/m ³	9 µg/m ³
Dépassements évalués de 50 µg/m³ en concentration journalière	0 dépassement	-
Évolution 2018 / 2015	-26% ↓	-16% ↓

µg/m³ : microgrammes par mètre cube d'air

COMPARAISON AUX STATIONS DE MESURES DE L'AGGLOMÉRATION TOULOUSAINE

Les niveaux annuels en particules PM10 et PM2,5 présentés ci-dessous ont été évalués à partir des niveaux mesurés pendant un mois à proximité du site AIRLOG.

Sur le site d'AIRLOG, les concentrations en particules PM10 ont chuté de 26% entre 2015 et 2018 tandis que les niveaux ont diminué de 25% sur la station urbaine de

l'agglomération toulousaine la plus proche. La diminution de concentration en PM10 observée sur le site AIRLOG est donc similaire à celle observée en fond urbain. La mise en service de l'extension d'AIRLOG I a donc eu un impact très limité sur les concentrations en PM10 dans l'air ambiant.

PM10	Station AIRLOG	Agglo. toulousaine Environnement Urbain [Mazades]	Agglo. toulousaine Aéroport Pistes	Agglo. toulousaine Environnement trafic [Route d'Albi]
	Concentration annuelle 2015	19 µg/m ³	20 µg/m ³	19 µg/m ³
Concentration annuelle 2018	14 µg/m ³	15 µg/m ³	14 µg/m ³	21 µg/m ³
Évolution 2018 / 2017	-26% ↓	-25% ↓	-26% ↓	-13% ↓

µg/m³ : microgrammes par mètre cube d'air

Sur le site d'AIRLOG, les concentrations en particules PM_{2,5} ont chuté de 18% entre 2015 et 2018 tandis que les niveaux ont diminué de 25% sur la station urbaine de l'agglomération toulousaine. La diminution de concentration en NO₂ observée sur le site AIRLOG est donc similaire à celle observée en fond urbain. **La mise en service de l'extension d'AIRLOG I a donc eu un impact très limité sur les concentrations en particules PM_{2,5} dans l'air ambiant.**

PM _{2.5}	Station AIRLOG	Agglo. toulousaine Environnement Urbain [Berthelot]
	Concentration annuelle 2015	11 µg/m ³
Concentration annuelle 2018	9 µg/m ³	9 µg/m ³
Évolution 2018 / 2015	-18% ↓	-25% ↓

µg/m³ : microgrammes par mètre cube d'air

ANNEXE III : NOTES MÉTHODOLOGIQUES

MÉTHODOLOGIE DE L'ADAPTATION STATISTIQUE DES MESURES

ADAPTATION STATISTIQUE DES ÉCHANTILLONNEURS PASSIFS

Les mesures des échantillonneurs passifs sont statistiquement corrigées par une équation de type linéaire. Cette équation correspond à la droite de

tendance des « moyennes pendant la période de campagne » sur les « moyennes annuelles » du réseau des stations fixes de l'ORAMIP.

ADAPTATION STATISTIQUE DES STATIONS MOBILES

HYPOTHÈSES

Nous avons cherché à mettre en avant une relation de dépendance entre les variables Y et X_1, X_2, X_3 . Y appelée variable endogène, est la variable que l'on cherche à expliquer (à prédire). Le modèle de régression linéaire simple s'écrit :

$$y_i = a \times x_i + b + \varepsilon_i$$

a et b sont les paramètres (les coefficients) du modèle. Dans le cas spécifique de la régression simple, a est la pente, b est la constante.

Avec le modèle de régression, on cherche à déterminer une droite qui représenterait au mieux la relation existant entre X et Y . La droite retenue est celle pour laquelle la somme des carrés des distances verticales de chaque point à la droite est minimale.

La régression linéaire simple permet de résumer la relation entre deux variables, et donc de prédire une variable Y en fonction d'une variable X . Mais la prédiction d'une variable donnée peut être plus fine si l'on prend en compte plus de variables prédictives X_j , ($j = 1, \dots, p$). La régression multiple permet de calculer une équation additive de forme :

L'équation de régression s'écrit :

$$y_i = a_0 + a_1x_{i,1} + \dots + a_px_{i,p} + \varepsilon_i$$

Nous devons estimer les valeurs des $(p + 1)$ paramètres (a_0, a_1, \dots, a_p) à partir d'un échantillon de n observations. Nous remarquons dans le modèle :

- $i = 1, \dots, n$ correspond au numéro des observations ;
- y_i est la i -ème observation de la variable Y ;
- $x_{i,j}$ est la i -ème observation de la j -ème variable ;
- ε_i est l'erreur du modèle, il résume les informations manquantes qui permettrait d'expliquer linéairement les valeurs de Y à l'aide des p variables X_j (ex. valeurs prédictives manquantes, etc.).

VARIABLES EXPLICATIVES

Afin d'obtenir les modèles les plus pertinents, nous avons pris en compte un maximum de variables pouvant jouer un rôle explicatif :

- Les niveaux mesurés par le réseau des stations fixes toulousaines
- les conditions météorologiques relevées dans l'air ambiant toulousain (direction du vent, vitesse du vent, température, pression).

Une attention particulière a été portée au risque de colinéarité entre les variables explicatives. On parle de colinéarité entre deux ou plusieurs variables lorsqu'il existe une liaison linéaire entre elles. La colinéarité peut entraîner une instabilité dans l'estimation des coefficients et des variances, et par conséquent peut fausser complètement les résultats des tests. Il faut donc éviter d'introduire simultanément dans le modèle initial des variables explicatives qui sont liées ou susceptibles d'être liées linéairement entre elles.

Un programme a été créé grâce au logiciel R, afin de tester les différentes combinaisons de variables explicatives et de déterminer le modèle de régression le plus pertinent.

DÉTECTION DES POINTS ABERRANTS ET DES POINTS INFLUENTS

La recherche de la meilleure régression nécessite dans un premier temps d'étudier la distribution des concentrations quart-horaires mesurées afin de repérer les observations qui jouent un rôle anormal dans la modélisation.

Par définition, un point atypique (ou point aberrant), est une observation qui s'écarte résolument des autres. Cela peut être dû à une erreur de recueil des données, cela peut aussi correspondre à un individu qui n'appartient pas à la population étudié.

Les points influents sont des observations qui pèsent exagérément sur les résultats de la régression.

On peut les distinguer de plusieurs manières : ils sont "isolés" des autres points, on constate alors que la distribution des résidus est asymétrique ; ils correspondent à des valeurs extrêmes des variables, en cela ils se rapprochent des points atypiques.

Bien souvent la distinction entre les points atypiques et les points influents est difficile. Un point peut être influent sans être atypique, il peut être atypique sans être influent.

La meilleure manière de le circonscrire est de recalculer les coefficients de la régression en écartant le point : si les résultats diffèrent significativement, en termes de prédiction ou terme de différence entre les coefficients estimés, le point est influent.

Les points atypiques peuvent être détectés par la construction d'une boîte à moustaches.

TESTS DE SIGNIFICATIVITÉ

La pertinence du modèle a été analysée à l'aide de plusieurs tests de significativité :

LE COEFFICIENT DE DÉTERMINATION :

La part de la variance expliquée par le modèle est traduite par le coefficient de détermination R^2 .

Le coefficient de détermination R^2 est compris entre 0 et 1. Lorsqu'il est proche de 0, cela signifie que les variables explicatives choisies n'expliquent en rien les valeurs prises par Y tandis que plus il tend vers 1, meilleur est le modèle. Il permet ainsi de tester la significativité globale du modèle. Le R^2 est donc un

indicateur de qualité mais il présente un défaut : plus le nombre de variables explicatives augmentent (même non pertinentes) plus grande sera la valeur du R^2 , mécaniquement. Le R^2 n'est donc pas un bon outil pour évaluer le rôle de variables supplémentaires lors de la comparaison de modèles imbriqués. En augmentant le nombre de variables explicatives, la valeur du R^2 augmente de manière mécanique tandis que dans le même temps, le degré de liberté diminue. L'intégration du nombre de degrés de liberté permettant de contrecarrer l'évolution du R^2 donne le R^2 ajusté. Le R^2 ajusté permet de comparer les modèles imbriqués.

LE TEST DE SIGNIFICATIVITÉ GLOBALE DE LA RÉGRESSION

Le test de significativité globale consiste à vérifier si le modèle, pris dans sa globalité, est pertinent.

L'hypothèse nulle correspond à la situation où aucune des variables explicatives n'emmène de l'information utile dans l'explication de Y c'est-à-dire que le modèle ne sert à rien. Sous l'hypothèse nulle, F suit une loi de Fisher. On considère que le modèle est globalement significatif lorsque F est supérieur au quantile d'ordre 1- risque choisi.

LE TEST DE SIGNIFICATIVITÉ D'UN COEFFICIENT

Après avoir établi la significativité globale de la régression, nous devons évaluer la pertinence des variables prises individuellement. Si l'hypothèse nulle est avérée, Le retrait de la variable X_j de la régression est possible. Par rapport aux autres variables, la contribution de X_j dans l'explication de Y n'est pas significative.

MÉTHODOLOGIE DE L'INVENTAIRE, DE LA MODÉLISATION ET DE LA CARTOGRAPHIE

L'INVENTAIRE DES ÉMISSIONS

Dans le cadre de l'arrêté du 24 août 2011 relatif au Système National d'Inventaires d'Émissions et de Bilans dans l'Atmosphère (SNIEBA), le Pôle de Coordination nationale des Inventaires Territoriaux (PCIT) associant :

- le Ministère en charge de l'Environnement,
- l'INERIS,
- le CITEPA,
- les Associations Agréées de Surveillance de Qualité de l'Air ;

a mis en place un guide méthodologique pour l'élaboration des inventaires territoriaux des émissions de gaz à effet de serre et de polluants de l'air.

Ce guide constitue la référence nationale à laquelle chaque acteur local doit pouvoir se rapporter pour l'élaboration des inventaires territoriaux.

Sur cette base et selon les missions qui lui sont ainsi attribuées, Atmo Occitanie réalise et maintient à jour un Inventaire Régional Spatialisé des émissions de polluants atmosphériques et GES sur l'ensemble de la région Occitanie. L'inventaire des émissions référence une trentaine de substances avec les principaux polluants réglementés (NO_x, particules en suspension, NH₃, SO₂, CO, benzène, métaux lourds, HAP, COV, etc.) et les gaz à effet de serre (CO₂, N₂O, CH₄, etc.).

Cet inventaire est notamment utilisé par les partenaires d'Atmo Occitanie comme outil d'analyse et de connaissance détaillée de la qualité de l'air sur leur territoire ou relative à leurs activités particulières.

Les quantités annuelles d'émissions de polluants atmosphériques et GES sont ainsi calculées pour l'ensemble de la région Occitanie, à différentes échelles spatiales (EPCI, communes, ...), et pour les principaux secteurs et sous-secteurs d'activité.

Pour information, les émissions sont issues d'un croisement entre des données primaires (statistiques socioéconomiques, agricoles, industrielles, données de trafic...) et des facteurs d'émissions issus de bibliographies nationales et européennes.

$$E_{s,a,t} = A_{a,t} * F_{s,a}$$

Avec :

E : émission relative à la substance « s » et à l'activité « a » pendant le temps « t »

A : quantité d'activité relative à l'activité « a » pendant le temps « t »

F : facteur d'émission relatif à la substance « s » et à l'activité « a »

Ci-dessous un schéma de synthèse de l'organisation du calcul des émissions de polluants atmosphériques et GES :

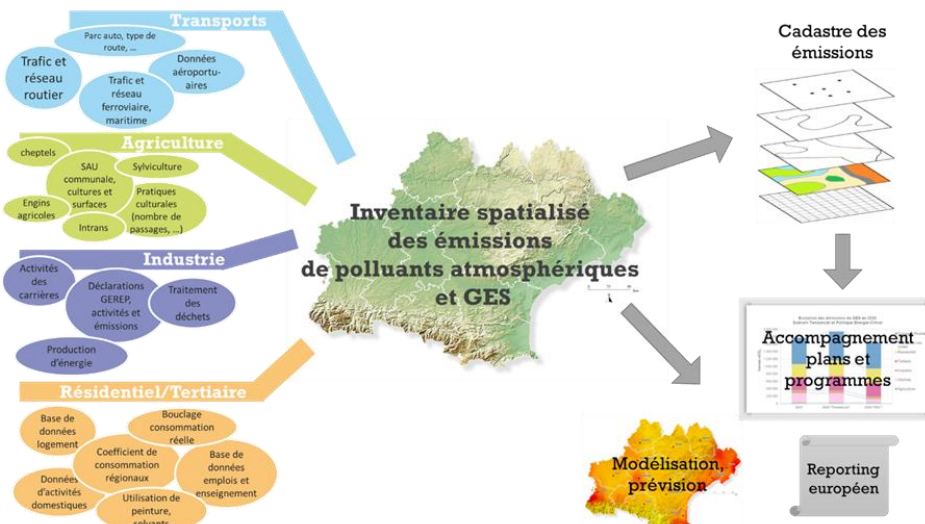


Figure 1 : L'inventaire des émissions réalisées par Atmo-Occitanie

MODÉLISATION DE LA DISPERSION DES POLLUANTS

PRINCIPE DE LA MÉTHODE

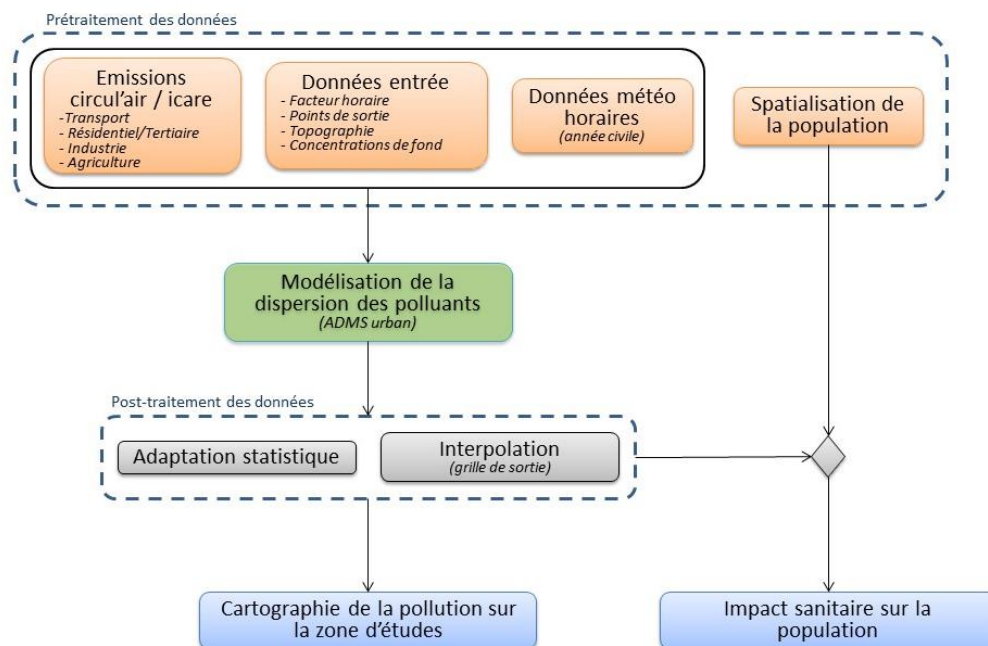


Schéma 1 : Méthodologie utilisée pour la modélisation de la dispersion à fine échelle sur la zone d'études

Le modèle ADMS-Urban permet de simuler la dispersion des polluants atmosphériques issus d'une ou plusieurs sources ponctuelles, linéiques, surfaciques ou volumiques selon des formulations gaussiennes.

Ce logiciel permet de décrire de façon simplifiée les phénomènes complexes de dispersion des polluants atmosphériques. Il est basé sur l'utilisation d'un modèle Gaussien et prend en compte la topographie du terrain de manière assez simplifiée, ainsi que la spécificité des mesures météorologiques (notamment pour décrire l'évolution de la couche limite).

Le principe du logiciel est de simuler heure par heure la dispersion des polluants dans un domaine d'étude sur une année entière, en utilisant des chroniques météorologiques réelles représentatives du site. A partir de cette simulation, les concentrations des polluants au sol sont calculées et des statistiques conformes aux réglementations en vigueur (notamment annuelles) sont élaborées. L'utilisation de données météorologiques

horaires sur une année permet en outre au modèle de pouvoir calculer les percentiles relatifs à la réglementation.

Le logiciel ADMS-Urban est un modèle gaussien statistique cartésien. Le programme effectue les calculs de dispersion individuellement pour chacune des sources (ponctuelles, linéiques et surfaciques) et somme pour chaque espèce les contributions de toutes les sources de même type.

Pour le dioxyde d'azote, les émissions introduites dans ADMS-Urban concernent les NOx. Or seule une partie de NOx est oxydée en NO₂ en sortie des pots d'échappement.

L'estimation des concentrations en dioxyde d'azote (NO₂) à partir de celles d'oxydes d'azote (NOx) est réalisée par le biais de 2 types de module intégrés dans le logiciel ADMS-Urban.

LES DONNÉES D'ENTRÉE DU MODÈLE HORS DÉPLACEMENTS ROUTIERS

L'objet de cette section est de présenter la méthodologie utilisée pour agréger les données nécessaires à la modélisation fine échelle sur la zone d'études.

LES DONNÉES INTÉGRÉES

FACTEURS HORAIRES

Les données de sortie d'émissions de Circul'air sont des données annuelles et/ou horaires sur une année civile complète. Cependant, vu les limitations d'ADMS en terme de prise en compte des facteurs horaires et vu le fait que l'année est modélisée par périodes de 2 semaines en moyenne :

- Un facteur horaire moyen par type de voiries et par jour de la semaine est attribué à chaque axe routier pris en compte dans la modélisation. Ce facteur horaire est calculé avec les émissions horaires du trafic linéique issue de Circul'air.
- un facteur horaire constant est utilisé pour le secteur industriel
- un facteur horaire moyen sur la zone pour l'ensemble des émissions surfaciques (trafic surfacique, résidentiel/tertiaire, agriculture) est calculé. Ce calcul provient d'une moyenne pondérée entre les émissions horaires du trafic routier et celles du secteur résidentiel tertiaire sur l'ensemble du domaine d'études

SECTORISATION DU DOMAINE D'ÉTUDES

Le modèle ADMS est limité quant à la taille des données d'émission qu'il peut utiliser. Aussi quand le domaine d'études est trop vaste, il est nécessaire de le découper en secteurs relativement homogènes.

TOPOGRAPHIE

La topographie n'a pas été intégrée dans cette modélisation.

POLLUTION DE FOND

Les choix de caractérisation de la pollution de fond et des sources d'émissions complémentaires au trafic routier à intégrer au modèle sont des étapes déterminantes dans une étude de modélisation en milieu urbain. Pour réaliser ces choix, il est tout d'abord essentiel de comprendre les différentes contributions régionales et locales dans la structure de la pollution urbaine. Celles-ci peuvent ainsi être décrites par le schéma suivant :

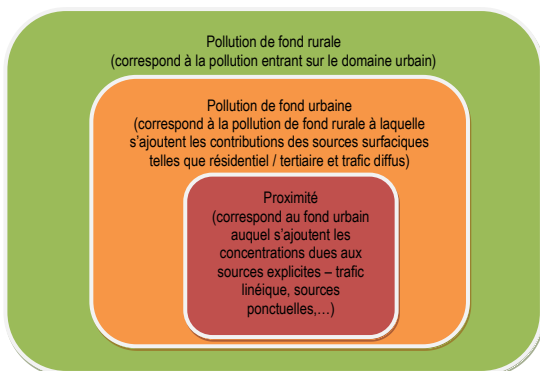


Schéma 2 : Les principales échelles de pollution en milieu urbain

Lorsque l'on s'intéresse à la pollution de fond urbaine au sens d'un modèle, celle-ci diffère sensiblement du fond urbain mesuré par les capteurs. En effet, au sens du modèle, la pollution de fond correspond à la pollution entrant sur le domaine modélisé. Les capteurs pour leur part, lorsqu'ils sont installés sur ce domaine, ne permettent pas de soustraire l'ensemble des sources locales. Ainsi la pollution de fond issue de la station rurale Peyrusse-Vieille dans le Gers est utilisée. Les biais potentiels quant à cette pollution de fond sont ensuite corrigés grâce à l'adaptation statistique.

DONNÉES MÉTÉOROLOGIQUES

La modélisation est réalisée pour obtenir des concentrations horaires. Les calculs de dispersion ont donc été menés à partir des mesures horaires de plusieurs paramètres météorologiques (vitesse et direction du vent, couverture nuageuse, température, etc.) fournies par la station météorologique de Toulouse-Blagnac, station la plus proche de la zone d'études et pour l'année 2017.

SPATIALISATION DE LA POPULATION

La méthodologie retenue pour spatialiser la population utilise un croisement entre la base de données topographique de l'IGN (BD TOPO) et les Ilots Regroupés pour des Indicateurs Statistiques de l'INSEE (IRIS) :

- La BD TOPO est une base de données vecteur de référence développée par l'IGN et fournissant une information sur les éléments du paysage à l'échelle métrique. Pour cette méthodologie seuls les champs "Bâti", "Administratif" et "Zone d'activité" sont retenus pour évaluer les zones d'habitat.
- Les IRIS d'habitat sont des découpages du territoire français en maille contenant entre 1800 et 5000 habitants. Les communes d'au moins 10 000 habitants et une forte proportion des communes de 5 000 à 10 000 habitants sont découpées en IRIS.

Le principe de cette méthode est d'affecter un nombre d'habitants pour chaque bâtiment d'habitation se trouvant dans la zone d'études.

POSTTRAITEMENT DE LA MODÉLISATION

ADAPTATION STATISTIQUE DE DONNÉES

Les sorties brutes de modèles de dispersion tels qu'ADMS correspondent rarement à la réalité des concentrations mesurées. En effet, différents effets sont difficilement pris en compte par la modélisation :

- Les surémissions de certains polluants dues à des bouchons suite à un accident
- La pollution de fond sur laquelle vient s'ajouter la dispersion des sources prises en compte (trafic routier, industrie, chauffage, etc.). En effet l'évolution de la pollution de fond entre deux heures consécutives est difficilement prise en compte par les modèles de dispersion.
- L'apport de pollution provenant de l'extérieur de la zone de modélisation

Ces différents points sont les sources principales de différence entre les sorties brutes de la modélisation et les mesures. L'hypothèse retenue dans cette méthodologie est que cette différence est homogène sur la zone d'étude et peut être représentée par un biais moyen horaire. Le but de l'adaptation statistique est donc d'estimer ce biais moyen sur la zone pour chaque heure de l'année et pour chaque polluant.

Sur l'agglomération toulousaine, les stations de fond d'Atmo Occitanie sont utilisées pour estimer ce biais horaire.

INTERPOLATION DES DONNÉES

Les données de sortie de modélisation ne sont pas spatialement homogènes dans le domaine d'études. Aussi avant de créer une cartographie des concentrations, une interpolation par pondération inverse à la distance est effectuée sur une grille régulière.

CARTOGRAPHIE ET IMPACT SUR LES POPULATIONS

CARTOGRAPHIE

Les cartes de dispersion de la pollution sont obtenues en géo référençant l'interpolation des données décrites précédemment avec un Système d'Information Géographique (SIG).

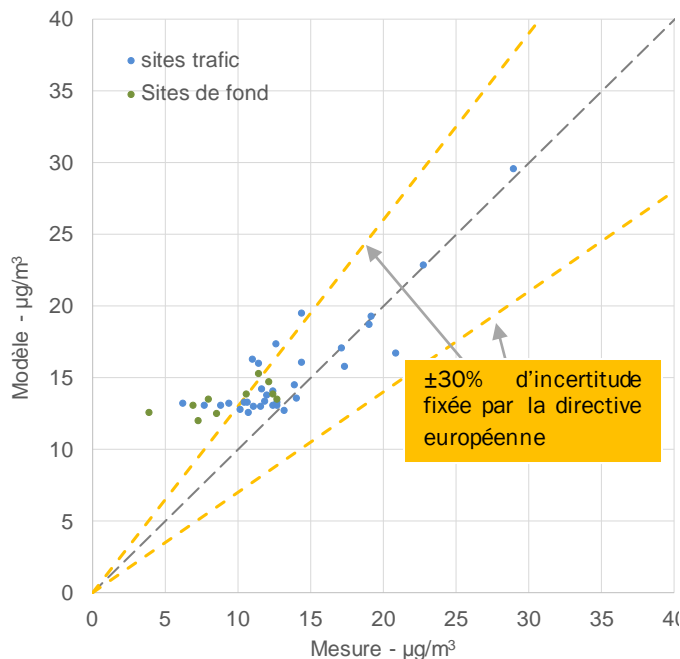
Les cartes issues du SIG permettent de suivre l'évolution de la pollution sur une zone donnée en comparant les cartes sur plusieurs années.

IMPACT SUR LES POPULATIONS

Les concentrations interpolées de polluants dépassant les valeurs réglementaires sont croisées avec les données de population sur chaque point de grille ce qui permet le calcul du nombre d'habitants exposé à des concentrations élevées.

MÉTHODOLOGIE DE LA VALIDATION DU MODÈLE

UN MODÈLE PERFORMANT



Graphique 4 : Comparaison mesure - modèle

Les critères statistiques utilisés pour valider le modèle ont été choisis en tenant compte des recommandations du faites par J.C. Chang et S. R. Hanna dans leurs mesures de la performance de modèles de qualité de l'air¹.

Dans le tableau ci-après, nous indiquons les performances statistiques du modèle relativement aux concentrations moyennes annuelles en NO₂ modélisées et observées sur le domaine d'études.

Indicateurs statistiques	Modèle 28 observations	Caractéristiques d'un modèle performant
FB	-0.15	-0.3 < FB < 0.3
MG	0.82	-0.7 < MG < 1.3
NMSE	0.07	NMSE ≤ 2
VG	1.12	VG < 1.6
FAC2	0.95	FAC2 > 0.5
r	0.80	Le plus proche de 1

Les valeurs proches de 0 du biais fractionnel (FB) indiquent qu'en moyenne, le modèle tend à bien estimer les valeurs observées. Le tracé mesure / modèle indique une légère surestimation des concentrations modélisées dans les plus faibles concentrations.

NMSE permet de juger de l'erreur relative commise par le modèle. Plus NMSE est faible, plus les concentrations simulées par le modèle sont proches des observations. Le NMSE obtenu pour le modèle est correct.

L'indicateur logarithmique VG est autant sensible aux valeurs fortes qu'aux valeurs faibles. Proche de 1, l'écart entre mesure et observation est assez faible.

FAC2 renseigne sur la proportion des valeurs simulées à moins d'un facteur 2 des observations. 100% des valeurs simulées sont ainsi à moins d'un facteur 2 des observations.

La corrélation mesure la capacité du modèle à reproduire les variations temporelles des observations. Dans le cas du modèle ADMS, **80%** des concentrations modélisées sont corrélées avec les mesures.

La directive européenne 2008/50/CE du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe fixe des objectifs de qualité pour les concentrations modélisées.

Pour le NO₂, l'erreur sur la moyenne annuelle doit être inférieure à ±30% sur les sites de fond (sites en vert sur le graphe). Cette incertitude est représentée par les lignes oranges sur le graphe.

L'erreur sur la moyenne annuelle est calculée selon la formule suivante :

$$\text{Erreur} = \frac{(\text{modèle} - \text{mesure})}{\text{mesure}}$$

Pour les sites de fond, les erreurs sur la moyenne annuelle obtenues en NO₂ sont inférieures à 30% excepté pour les sites mesurant les concentrations les plus faibles. Pour ces sites, les concentrations modélisées sont surestimées en comparaison des concentrations mesurées.

Les critères de performance trouvés dans la littérature sont atteints pour le modèle utilisé lequel peut être considéré comme relativement performant.

Les concentrations sont donc correctement modélisées.

¹ J.C Chang and S. R Hanna : Air quality model performance evaluation, Meteorology and Atmospheric Physics 87, 167-196 (2004)

PRINCIPE DE LA MÉTHODE

Afin de vérifier la validité des résultats obtenus par la modélisation, nous avons utilisé des paramètres statistiques permettant de comparer les résultats de la modélisation aux résultats fournis par les échantillonneurs passifs.

Il existe dans la littérature de nombreux indicateurs ou outils de performance statistiques afin d'évaluer quantitativement la qualité d'un modèle de dispersion atmosphérique.

Le guide "evaluating the performance of Air Quality Models - 3 juin 2010" du department for environment, food & Rural Affairs of United Kingdom recommande une certaine simplification et rationalisation en adoptant un nombre limité d'indicateurs statistiques.

Les indicateurs statistiques ont été choisis en suivant les recommandations faites par Chang et Hanna dans leurs mesures de la performance de modèles de qualité de l'air.

Les équations suivantes incluant le biais fractionnaire (FB), l'erreur quadratique moyenne normalisée (NMSE), la variance géométrique (VG), le coefficient de corrélation et la fraction de prédiction comprise dans un facteur 2 (FAC2) ont ainsi été utilisées :

Les performances des deux modèles sont évalués par les indicateurs statistiques suivants (formule indiquée ci-après) :

- le biais fractionnel (fractional bias) FB,
- le biais moyen géométrique (MG),
- L'erreur quadratique normalisée ("normalized mean square error") NMSE,
- la variance géométrique (VG),
- Le coefficient de corrélation Corr,
- la fraction de prédiction comprise dans un facteur 2 FAC2.

Un modèle parfait aurait MG, VG, R et FAC2 =1; et FB et NMSE = 0.

Notons que, d'après les conventions utilisées, les valeurs de FB sont négatives en cas de sur-estimation, et positives en cas de sous-estimation des valeurs.

Des critères de performances acceptables ont été développés dans Chang et Hanna [2004] et Hanna et al [2004] à partir de l'évaluation de nombreux modèles sur un grand nombre d'expériences.

Un modèle est considéré comme acceptable si :

- $-0.3 < FB < 0.3$;
- $0.7 < MG < 1.3$
- $NMSE < 0.5$,
- $VG < 0.6$
- $0.5 < FAC2$

PRÉSENTATION DES INDICATEURS STATISTIQUES UTILISÉS

On utilise les notations suivantes :

- Co: observation au temps i
- Cp: valeur modélisée au temps i
- N : nombre de couple de valeurs
- Les termes surmontés d'un trait désignent la moyenne temporelle de la grandeur indiquée.

Les différents paramètres présentés ici permettent de quantifier trois types d'erreur :

- l'erreur systématique, qui détermine si le modèle a tendance à sous-estimer ou surestimer globalement la réalité
- l'erreur locale, qui caractérise la "précision" des données du modèle (c'est à dire leur étalement autour de leur moyenne),
- l'erreur totale, qui caractérise la "justesse" globale des données du modèle par rapport à la réalité.

Il est intéressant lorsque l'on compare deux jeux de données de pouvoir estimer ces différents types d'erreur. Dans la suite, le type d'erreur que permet de quantifier chaque paramètre est indiqué.

FB : BIAIS FRACTIONNEL

$$FB = \frac{(\overline{C_o} - \overline{C_p})}{0.5 (\overline{C_o} + \overline{C_p})}$$

Signification : Le biais fractionnel est une normalisation de la valeur du biais. Ceci présente l'avantage de permettre la comparaison des valeurs de ce paramètre obtenues sur des échantillons différents. Ceci permet aussi de pouvoir interpréter la valeur du biais sans avoir à se référer aux données considérées : une même valeur de FB correspond à peu près au même type d'erreur quel que soit le cas étudié ou l'unité utilisée pour exprimer les grandeurs considérées.

Valeur recherchée : 0

Interprétation des valeurs : FB peut être positif ou négatif. Il est sans dimension. Si les valeurs observées et mesurées sont positives ou nulles (comme dans le cas de concentrations), FB est compris entre -2 et 2. Une valeur nulle indique que les données d'observations et les données modélisées ont la même moyenne. Le modèle est donc en mesure de bien restituer la valeur moyenne du paramètre considéré. Toutefois les écarts peuvent être ponctuellement ou systématiquement très importants : il suffit que les écarts positifs compensent les écarts négatifs.

Une valeur négative implique, qu'en moyenne, le modèle sous estime la mesure : la moyenne des données issues du modèle est plus faible que celle des données mesurées. Toutefois ponctuellement, le modèle peut donner une valeur supérieure à la mesure.

Une valeur positive implique qu'en moyenne, le modèle surestime globalement la mesure : la moyenne des données issues du modèle est plus forte que celle des données mesurées. Toutefois ponctuellement, le modèle peut donner une valeur inférieure à la mesure.

Type d'erreur : systématique

NMSE : NORMALISED MEAN SQUARE ERROR

$$NMSE = \frac{(C_o - C_p)^2}{C_o C_p}$$

Signification : ce terme qualifie l'erreur totale existant entre observation et mesure. Il est normalisé ce qui présente l'avantage de permettre la comparaison des valeurs de ce paramètre obtenu sur des échantillons différents. Ceci permet aussi de pouvoir interpréter la valeur du NMSE sans avoir à se référer aux données considérées : une même valeur de NMSE correspond à peu près au même type d'erreur quel que soit le cas étudié ou l'unité utilisée pour exprimer les grandeurs considérées.

Valeur recherchée : 0

Interprétation des valeurs : La NMSE est une grandeur positive ou nulle. Elle est sans dimension. Si elle est nulle, les valeurs du modèle sont toutes égales aux valeurs observées. Plus la NMSE est grande, plus l'écart entre mesure et observation est grand. La NMSE ne donne toutefois pas d'indication sur la distribution de cette erreur. Une grande valeur de NMSE peut correspondre soit à un biais fort, soit à un écart type des erreurs fort, soit aux deux à la fois.

Type d'erreur : totale

MG : GEOMETRIC MEAN BIAS

$$MG = \exp \left(\overline{\ln C_o} - \overline{\ln C_p} \right)$$

Signification : MG est l'exponentielle du biais calculé à partir des logarithmes népériens des valeurs d'observations et des valeurs modélisées. Il donne le même type d'information que la valeur du biais. Toutefois les propriétés du logarithme font que ce paramètre est influencé par l'écart relatif entre les valeurs et non pas par l'écart brut.

Concrètement, pour une même erreur relative, le biais est plus sensible à un écart sur des valeurs fortes que sur des valeurs faibles car la même erreur relative conduira alors à un écart plus grand. MG sera aussi sensible à l'un qu'à l'autre.

Valeur recherchée : 1

Interprétation des valeurs : MG est une grandeur strictement positive. C'est un nombre sans dimension. Une valeur égale à 1 indique que les données

d'observations et les données modélisées ont la même moyenne. Le modèle est donc en mesure de bien restituer la valeur moyenne du paramètre considéré. Toutefois les écarts peuvent être ponctuellement ou systématiquement très importants : il suffit que les écarts positifs compensent les écarts négatifs.

Une valeur supérieure à 1 implique qu'en moyenne, le modèle sous estime la mesure : la moyenne des données issues du modèle est plus faible que celle des données mesurées. Toutefois ponctuellement, le modèle peut donner une valeur supérieure à la mesure.

Une valeur inférieure à 1 implique, qu'en moyenne, le modèle surestime globalement la mesure : la moyenne des données issues du modèle est plus forte que celle des données mesurées. Toutefois ponctuellement, le modèle peut donner une valeur inférieure à la mesure.

Type d'erreur : systématique

VG : GEOMETRIC MEAN VARIANCE

$$VG = \exp \left[\overline{(\ln C_o - \ln C_p)^2} \right]$$

Signification : VG est l'exponentielle du carré du RMSE calculé à partir des logarithmes népériens des valeurs d'observations et des valeurs modélisées. Il donne le même type d'information que la valeur du RMSE.

Toutefois les propriétés du logarithme font que ce paramètre est influencé par l'écart relatif entre les valeurs et non pas par l'écart brut. Concrètement, pour une même erreur relative, le RMSE est beaucoup plus sensible à un écart sur des valeurs fortes que sur des valeurs faibles car la même erreur relative conduira alors à un écart plus grand. VG sera aussi sensible à l'un qu'à l'autre.

Valeur recherchée : 1

Interprétation des valeurs : VG est une grandeur supérieure ou égale à 1. C'est un nombre sans dimension. Si elle est égale à 1, les valeurs du modèle sont toutes égales aux valeurs observées. Plus VG est grand, plus l'écart entre mesure et observation est grand. La VG ne donne toutefois pas d'indication sur la distribution de cette erreur. Une grande valeur de VG peut correspondre soit à un biais fort, soit à un écart type des erreurs fort, soit aux deux à la fois.

Type d'erreur : locale

FAC2 : FACTOR OF TWO

$$FAC2 = \text{fraction of data that satisfy } 0.5 \leq \frac{C_p}{C_o} \leq 2.0$$

Signification : Le FAC2 représente la fraction des données simulées qui sont en accord avec les données mesurées à un facteur 2 près.

Valeur recherchée : 1

Interprétation des valeurs : FAC2 est une grandeur comprise entre 0 et 1. Il est sans dimension. Une valeur nulle indique qu'aucune des données modélisées ne se trouve dans l'intervalle cité plus haut. Une valeur égale à 1 implique que les inégalités citées plus haut sont vérifiées pour chacune des valeurs simulées. Elle ne garantit pas une adéquation parfaite entre mesure et observation.

Type d'erreur : totale

R : COEFFICIENT DE CORRÉLATION LINÉAIRE

$$R = \frac{(\overline{C_o} - \overline{C_p})(\overline{C_p} - \overline{C_o})}{\sigma_{C_p} \sigma_{C_o}}$$

Signification : Ce paramètre permet de qualifier l'intensité de la liaison linéaire existante entre observation et valeur modélisée. Autrement dit, il évalue s'il existe une fonction affine du type $x_i = a \cdot x_i + b$ (avec a et b, 2 constantes) permettant une bonne restitution des valeurs des observations. D'un point de vue graphique, il permet de savoir s'il est possible de tracer une droite constituant une bonne approximation du nuage de points représentant les couples "observations/valeurs modélisées".

Valeur recherchée : 1 ou -1 (une valeur proche de -1 dénote toutefois un comportement étrange du modèle mais démontre sa bonne capacité de prévision moyennant une correction simple. Ce genre de cas met souvent en évidence une erreur grossière et facilement

corrigeable au sein du modèle, ou dans le traitement des données).

Interprétation des valeurs : R est toujours compris entre -1 et 1. Si la valeur absolue de R est égale à 1, l'ensemble des valeurs observées peut être calculé à partir des valeurs modélisées par l'application d'une fonction affine (facilement calculable). Autrement dit, il est possible de construire une droite passant exactement par l'ensemble des points correspondant aux couples "observations/valeurs modélisées". Le signe de R donne alors le signe de la pente de cette droite ou encore le sens de variation de la fonction linéaire reliant observation et modèle : croissante si R est positif, décroissante si R est négatif.

Une valeur égale à 0, implique une absence de liaison linéaire entre les deux séries de données (modélisées et mesurées) c'est à dire qu'il n'existe pas de fonction affine qui, appliquée aux données modélisées, permette une amélioration de l'estimation des valeurs observées.

Les valeurs intermédiaires traduisent une plus ou moins grande importance de la liaison linéaire existante entre les valeurs observées et les valeurs modélisées. Le signe de R donne alors le comportement relatif global des données modélisées et observées : si R est positif, les valeurs modélisées tendent à croître lorsque les valeurs observées croissent. L'inverse se produit lorsque R est négatif.

Type d'erreur : locale

ANNEXE IV : GÉNÉRALITÉS SUR LES POLLUANTS ÉTUDIÉS

NO₂ LE DIOXYDE D'AZOTE

SOURCES

Le monoxyde d'azote (NO) et le dioxyde d'azote (NO₂) sont émis lors des phénomènes de combustion. Le monoxyde d'azote NO s'oxyde rapidement en dioxyde d'azote dans l'atmosphère. Les sources principales sont les véhicules (près de 60%) et les installations de combustion (centrales thermiques, chauffages...).

Le pot catalytique a permis, depuis 1993, une diminution des émissions des véhicules à essence. Néanmoins, l'effet reste encore peu perceptible compte tenu de l'âge moyen des véhicules et de l'augmentation forte du trafic automobile. Des études montrent qu'une fois sur 2 les européens prennent leur voiture pour faire moins de 3 km, une fois sur 4 pour faire moins de 1 km et une fois sur 8 pour faire moins de 500m ; or le pot catalytique n'a une action sur les émissions qu'à partir de 10 km.

PM₁₀, PM_{2,5} LES PARTICULES

PM = Particulate Matter (matière particulaire)

SOURCES

Les particules peuvent être d'origine naturelle (embruns océaniques, éruption volcaniques, feux de forêt, érosion éolienne des sols, pollens ...) ou anthropique (liées à l'activité humaine). Dans ce cas, elles sont issues majoritairement de la combustion incomplète des combustibles fossiles (circulation automobile, centrale thermique, sidérurgie, cimenteries, incinération de déchets, manutention de produits pondéraux, minerais et matériaux...).

Une partie d'entre elles, les particules secondaires, se forme dans l'air par réaction chimique à partir de polluants précurseurs comme les oxydes de soufre, les oxydes d'azote, l'ammoniac et les COV. On distingue les particules de diamètre inférieur à 10 microns (PM₁₀), à 2,5 microns (PM_{2.5}) et à 1 micron (PM₁).

EFFETS SUR LA SANTÉ

Plus une particule est fine, plus sa toxicité potentielle est élevée.

Les plus grosses particules sont retenues par les voies aériennes supérieures. Les plus fines pénètrent profondément dans l'appareil respiratoire où elles

EFFETS SUR LA SANTÉ

Le dioxyde d'azote est un gaz irritant qui pénètre dans les plus fines ramifications des voies respiratoires. Dès que sa concentration atteint 200 µg/m³, il peut entraîner une altération de la fonction respiratoire, une hyper réactivité bronchique chez l'asthmatique et un accroissement de la sensibilité des bronches aux infections chez l'enfant.

EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT

Les oxydes d'azote participent aux phénomènes des pluies acides, à la formation de l'ozone troposphérique, dont ils sont l'un des précurseurs, à l'atteinte de la couche d'ozone stratosphérique et à l'effet de serre.

peuvent provoquer une inflammation et altérer la fonction respiratoire dans son ensemble. Les particules ultra fines sont suspectées de provoquer également des effets cardio-vasculaires. Certaines particules ont des propriétés mutagènes et cancérigènes : c'est notamment le cas de certaines particules émises par les moteurs diesel qui véhiculent certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Une corrélation a été établie entre les niveaux élevés de PM₁₀ et l'augmentation des admissions dans les hôpitaux et des décès, liés à des pathologies respiratoires et cardiovasculaires.

Ces particules sont quantifiées en masse mais leur nombre peut varier fortement en fonction de leur taille.

EFFETS SUR L'ENVIRONNEMENT

Les effets de salissures des bâtiments et des monuments sont les atteintes à l'environnement les plus évidentes.



L'information sur la **qualité de l'air** en **Occitanie**

www.atmo-occitanie.org