



Informing you on ambient air quality  
in the Belgian Regions

# **Rapport annuel 2019**

## **de la qualité de l'air en Belgique**

Intergewestelijke Cel voor het Leefmilieu  
Cellule Interrégionale de l'Environnement  
Belgian Interregional Environment Agency

Ce rapport a été réalisé grâce à la collaboration de tous les collègues d'IRCEL – CELINE Air :

Frans Fierens

Charlotte Vanpoucke

Elke Trimpeneers

Olav Peeters

Roman Dumoulin

Philippe Maetz

Virginie Hutsemékers

Christophe Degrave

## **Remerciements**

Ce rapport a été établi entre autres sur base des données de qualité de l'air et météorologiques collectées dans les réseaux de mesure des trois Régions. CELINE remercie tous les collaborateurs de la Vlaamse Milieumaatschappij (VMM), de l'Institut Scientifique de Service Public (ISSeP), de l'Agence Wallonne de l'Air et du Climat (AWAC) et de Bruxelles Environnement (BE).

## Table des matières

Glossaire	3
Résumé	5
Introduction	10
1 Réglementation européenne	15
1.1 Historique	15
1.2 Directive européenne (2008)	15
1.3 Révision de la directive européenne 2008/50/CE	18
2 Périodes de pollution atmosphérique accrue (épisodes de smog) en 2019	20
2.1 Smog hivernal et printanier	21
2.2 Smog estival	23
3 Particules fines	24
3.1 PM <sub>10</sub>	25
3.1.1 Stations de mesure PM <sub>10</sub>	25
3.1.2 Concentrations moyennes annuelles de PM <sub>10</sub>	26
3.1.3 Concentrations moyennes journalières de PM <sub>10</sub>	30
3.2 PM <sub>2.5</sub>	35
3.2.1 Stations de mesure PM <sub>2.5</sub>	35
3.2.2 Concentrations moyennes annuelles de PM <sub>2.5</sub>	36
3.2.3 Indicateur d'exposition moyenne (IEM)	42
3.3 Black Carbon (BC)	44
3.3.1 Stations de mesures BC	44
3.3.2 Concentrations annuelles en BC	44
4 Oxydes d'azote	46
4.1 Stations de mesure NO <sub>2</sub>	46
4.2 Concentrations moyennes annuelles de NO <sub>2</sub>	47
4.3 Valeurs horaires de NO <sub>2</sub>	55
5 Ozone	59
5.1 Stations de mesure de l'ozone	60
5.2 Ozone et population	61
5.2.1 NET60	61
5.2.2 AOT60	64
5.3 Ozone et végétation	65
5.3.1 AOT40_végétation	65
5.3.2 AOT40 forêts	68

5.4	Moyenne annuelle d'ozone	70
5.5	Évolution de la tendance pour les classes de concentrations d'O <sub>3</sub>	74
6	Dioxyde de soufre	76
6.1	Stations de mesure de SO <sub>2</sub>	76
6.2	Moyenne horaires de SO <sub>2</sub>	76
6.3	Moyennes journalières de SO <sub>2</sub>	80
6.4	Moyennes annuelles de SO <sub>2</sub>	80
	Conclusions	82
	Références	83
	Annexe B : Relevé annuel des polluants atmosphériques	88
	Annexe C : Interprétation des diagrammes en boîtes	92
	Annexe D : Cartes d'incertitudes	93

## Glossaire

PM <sub>10</sub>	ou « Particulate Matter ». Il s'agit des particules fines dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 10 µm.
PM <sub>2,5</sub>	ou « Particulate Matter ». Il s'agit des particules fines dont le diamètre aérodynamique est inférieur à 2,5 µm.
NO <sub>x</sub>	Oxydes d'azote, c'est-à-dire le mélange des composés gazeux de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote (NO <sub>2</sub> ).
O <sub>3</sub>	Ozone. Gaz très réactif formé dans la troposphère par l'action du rayonnement ultraviolet (UV) sur certains composés présents dans l'air – les polluants « précurseurs ». Ce composé est principalement formé pendant les journées chaudes et ensoleillées d'été.
NET60	ou « Number of exceedances above a Threshold of 60 ppb (=120 µg/m <sup>3</sup> ) ». Nombre de jours pendant lesquels la concentration d'ozone journalière maximale en moyenne (glissante) sur 8 heures est supérieure à 120 µg/m <sup>3</sup> .
AOT60	ou « Accumulated Ozone Exposure above a Threshold of 60 ppb (=120 µg/m <sup>3</sup> ) ». Total annuel des différences entre la concentration d'ozone journalière maximale en moyenne (glissante) sur 8 heures supérieure à 120 µg/m <sup>3</sup> et le seuil de 120 µg/m <sup>3</sup> .
AOT40 végétation	ou « Accumulated Ozone Exposure above a Threshold of 40 ppb (=80 µg/m <sup>3</sup> ) ». Total des différences entre la moyenne horaire d'ozone supérieure à 80 µg/m <sup>3</sup> et le seuil de 80 µg/m <sup>3</sup> , et ce pour toutes les valeurs horaires comprises entre 08h00 et 20h00 CET au cours des mois de mai, juin et juillet (période de croissance). Il s'agit d'un indicateur de protection des plantes et de la végétation (semi-)naturelle.
AOT40 forêts	ou « Accumulated Ozone Exposure above a Threshold of 40 ppb (=80 µg/m <sup>3</sup> ) ». Total des différences entre la moyenne horaire d'ozone supérieure à 80 µg/m <sup>3</sup> et le seuil de 80 µg/m <sup>3</sup> pour toutes les valeurs horaires entre 08h00 et 20h00 CET, au cours des mois d'avril à septembre. Il s'agit d'un indicateur de protection des forêts.
SO <sub>2</sub>	Dioxyde de soufre. Gaz irritant à forte concentration et acidifiant.
RIO	Méthode d'interpolation utilisée dans ce rapport afin de cartographier les données de qualité de l'air des réseaux de mesure.
AOD	ou « Aerosol Optical Depth ». Mesure de la transparence des aérosols dans l'atmosphère.
IEM	Indicateur d'exposition moyenne. Indicateur national égal à la moyenne sur trois ans des concentrations de PM <sub>2,5</sub> mesurées dans certaines stations mesurant la pollution de fond urbaine.
OMT	Objectif à moyen terme.
OLT	Objectif à long terme.
OMS	Organisation mondiale de la santé.

## Inversion de température

Phénomène d'élévation de la température avec l'altitude. En particulier, une couche d'air froid au sol peut être chapeauté par une couche d'air plus chaud, ce qui empêche les polluants de s'élever et entrave donc la dispersion verticale.

**Smog** Pollution atmosphérique (historiquement, contraction de « smoke » et « fog »). De manière très résumée, le smog est usuellement causé par les particules fines en hiver (ou au printemps) et par l'ozone en été.

**BC** ou Black Carbon (analogue à la suie). Ensemble de particules fines, formées de carbone élémentaire, dont la concentration est mesurée par des méthodes optiques, et émises principalement par les processus de combustion (trafic automobile et en particulier diesel, combustion de biomasse...)

**COV** Composés organiques volatils. Mélange de substances gazeuses principalement composées de carbone et d'hydrogène. Il s'agit de précurseurs à la formation d'ozone.

**HAP** Hydrocarbures aromatiques polycycliques. Polluants atmosphériques composés de plusieurs cycles benzène fusionnés, et hautement toxiques.

## Résumé

Le tableau ci-dessous (Tableau 1) regroupe les différents indicateurs de qualité de l'air pour la Belgique en 2019 et les compare, à l'aide d'un code de couleur, aux valeurs minimales, maximales et moyennes de la période 2009 - 2018. Ces chiffres ont été calculés sur base des valeurs fournies par la technique d'interpolation RIO (à la résolution spatiale de 4x4 km<sup>2</sup>). Les chiffres sont donc représentatifs de moyennes sur des cellules de grille de 4x4 km<sup>2</sup>, ce qui signifie que les concentrations plus locales (ou le nombre de dépassements locaux) peuvent donc être sensiblement différentes.

*Tableau 1: Indicateurs de la qualité de l'air en Belgique en 2019*

Indicateur	2019			Norme européenne µg/m <sup>3</sup> ou µg/m <sup>3</sup> .h	Valeur indicative OMS
	min.	moy.	max.		
<b>PM<sub>10</sub></b>					
Moyenne annuelle (µg/m <sup>3</sup> )	8	15	25	40	20
Nombre de jours > 50 µg/m <sup>3</sup>	0	3	17	Max. 35 jours	Max. 3 jours
<b>PM<sub>2,5</sub></b>					
Moyenne annuelle (µg/m <sup>3</sup> )	5	9	15	25	10
<b>O<sub>3</sub></b>					
Nombre de jours > seuil d'information 180 µg/m <sup>3</sup>	9				
Nombre de jours > seuil d'alerte 240 µg/m <sup>3</sup>	1				
Nombre de jours avec max8h > 120 µg/m <sup>3</sup>	7	16	27	OMT : 25 jours, moyenne sur 3 ans, OMT : 0 jour	0 jour avec max 8h > 100 µg/m <sup>3</sup>
Nombre de jours avec max 8h > 120 µg/m <sup>3</sup> (moyenne 2017- 2019)	6	19	29	OMT : 25 jours, moyenne sur 3 ans, OMT : 0 jour	0 jour avec max8h > 100 µg/m <sup>3</sup>
AOT60 (µg/m <sup>3</sup> .h)	608	2575	4568	5800***	
AOT40 végétation (µg/m <sup>3</sup> .h)	2992	11581*	17128	OMT : 18 000, moyenne sur 5 ans, OLT: 6000	

Indicateur	2019			Norme européenne	Valeur indicative OMS
	min.	moy.	max.		

AOT40 végétation ( $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ ) (moyenne 2014-2018)	3179	11864 *	18405	OMT : 18 000, moyenne sur 5 ans, OLT : 6000	
AOT40 forêts ( $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ )	6283	20359 **	27269	Niveau critique : 10 000*** Niveau de référence : 20 000***	
Moyenne annuelle	33	52	62		

NO <sub>2</sub>					
Moyenne annuelle ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	4	11	33	40	40
19 <sup>ème</sup> moyenne horaire la plus élevée ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	18	43	101	200	moyenne horaire la plus élevée : 200

SO <sub>2</sub>					
25 <sup>ème</sup> moyenne horaire la plus élevée ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1	3	21	350	
4 <sup>ème</sup> moyenne journalière la plus élevée ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	1	2	13	125	moyenne journalière la plus élevée : 20

\* Moyenne pondérée par la surface de végétation

\*\* Moyenne pondérée par la surface des forêts

\*\*\*Pas dans la directive 2008/50/CE

Code de couleur :

**Valeur significativement inférieure à la moyenne sur les 10 années précédentes**

**Valeur comparable à la moyenne sur les 10 années précédentes**

**Valeur significativement supérieure à la moyenne sur les 10 années précédentes**

L'année 2019 apparaît comme une année favorable pour la qualité de l'air à l'exception de l'ozone.

Pour les PM<sub>10</sub>, le nombre de dépassements de la limite journalière en 2019 est resté comparable à celui des années précédentes. Les concentrations moyennes annuelles de PM<sub>2,5</sub> et de PM<sub>10</sub> sont également restées stables les 4 dernières années. Pour les PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, le NO<sub>2</sub> et le SO<sub>2</sub>, sur base des calculs de RIO, toutes les valeurs cibles et limites des normes européennes ont été respectées en 2019. Ceci peut se voir clairement dans le Tableau 2, où est indiqué le pourcentage de la population potentiellement

exposée à des valeurs supérieures à la norme européenne d'une part, et aux valeurs indicatives de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) d'autre part. On peut donc constater, sur base de ces calculs, que personne n'a été exposé en Belgique à plus de 35 jours avec des concentrations moyennes journalières de PM<sub>10</sub> dépassant 50 µg/m<sup>3</sup>, ni à des concentrations moyennes annuelles en NO<sub>2</sub> dépassant 40 µg/m<sup>3</sup>. L'exposition de la population est estimée sur base d'une interpolation spatiale des données et de la densité de population à une résolution de 4x4km<sup>2</sup>. Cette résolution caractérise davantage le fond ou le fond urbain de concentrations et explique le chiffre de 0% d'exposition de la population à des concentrations supérieures aux normes européennes, malgré le fait que des dépassements de celles-ci furent encore mesurés en 2019.

En ce qui concerne les PM<sub>10</sub>, la valeur limite annuelle européenne est respectée partout en Belgique. En 2019, les concentrations moyennes annuelles de PM<sub>2,5</sub> sont restées en-dessous de la valeur cible européenne en vigueur depuis 2015. La comparaison avec les valeurs indicatives de l'OMS est moins favorable : presque toute la population belge a été potentiellement exposée à des concentrations de PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub> supérieures aux valeurs indicatives de l'OMS.

La (lente) diminution des concentrations de NO<sub>2</sub> s'est poursuivie en 2019 : les concentrations moyennes annuelles aux points de mesure ont diminué de 5 à 10% par rapport à 2018. La valeur limite européenne annuelle pour NO<sub>2</sub>, fixée à 40 µg/m<sup>3</sup> et équivalente au seuil recommandé par l'OMS, n'a été dépassée en aucun point de mesure respectant les critères d'implantation fixés dans la directive européenne 2008/50.

En 2019, 9 jours d'ozone ont été observés, soit un nombre quasi équivalent à 2018. Un jour d'ozone est un jour avec au moins un point de mesure en Belgique dépassant le seuil européen d'information pour l'ozone de 180 µg/m<sup>3</sup> en moyenne horaire. Le seuil d'alerte de 240 µg/m<sup>3</sup> a été dépassé à une reprise en 2019. Les journées de dépassement ont été observées en juin, juillet, et août. En juin, on a observé des dépassements le 26 et le 29. En juillet, on a eu un épisode d'ozone avec quatre jours consécutifs de dépassement du 23 au 26 et en août trois jours consécutifs du 25 au 27. Au cours des étés (très) chauds de 2003 et 2006, on avait observé respectivement 16 et 22 jours d'ozone. En 2003, le seuil d'alerte de 240 µg/m<sup>3</sup> avait été dépassé durant 7 jours consécutifs.

La valeur cible européenne pour la protection de la population est basée sur le maximum journalier de la concentration d'ozone en moyenne sur huit heures qui ne peut dépasser 120 µg/m<sup>3</sup>. Ce seuil ne peut être dépassé plus de 25 jours/an en moyenne sur trois ans. Suite au nombre élevé de dépassements en 2018 et aussi en 2019, la moyenne sur les trois dernières années 2017, 2018 et 2019 dépasse 25 jours/an dans le nord-est du pays. Ce seuil est dépassé pour la seconde année consécutive.

L'objectif à long terme (OLT) pour la végétation est dépassé sur une grande partie du territoire. La situation n'est pas plus favorable pour les forêts : la totalité des forêts subissent une charge d'ozone supérieure au niveau critique. De plus, la valeur de référence pour les forêts a également été dépassée en 2019.

En conclusion, les concentrations de particules fines (PM<sub>10</sub> et PM<sub>2,5</sub>) et d'ozone demeurent problématiques en ce qui concerne l'impact sanitaire. En 2019, les concentrations d'ozone ont eu également un impact négatif important sur la végétation et les forêts.

**Tableau 2 : Pourcentage de la population ou de la surface de végétation potentiellement exposée à des valeurs supérieures à la norme européenne ou aux valeurs indicatives de l'OMS.**

Indicateur	Norme européenne	2019	Valeur indicative OMS	2019
		% population exposée ou % de la surface avec dépassement de la norme pour la végétation (AOT40)		% population exposée

**PM<sub>10</sub>**

Moyenne annuelle ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	40	0 %	20	28 %
Nombre de jours > 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Max. 35 jours	0 %	Max. 3 jours	59 %

**PM<sub>2,5</sub>**

Moyenne annuelle ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	25	0 %	10	62 %
---	----	-----	----	------

**NO<sub>2</sub>**

Moyenne annuelle ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	40	0 %	40	0 %
moyenne horaire > 200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Max. 18 heures	0 %	0 heure	0 %

**SO<sub>2</sub>**

moyenne journalière > 125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Max. 3 jours	0 %	moyenne journalière > 20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	0 %
moyenne horaire > 350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Max. 24 heures	0 %		

**O<sub>3</sub>**

Nombre de jours avec max 8h > 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	OLT : 0 jour	100 %	max 8h journalière > 100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	100 %
Nombre de jours avec max 8h > 120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (moyenne 2017-2019)	OMT : 25 jours, moyenne sur 3 ans	4 %		
AOT60 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3.\text{h}$ )	5800*	0		
AOT40 végétation ( $\mu\text{g}/\text{m}^3.\text{h}$ )	OLT : 6000	99 %		
AOT40 végétation ( $\mu\text{g}/\text{m}^3.\text{h}$ ) (moyenne 2014-2018)	OMT : 18000, moyenne sur 5 ans :	0 %		

Indicateur		2019		2019
------------	--	------	--	------

	Norme européenne	% population exposée ou % de la surface avec dépassement de la norme pour la végétation (AOT40)	Valeur indicative OMS	% population exposée
--	------------------	---	-----------------------	----------------------

AOT40 forêts ( $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ )	Niveau critique : 10 000*	100 %
AOT40 forêts ( $\mu\text{g}/\text{m}^3\cdot\text{h}$ )	Niveau de référence : 20 000*	60 %

Code de couleur :

0%	1% - 50%	> 50%
----	----------	-------

\*pas dans la directive 2008/50/CE

## Introduction

Jusqu'en 1994, les réseaux de mesure de la qualité de l'air en Belgique étaient exploités par l'Institut fédéral d'Hygiène et d'Epidémiologie (IHE). L'évaluation de la qualité de l'air était également une compétence fédérale. Depuis 1994, la mesure et l'évaluation de la qualité de l'air sont devenues la compétence des trois Régions belges. Celles-ci ont décidé de collaborer sur une base permanente, ce qui a donné lieu à la création de la Cellule interrégionale de l'environnement (CELINE). CELINE est entre autres responsable de l'information de la population, des médias et des décideurs politiques en ce qui concerne la qualité de l'air. Cette mission est assurée par une collaboration étroite entre les instances régionales. Dans le cadre de cet accord de coopération, CELINE publie chaque année un rapport sur la qualité de l'air dans les trois Régions. Ce rapport présente l'état de la qualité de l'air en Belgique pour l'année 2018.

Les concentrations des différents polluants dans l'air sont mesurées dans les réseaux de mesure de qualité de l'air des trois Régions. Ces réseaux de mesure sont exploités en Flandre par la Vlaamse Milieumaatschappij (<http://www.vmm.be>), en Wallonie par l'Institut Scientifique de Service Public (<http://www.issep.be>) ainsi que par l'Agence Wallonne de l'Air et du Climat (AWAC) (<http://www.awac.be>) et à Bruxelles par Bruxelles Environnement (<https://environnement.brussels/>). Les valeurs de mesures sont transférées vers CELINE et stockées dans une base de données interrégionale. En outre, les Régions disposent d'un réseau de mesure de certains paramètres météorologiques importants pour l'interprétation des concentrations de polluants mesurées. Les paramètres météorologiques mesurés sont la température, la direction et la vitesse du vent, la pression atmosphérique, les précipitations et l'humidité relative. La **Figure 1** présente la géographie des Régions, des provinces et des grandes agglomérations belges.

Le présent rapport décrit la situation de la qualité de l'air en 2019 et l'évolution de la qualité de l'air en Belgique au cours des dernières années. Les mesures réalisées dans les différentes stations individuelles ne sont néanmoins pas analysées en détail dans ce rapport ; nous renvoyons aux rapports annuels sur la qualité de l'air publiés par les Régions et aux reportages annuels de la Belgique dans le cadre de la directive européenne 2008/50/CE. La **Figure 1** donne un aperçu des régions, provinces et des grandes agglomérations en Belgique.

Les rapports annuels publiés par les Régions sont disponibles à partir des liens suivants :

- pour la Flandre : <https://www.vmm.be/publicaties/lucht-2020/emissies-en-concentraties-luchtverontreinigende-stoffen>
- pour la Wallonie : <https://www.wallonair.be/fr/publications/12-qualite-de-l-air-ambient/4-wallonie-rapports-annuels.html>

Les analyses figurant dans ce rapport ont été principalement effectuées à partir d'interpolations spatiales des mesures de qualité de l'air, selon la méthode d'interpolation « RIO » (voir Encadré 1). Cette technique d'interpolation fournit des résultats pour les polluants PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, BC, O<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> et SO<sub>2</sub>. En ce qui concerne les autres polluants comme NO, CO, les métaux lourds, etc., nous renvoyons le lecteur aux rapports annuels régionaux.

*Note 1 : l'exposition de la population présentée dans ce rapport est une exposition « statique », calculée sur base des chiffres de population dans chaque cellule de la grille RIO. Cela signifie que l'exposition est estimée sur base des données des lieux de résidence de la population et que l'on ne tient donc pas compte des déplacements. De plus, la résolution de 4x4 km<sup>2</sup> de la technique d'interpolation RIO génère*

inévitavelmente une incertitude concernant la population réellement exposée. Par exemple, si l'on calcule une concentration moyenne annuelle de  $\text{NO}_2$  de  $41 \mu\text{g}/\text{m}^3$  dans une cellule en particulier, on suppose que toutes les personnes qui y résident sont exposées à cette concentration supérieure à la norme annuelle de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , alors qu'en réalité, une partie de la population aura été exposée à des concentrations plus faibles. A contrario, dans une cellule où l'on calcule une concentration de  $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en revanche, aucun habitant n'est supposé avoir été exposé à des concentrations supérieures à la norme, alors qu'en pratique, une partie pourrait être exposée à des valeurs plus élevées. Les résultats doivent donc être interprétés avec prudence. La **Figure 3** montre la densité de population par cellule de la grille RIO. Celle-ci est plus élevée dans les grandes agglomérations qui sont clairement visibles sur la carte.

Belgium, regions and agglomerations

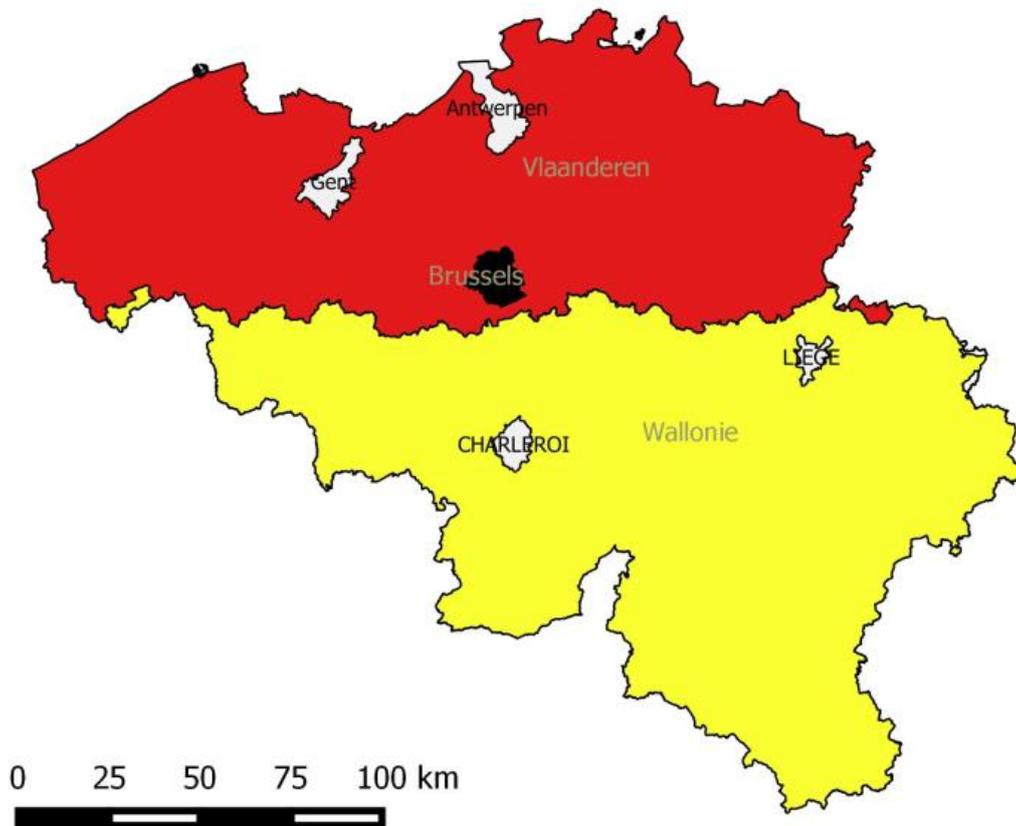


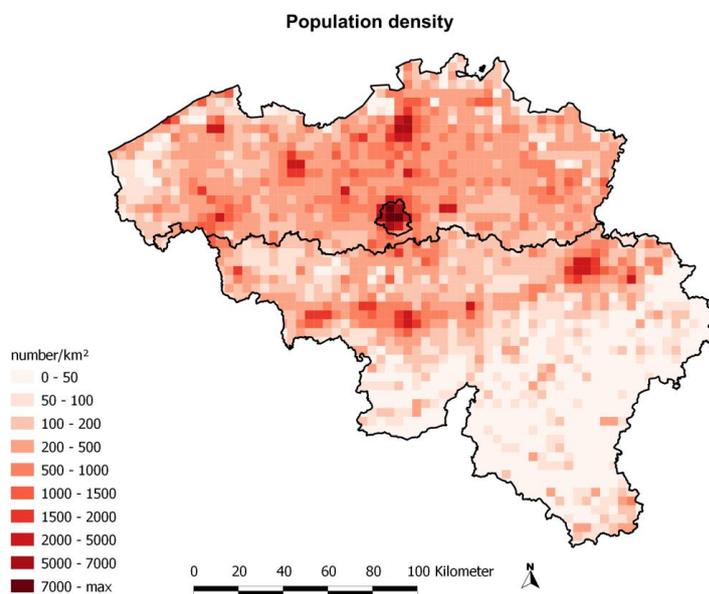
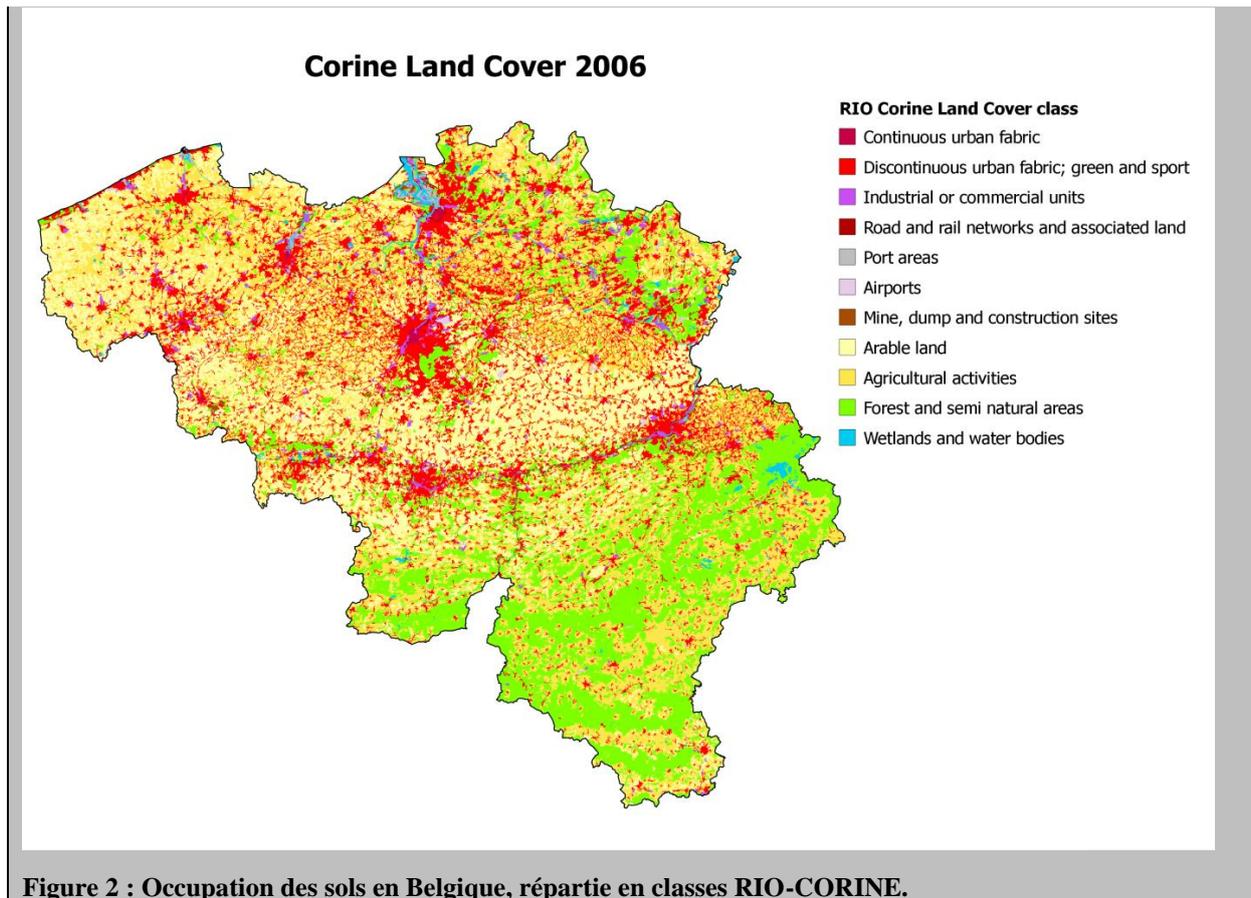
Figure 1 : Les différentes Régions et grandes agglomérations en Belgique

### ENCADRÉ 1 : méthode d'interpolation

Ce rapport est basé sur une technique d'interpolation spatiale des mesures de qualité de l'air appelée RIO. De manière générale, les techniques d'interpolation usuelles comme la pondération en distance inverse (*Inverse Distance Weighting* ou IDW) et le krigeage ordinaire (*Ordinary Kriging* ou OK) permettent d'obtenir une estimation d'une grandeur physique en tous les points d'une grille, sur base d'un nombre limité de points de mesure. Ces méthodes sont basées sur l'hypothèse que chacune des mesures possède la même représentativité spatiale. En pratique, ce n'est cependant pas le cas pour la pollution atmosphérique : les concentrations mesurées à proximité d'une source de pollution ne sont généralement représentatives que d'une zone limitée autour de cette source, alors que les concentrations mesurées dans une zone rurale sont généralement représentatives d'une surface plus vaste. La technique d'interpolation RIO a été développée afin de prendre en considération le caractère local de la pollution atmosphérique (Hooybergs et al., 2006; Janssen et al., 2008). RIO est une technique d'interpolation « intelligente » qui renormalise tout d'abord les stations afin d'assurer que celles-ci aient la même représentativité spatiale. Les valeurs de mesure ainsi obtenues peuvent être interpolées par un krigeage ordinaire. Ensuite, le caractère local de chacun des points de mesure interpolés est repris en compte dans la dernière étape de la procédure. La caractérisation des points de mesure est quant à elle effectuée par une analyse statistique de séries temporelles à long terme de concentrations et comparée à l'occupation des sols (*Corine Land Cover*) à proximité des stations de mesure. Cette analyse révèle qu'il existe une corrélation entre l'occupation des sols et les niveaux de concentration. Comme l'occupation des sols est une donnée disponible pour toute la Belgique, il est ainsi possible de tenir compte du caractère local de la pollution de l'air, en chaque endroit où l'on procède à une interpolation. En outre, pour l'interpolation des PM<sub>2,5</sub>, la profondeur optique des aérosols (AOD) est utilisée conjointement à l'occupation afin d'évaluer le caractère local de la pollution. La **Figure 2** présente la carte d'occupation des sols en Belgique basée sur les données Corine Land Cover 2006, et agrégée en 11 classes simplifiées utilisées dans la méthode d'interpolation RIO. Les différences claires en matière d'occupation des sols dans les trois Régions se reflètent ainsi sur les résultats obtenus lors de l'interpolation des données de qualité de l'air. Par exemple, la zone située au sud du sillon Sambre et Meuse est nettement plus boisée et beaucoup moins habitée que le reste de la Belgique, et présente donc moins de sources d'émissions (anthropiques) de pollution atmosphérique.

La technique d'interpolation RIO fournit des résultats à une résolution spatiale de 4x4 km<sup>2</sup>. Sa résolution temporelle est la même que celle des réseaux de mesures téléométriques (horaire). Les résultats manquants dans les données fournies par les stations de mesure sont complétés par l'interpolation des mesures prises dans les lieux de mesures disponibles. Ceci permet de calculer les indicateurs de dépassement et de surcharge, définis comme le total des concentrations sur plusieurs heures ou plusieurs jours. Si l'on souhaite calculer ces indicateurs par station de mesure, il faut en effet toujours tenir compte du fait que les données manquantes peuvent conduire à des résultats incomplets qui nécessiteront une correction.

Enfin, la méthode d'interpolation RIO a été validée par la méthode « *leaving-one-out* ». Cette méthode consiste à interpoler les concentrations relevées dans toutes les stations de mesure, sauf une. Les concentrations interpolées à l'endroit de la station de mesure ignorée peuvent alors être comparées aux résultats mesurés dans cette station. La méthode RIO a également été validée par des mesures indépendantes qui ont révélé de bons résultats (Janssen *et al.*, 2008). En outre, l'incertitude de la méthode a été calculée pour chaque polluant et pour chaque cellule de grille. Nous renvoyons à l'annexe C pour ces cartes et une explication plus détaillée concernant les calculs de l'incertitude.



Outre les différents indicateurs évalués pour l'année 2019, la tendance des concentrations des polluants dans l'air a été calculée pour chaque polluant et chaque cellule de 4x4 km<sup>2</sup> de la grille RIO depuis le début des mesures (voir Encadré 2).

*Note 2 : La tendance temporelle (« trend ») des concentrations ou des indicateurs dérivés des concentrations est influencée par l'évolution du nombre de stations de mesure chaque année ou d'un éventuel changement de la méthode de mesure. Idéalement, on utiliserait uniquement les mesures des stations qui ont été opérationnelles pendant toute la période lors de la détermination de la tendance. Le nombre de stations de mesure a cependant nettement augmenté pour la plupart des polluants durant les 20 dernières années. L'incertitude affectant les valeurs est ainsi plus importante pour les années avec peu de stations de mesure par rapport aux années avec davantage de stations. Il est donc nécessaire de garder cet élément à l'esprit lors de la consultation des graphiques et des cartes d'évolution. L'évolution du nombre de stations est indiquée au début de chaque chapitre pour le polluant en question.*

#### **ENCADRÉ 2 : analyse de tendance (« trend »)**

La méthode non paramétrique de Theil-Sen (Theil, 1950; Sen, 1968) a été utilisée pour déterminer la pente et la signification statistique (« valeur p ») de la tendance linéaire (en µg/m<sup>3</sup>/an). Dans la méthode de Theil-Sen, la pente est déterminée entre toutes les paires de points (x,y) et l'estimation de Theil-Sen de la pente est alors la médiane de toutes ces pentes. Au contraire de tests statistiques paramétriques plus puissants, une méthode non paramétrique n'exige pas que les données présentent une distribution normale, ni que la condition d'homoscédasticité (à savoir l'égalité de la variance des données de qualité de l'air sur les différentes années) soit respectée. Elle permet toujours de calculer des intervalles de confiance précis. De plus, la méthode est également robuste par rapport aux valeurs aberrantes (« outliers »), c'est-à-dire aux observations qui sont relativement éloignées des autres. L'estimation des paramètres de tendance est ensuite consolidée par « ré-échantillonnage bootstrap » (« *bootstrap resampling* »). Ceci signifie que la série de données originale est régénérée n fois par une méthode de ré-échantillonnage (avec remplacement) de l'échantillon d'origine, et que les paramètres d'analyse de tendance sont recalculés n fois.

La réglementation européenne en matière de qualité de l'air est présentée au chapitre 1, avec un aperçu des normes européennes à respecter. Une liste des épisodes de smog en 2019 (et de leurs causes possibles – conditions météo, etc.), est présentée au chapitre 2. Une description détaillée de chaque polluant atmosphérique est donnée au chapitre 3 (particules fines), 4 (oxydes d'azote), 5 (ozone) et enfin 6 (dioxyde de soufre). Pour rappel, l'ensemble des cartes et graphiques présents dans ce rapport ont été établis sur base de résultats de la technique d'interpolation RIO, sauf mention contraire.

Les tableaux figurant dans l'annexe A présentent les stations de mesure des trois réseaux régionaux qui sont utilisées lors de l'interpolation, ainsi que les polluants qui y sont mesurés. Les relevés annuels des concentrations des polluants sont donnés dans l'annexe B. La distribution spatiale de l'incertitude de la méthode sur les concentrations interpolées pour chaque polluant se trouve à l'annexe C.

Les calculs des différents indicateurs et les analyses des tendances ont été effectués à l'aide du logiciel « OpenAir » (Carlaw & Ropkins, 2012), développé pour le logiciel de statistique R (R Core Team, 2012). Toutes les cartes qui figurent dans ce rapport ont été réalisées à l'aide de QuantumGIS (QuantumGIS Development Team, 2015).

# 1 Réglementation européenne

Dans ce chapitre, nous présentons les éléments-clés de la réglementation européenne en matière de qualité de l'air. Cette réglementation détaille les exigences concernant les réseaux de mesure pour chaque pays, ainsi que les mesures limites et les mesures cibles pour les différents polluants.

## 1.1 Historique

La Directive du Conseil 96/62/EC du 27 septembre 1996 régissant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air fut publiée le 21/11/96. Cette directive posa un jalon important en matière de réglementation de la qualité de l'air dans l'Union européenne (UE 1996). La nouvelle directive cadre remplaça les précédentes directives applicables dans l'Union européenne pour le SO<sub>2</sub> et les particules en suspension (80/779/CEE), le plomb (82/884/CEE), le NO<sub>2</sub> (85/203/CEE) et l'O<sub>3</sub> (92/72/CEE).

Cette directive cadre, avec ses directives filles, constituait la base d'une nouvelle politique de qualité de l'air au sein de l'Union européenne. La directive cadre avait pour objectif de formuler les principes fondamentaux d'une stratégie commune, alors que les directives filles fixaient des normes de qualité de l'air pour 13 polluants (valeurs limites, c'est-à-dire légalement contraignantes et valeurs cibles, légalement non contraignantes, ainsi que des seuils d'alerte dans un certain nombre de cas). Cette stratégie commune avait pour objectif d'une part d'évaluer la qualité de l'air par des méthodes de mesure et critères communs et d'en informer la population, et d'autre part de fixer des objectifs pour la qualité de l'air afin d'éviter, de prévenir et de réduire les effets nocifs pour la santé humaine et l'environnement.

Ces objectifs de qualité de l'air étaient détaillés pour chaque polluant dans les directives filles, sous la forme de valeurs limites et de valeurs cibles, ainsi que les dates auxquelles des niveaux de concentration inférieurs à ces valeurs limites devaient être atteints. Dans une phase transitoire, une marge de dépassement était prévue pour la valeur limite. Les États membres étaient cependant obligés d'élaborer des plans d'action en cas de dépassements des valeurs limites. Les directives ont également fixé pour chacun de ces polluants, des critères et des méthodes de mesure pour la surveillance de la qualité de l'air ainsi que des seuils d'information et d'alerte à partir desquels la population doit être informée. Ces seuils ont été définis pour les composés pour lesquels une exposition de courte durée au-dessus des valeurs seuils peut présenter des risques pour la santé de la population. En particulier, il existe des seuils d'alerte pour le NO<sub>2</sub>, le SO<sub>2</sub> et l'O<sub>3</sub>.

## 1.2 Directive européenne (2008)

En mai 2008, la directive cadre 96/62/CE, les trois directives filles ainsi que la directive relative à l'échange d'informations ont été remplacées par la nouvelle directive européenne 2008/50/CE. Les valeurs limites et cibles, ainsi que les seuils d'information et d'alerte ont été maintenus, à l'exception de la deuxième phase pour la valeur limite PM<sub>10</sub> qui a été supprimée. En outre, et compte tenu des études de santé récentes concernant les effets nocifs des PM<sub>2,5</sub>, des obligations de mesure ont été imposées, ainsi que des valeurs limites et cibles pour ce polluant. Sur base des mesures de PM<sub>2,5</sub> dans des lieux caractéristiques de la pollution de fond urbaine, un indicateur d'exposition moyenne (IEM) a été calculé pour l'année de référence 2010, sur base des concentrations moyennes des années 2008, 2009 et 2010. Cet indicateur d'exposition détermine l'objectif de réduction que doit viser un État membre d'ici 2020. Une flexibilité supplémentaire a été prévue pour la non-prise en compte de sources naturelles dans l'évaluation des objectifs de qualité, et une possibilité de report a été intégrée pour le respect des valeurs limites du NO<sub>2</sub>, des PM<sub>10</sub> et du benzène.

Pour les particules fines, les dépassements qui sont entièrement ou partiellement attribuables à des sources naturelles, sont en tout ou partie exclus. La contribution de l'épandage de sable et de sel en hiver peut également être soustraite. Le **Tableau 3** donne un aperçu des différentes valeurs limites et valeurs cibles par polluant et du moment où elles doivent être respectées. Le **Tableau 4** donne quant à lui les seuils d'information et d'alerte à partir desquels la population doit être informée ou alertée.

**Tableau 3 : Aperçu des valeurs limites et valeurs cibles pour les différents polluants selon la directive européenne 2008/50/CE.**

Substance	Protection de	Période de calcul de la moyenne	Valeur	Nombre maximum de dépassements autorisés	Date à laquelle la valeur doit être atteinte
<b>Valeurs limites</b>					
SO <sub>2</sub>	Santé humaine	1 heure	350 µg/m <sup>3</sup>	24	1 <sup>er</sup> janvier 2005
		1 jour	125 µg/m <sup>3</sup>	3	1 <sup>er</sup> janvier 2005
	Végétation	Année et hiver	20 µg/m <sup>3</sup>		
NO <sub>2</sub>	Santé humaine	1 heure	200 µg/m <sup>3</sup>	18	1 <sup>er</sup> janvier 2010
		année	40 µg/m <sup>3</sup>		1 <sup>er</sup> janvier 2010
	Végétation	année	30 µg/m <sup>3</sup>		
PM <sub>10</sub>	Santé humaine	1 jour	50 µg/m <sup>3</sup>	35	1 <sup>er</sup> janvier 2005
	Santé humaine	Année	40 µg/m <sup>3</sup>		1 <sup>er</sup> janvier 2005
PM <sub>2.5</sub>	Santé humaine	année	25 µg/m <sup>3</sup>		1 <sup>er</sup> janvier 2015
	Santé humaine	année	20 µg/m <sup>3</sup>		1 <sup>er</sup> janvier 2020 (1)
benzène	Santé humaine	année	5 µg/m <sup>3</sup>		1 <sup>er</sup> janvier 2010
CO	Santé humaine	Max. journalier de la moy. sur 8 heures (2)	10 mg/m <sup>3</sup>		1 <sup>er</sup> janvier 2005
Pb	Santé humaine	année	0,5 µg/m <sup>3</sup>		1 <sup>er</sup> janvier 2005 (3)
<b>Valeurs cibles</b>					
O <sub>3</sub>	Santé humaine	Max. journalier de la moy. sur 8 heures	120 µg/m <sup>3</sup>	OMT : 25 (4) OLT : 0	1 <sup>er</sup> janvier 2010
		Végétation	AOT40 : 08h00-20h00 CET en mai - juillet	OMT : 18000 (µg/m <sup>3</sup> ) h (4) OLT : 6000 (µg/m <sup>3</sup> ) h	
	Santé humaine	année	25 µg/m <sup>3</sup>		1 <sup>er</sup> janvier 2010

(1) Valeur limite qui sera revue par la Commission européenne en 2013 sur base des connaissances acquises concernant la santé et les effets environnementaux, des possibilités techniques et de l'expérience des valeurs cibles dans les différents États membres.

(2) Le maximum journalier de la moyenne sur 8 heures est sélectionné sur base de la moyenne glissante sur 8 heures, laquelle est calculée à partir des données horaires et adaptée chaque heure. Chaque moyenne sur 8 heures est attribuée au jour où elle se termine.

- (3) À proximité immédiate des sources industrielles spécifiques situées sur des sites contaminés par des décennies d'activités industrielles, la valeur limite doit être atteinte pour le 1<sup>er</sup> janvier 2010. Jusqu'à ce moment, une valeur limite de 1 µg/m<sup>3</sup> s'appliquait dans ces zones.
- (4) OMT : Objectif à moyen terme (2010). OLT : objectif à long terme. L'OMT est calculé en moyenne sur trois ans (protection de la santé humaine) ou cinq ans (protection de la végétation). Si on ne dispose pas d'un nombre suffisant de moyennes annuelles successives, l'exigence minimale pour déterminer la correspondance avec les valeurs cibles correspond aux données valides d'une ou trois années successives, respectivement pour la protection de la santé humaine et de la végétation.

**Tableau 4 : Liste des seuils d'information et d'alerte horaires moyens selon la directive 2008/50/CE.**

Polluant	Seuil d'information	Seuil d'alerte
(*) SO <sub>2</sub>		500 µg/m <sup>3</sup>
(*) NO <sub>2</sub>		400 µg/m <sup>3</sup>
(**) O <sub>3</sub>	180 µg/m <sup>3</sup>	240 µg/m <sup>3</sup>

(\*) Mesure durant trois jours successifs à des endroits représentatifs de la qualité de l'air sur au moins 100 km<sup>2</sup> ou sur une zone ou une agglomération complète si celle-ci couvre une surface moindre.

(\*\*) Pour l'application des mesures à court terme, un dépassement de la valeur seuil doit être mesuré ou prévu pendant 3 heures successives.

Les valeurs indicatives de qualité de l'air de l'Organisation mondiale de la santé (OMS) sont plus strictes que les valeurs limites ou les valeurs cibles imposées par l'Union européenne (**Tableau 5**). Les normes de l'UE sont établies de manière à obtenir la meilleure qualité de l'air possible dans l'ensemble des 27 États membres de l'UE, en recherchant le meilleur compromis entre le coût des mesures à mettre en œuvre pour améliorer la qualité de l'air et la protection de la santé de la population. Outre les raisons sanitaires, l'Europe tient donc également compte de la faisabilité économique pour fixer ces objectifs. Les valeurs indicatives proposées par l'OMS reflètent un objectif acceptable et réalisable afin de minimiser les effets sanitaires compte tenu des possibilités, des limitations locales et des priorités en matière de santé publique. Pour les particules fines, par exemple, l'OMS ne fixe aucun seuil minimal en dessous duquel il n'y a pas d'effet nocif pour la santé.

**Tableau 5 : liste des valeurs indicatives de la qualité de l'air de l'Organisation mondiale de la santé.**

Polluant	Période de calcul de la moyenne	Nombre maximum de dépassement autorisés	Valeur
PM <sub>10</sub>	1 jour	3	50 µg/m <sup>3</sup>
	année		20 µg/m <sup>3</sup>
PM <sub>2,5</sub>	1 jour	3	25 µg/m <sup>3</sup>
	année		10 µg/m <sup>3</sup>
NO <sub>2</sub>	1 heure	0	200 µg/m <sup>3</sup>
	année		40 µg/m <sup>3</sup>
O <sub>3</sub>	8 heures	0	100 µg/m <sup>3</sup>
SO <sub>2</sub>	10 minutes		500 µg/m <sup>3</sup>
	1 jour	0	20 µg/m <sup>3</sup>

Source : OMS, 2006

### 1.3 Révision de la directive européenne 2008/50/CE

Le 18 décembre 2013, la Commission européenne a publié un nouvel ensemble de mesures visant à améliorer la qualité de l'air en Europe. Ces mesures étaient le résultat d'un ré-examen en profondeur de la politique en matière de qualité de l'air, qui a commencé au début de l'année 2011 et a impliqué de nombreux experts, organisations internationales et *stakeholders*. Ces mesures comprennent d'une part une révision de la « *Thematic Strategy on Air Pollution and Clean Air for Europe (CAFE)* » de 2005, dans laquelle la Commission présente les objectifs qu'elle souhaite atteindre concernant la qualité de l'air, et d'autre part de propositions formulées de révision de la directive en ce qui concerne les plafonds d'émissions (directive *National Emissions Ceilings*) et l'établissement d'une nouvelle directive pour limiter les émissions des installations de combustion de taille moyenne (directive *Medium Combustion Plant*). La nouvelle directive NEC, 2016/2284/EU a été publiée en 2016, la directive MCP, 2015/2193/EU, en 2015.

La politique menée actuellement au niveau européen et national n'a malheureusement pas produit les résultats escomptés. Plusieurs éléments permettent d'expliquer ce phénomène. D'une part, dans le domaine du transport par exemple, les volumes de trafic ont augmenté, et compensent les réductions d'émissions du parc automobile plus récent ; d'autre part, on remarque un écart significatif entre les normes d'émissions fixées par type de véhicule et les émissions réelles ; enfin, le renouvellement du parc de véhicules s'avère plus lent que prévu (UE, 2011). Dans l'ensemble de l'Europe, de nombreuses zones de qualité de l'air sont en dépassement d'une ou plusieurs normes de qualité de l'air. Etant donné que les effets négatifs de la pollution de l'air sur la santé et l'environnement ne peuvent être ignorés (OMS 2013) et que même après implémentation de la politique actuelle, un impact négatif subsistera, la Commission européenne a défini des objectifs à atteindre à court, moyen et long terme.

À court terme, aucune nouvelle législation ne sera introduite - l'objectif est d'arriver à une implémentation complète dans l'ensemble des États Membres de la législation actuelle pour 2020 au plus tard. Pour ce faire, la Commission propose un soutien financier pour l'élaboration et l'implantation de plans d'amélioration de la qualité de l'air, et poursuivra les efforts pour la réduction des émissions de NO<sub>x</sub> provenant du trafic et en particulier des véhicules diesel, notamment au moyen des normes EURO (les **normes Euro** constituent une réglementation de l'[Union européenne](#) fixant les limites maximales d'émissions de polluants pour les véhicules routiers) et la mise en place de protocoles de tests afin d'établir des seuils plus réalistes par rapport aux émissions réelles (« *real driving emissions* »). Dans des conditions de conduite réelles, les véhicules diesel émettent en effet plus de NO<sub>x</sub> que dans les conditions d'un test normalisé au cours duquel chaque véhicule effectue un cycle prédéterminé sur un banc d'essai.

Plus récemment et consécutivement à l'affaire du « dieselgate », la commission a introduit des facteurs de conformités temporaires, jusque 2020-2021, et finaux ultérieurement, respectivement de 2.1 et 1.5, pour les mesures des émissions de NO<sub>x</sub> en conditions réelles de circulation (directive 2016/646/EU). Ce qui signifie que suite à la mesure des émissions en conditions réelles de circulation, la limite d'émission de 80 mg/km a été rehaussée à 168 et 120 mg/km respectivement.

À moyen terme, l'objectif de la Commission est de réduire le nombre de décès prématurés consécutifs aux concentrations trop élevées en PM ou O<sub>3</sub>, ainsi que la surface des écosystèmes en dépassement des charges critiques de respectivement de 52 et 35% à l'horizon 2030, par rapport à 2005. Pour atteindre ces objectifs, la Commission a premièrement révisé la directive sur les plafonds d'émissions (NEC2, 2016/2284/EU – 14 décembre 2016), et deuxièmement implémenté une nouvelle directive concernant les émissions des installations de combustion moyennes - ceci dans le but de réduire les concentrations de fond (MCP - 2015/2193/EU – 25 novembre 2015). Dans cette révision de la directive, des objectifs de réduction par rapport aux plafonds de 2005 sont prévus pour les NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, NMVOC, NH<sub>3</sub> et PM<sub>2.5</sub>.

Pour 2020, les objectifs repris sont ceux du protocole de Göteborg révisé en 2012 (dans le cadre du traité international LRTAP). Pour 2030, des objectifs plus stricts sont d'application ([http://europa.eu/rapid/press-release\\_IP-16-4358\\_en.htm](http://europa.eu/rapid/press-release_IP-16-4358_en.htm)).

Sur le long terme (à l'horizon 2050), l'objectif est d'aligner les normes européennes sur les recommandations de l'OMS. Actuellement, les normes européennes sont moins strictes que les valeurs guides de l'OMS pour la protection de la santé et restent donc insuffisantes pour minimiser l'impact de la pollution de l'air sur la santé. En comparaison avec un scénario sans nouvelles mesures, les mesures prévues devraient permettre, d'ici 2030, d'éviter 58000 décès prématurés et augmenter considérablement la surface des écosystèmes protégés.

Plus d'infos sur le train de mesures pour un air plus pur en Europe : [http://ec.europa.eu/environment/air/clean\\_air/index.htm](http://ec.europa.eu/environment/air/clean_air/index.htm)

## 2 Périodes de pollution atmosphérique accrue (épisodes de smog) en 2019

Les concentrations de polluants atmosphériques dans l'air ambiant varient au cours du temps en raison de plusieurs facteurs. Les concentrations dépendent tout d'abord de l'intensité des sources, anthropiques ou naturelles, c'est-à-dire des quantités de polluants émises. Parmi les sources (anthropiques) importantes de pollution, citons le transport, le chauffage, l'industrie et l'agriculture. Ces émissions sont usuellement locales, mais les polluants ainsi libérés peuvent parcourir de longues distances.

Les polluants peuvent en outre être formés ou détruits par différentes réactions physico-chimiques dans l'atmosphère et peuvent quitter l'atmosphère par les processus de dépôt sec et humide. Les conditions météorologiques constituent également un facteur très important qui influence les niveaux de concentration des polluants dans l'air. Des paramètres comme la pression, température, la direction et la vitesse du vent, la turbulence en général (mécanique ou thermique), etc., ont une influence sur la dispersion de la pollution dans l'air, ainsi que sur les processus physico-chimiques qui peuvent s'y produire.

Le smog peut être causé par différents polluants : principalement les particules fines, l'ozone et le dioxyde d'azote. Dans des conditions météorologiques stables (la **stabilité** de l'atmosphère détermine, en résumé, si celle-ci favorise les mouvements verticaux des masses d'air ou les entrave), avec peu de vent et spécifiquement en présence d'une inversion de température, un épisode de smog hivernal peut se produire et donner lieu à des concentrations accrues de particules fines et de dioxyde d'azote. La présence d'une inversion de température à faible altitude contribue à maintenir la pollution atmosphérique à proximité du sol. Celle-ci est alors « piégée » par la couche d'air plus chaud qui la chapeaute. Lorsqu'une situation de ce type persiste pendant plusieurs jours, la pollution atmosphérique peut s'accumuler, ce qui entraîne une hausse notable des concentrations de polluants.

Les épisodes d'ozone (smog estival) ont surtout lieu lors des journées chaudes (plus de 25°C), ensoleillées et avec peu de vent. De telles conditions météorologiques sont de nature à favoriser la formation (photochimique) d'ozone.

Les périodes de smog peuvent être également la conséquence de l'arrivée de polluants atmosphériques des régions proches. On parle dans ce cas de phénomène d'importation de polluants. Celui-ci se produit généralement lorsque notre temps est déterminé par des masses d'air d'origine continentale. Le phénomène est éventuellement amplifié par l'accumulation des polluants au sein de la masse d'air tout au long de son parcours sur le continent.

Des concentrations accrues de particules fines peuvent également être la conséquence d'une soudaine augmentation de particules fines dites « secondaires ». Au contraire des particules primaires, directement émises dans l'atmosphère, les particules secondaires sont formées à la suite de réactions physico-chimiques complexes au sein de celle-ci. Des analyses chimiques de la composition des particules fines révèlent d'ailleurs que les sels secondaires inorganiques contribuent pour 30 à 40 % de la masse totale de particules fines (VMM, 2010). Un composé-clé dans la formation de particules secondaires est l'ammoniac. De fortes concentrations de particules secondaires apparaissent ainsi souvent au printemps, lors des épandages de fertilisants agricoles qui sont à l'origine d'une augmentation des émissions d'ammoniac.

Un épisode de smog n'est cependant jamais exclusivement attribué à une seule cause. De fortes concentrations dans l'air sont toujours la conséquence d'une combinaison des facteurs décrits ci-dessus (météo, importation, formation secondaire), même si la pondération relative de ces différentes causes varie en effet d'une situation à l'autre.

Les concentrations moyennes journalières de particules fines et les concentrations maximales journalières d'ozone, de dioxyde d'azote et d'oxyde de soufre en 2019 sont présentées dans l'annexe B.

## 2.1 Smog hivernal et printanier

A partir du 01/11/2016, en complément du seuil d'alerte, d'application depuis 2008, un seuil d'information a été introduit. Le seuil d'alerte est activé lorsqu'il est prévu que les concentrations journalières moyennes en  $PM_{10}$  dépasseront  $70 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pendant deux jours consécutifs. Le seuil d'information est activé lorsque la moyenne glissante 24h en  $PM_{10}$  est supérieure à  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et qu'elle devrait rester supérieure à ce seuil pendant au moins les 24h suivantes.

En 2019, un nouveau polluant a été introduit, les  $PM_{2,5}$  avec des seuils d'information et d'alerte de respectivement  $35$  et  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ .

En 2019, le seuil d'information a été activé à deux reprises. Les deux épisodes ont été de courte durée. Lors du premier épisode, du 28/02 au 01/03/2019, le seuil a été dépassé dans les trois régions. Les concentrations moyennes ont atteint  $63 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en Flandre,  $51 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à Bruxelles et  $60 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en Wallonie dans la matinée du 28/02. L'épisode était essentiellement dû aux mauvaises conditions de dispersion. La deuxième activation du seuil d'information a eu lieu le 08/04/2019 et a, de nouveau, concerné les trois régions. Les concentrations journalières maximales enregistrées ont été significativement plus élevées, notamment dans le nord de la Belgique avec une contribution importante de la fraction  $PM_{2,5}$ , près de 90% de la masse totale des PM. Les concentrations ont commencé à augmenter dès le dimanche 07 en cours de journée parfois très brusquement. Les moyennes journalières en  $PM_{10}$  ont atteint  $86 \mu\text{g}/\text{m}^3$  à Bruxelles,  $99 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en Flandre et  $58 \mu\text{g}/\text{m}^3$  en Wallonie pour la journée du 08/04/2019 (**Figure 4**) avec une proportion de  $PM_{2,5}$  de 85-90 % (**Figure 5**). Ces hautes concentrations sont dues à la formation d'aérosols secondaires inorganiques (SIA). Ces aérosols sont formés par réaction entre les  $NO_x$  (émis essentiellement par le trafic) et le  $NH_3$  (agriculture) dans les conditions météorologiques favorables du printemps.

Daily average Particulate Matter ( $PM_{10}$ ) concentrations on: Monday 08/04/2019

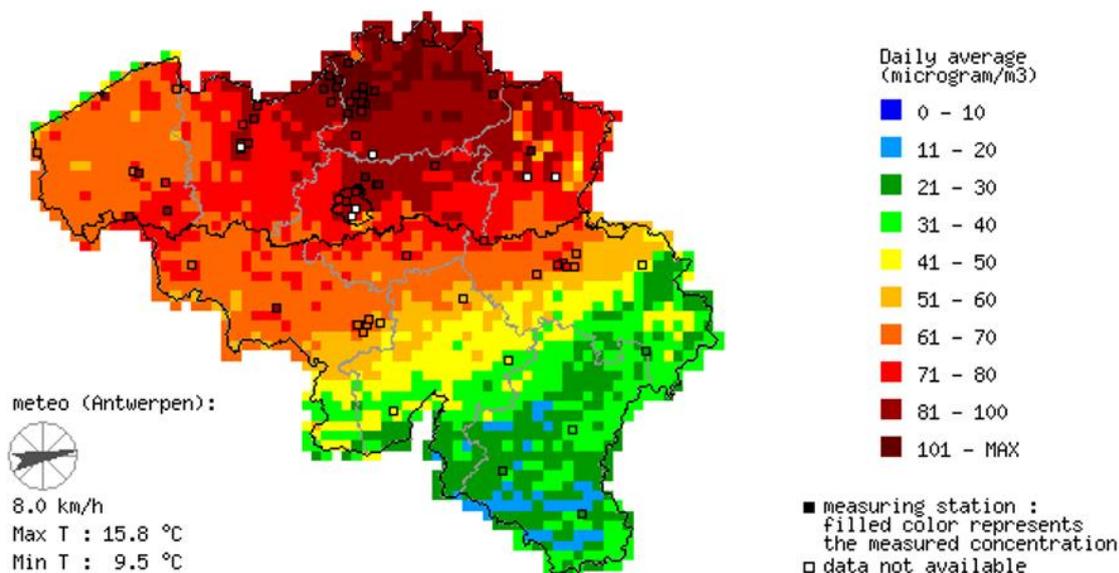
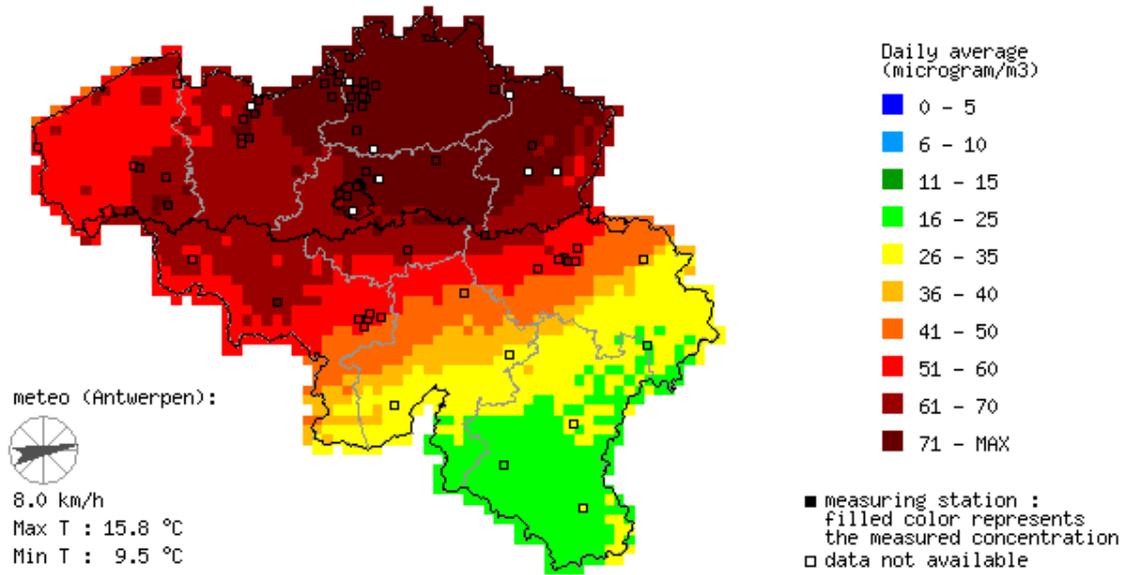


Figure 4 : Moyenne journalière des concentrations de particules fines pour la journée du 08/04/2019 ( $PM_{10}$ )

Daily average Particulate Matter (PM2.5) concentrations on: Monday 08/04/2019



**Figure 5 : Moyenne journalière des concentrations de particules fines pour la journée du 08/04/2019 (PM2,5)**

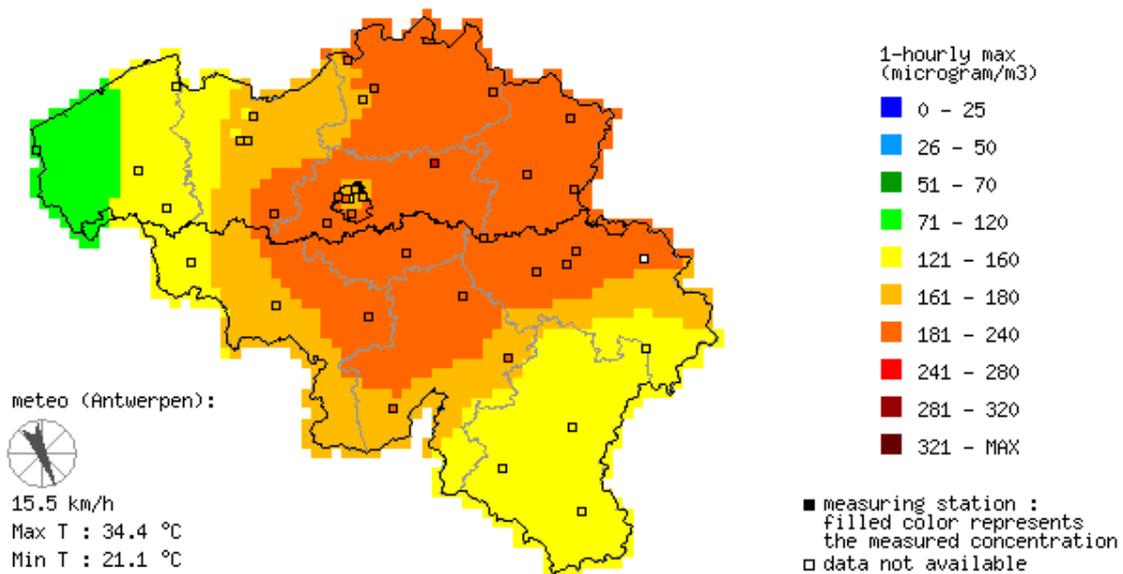
Sur l'ensemble de l'année 2019, les conditions d'activation du seuil d'alerte du plan smog n'ont pas été atteintes et les mesures SMOG n'ont donc pas été activées.

## 2.2 Smog estival

En 2019, il y a eu 9 jours d'ozone. Un jour d'ozone est un jour avec au moins un point de mesure en Belgique dépassant le seuil européen d'information pour l'ozone de 180  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le seuil d'alerte de 240  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  a été dépassé à une seule reprise en 2019, le 26 juillet avec une concentration horaire de 242  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Les journées de dépassement ont été observées en juin, juillet et août. En juin, on a observé des dépassements le 26 et le 29. En juillet, on a eu un épisode d'ozone avec quatre jours consécutifs de dépassement du 23 au 26 et en août trois jours consécutifs du 25 au 27. En 2018, on avait observé 10 jours d'ozone mais aucun dépassement du seuil d'alerte. Au cours des étés (très) chauds de 2003 et 2006, respectivement 16 et 22 jours de dépassement du seuil d'information ont été enregistrés. En 2003, le seuil d'alerte de 240  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  avait été dépassé pendant 7 jours à au moins un site de mesure.

Les concentrations les plus élevées ont été observées du 24 au 26 juillet, avec entre 49 et 58% de la population exposée à des moyennes horaires dépassant le seuil d'information EU (**Figure 6**).

Daily highest 1-hourly Ozone concentrations on: Friday 26/07/2019



**Figure 6 : Concentrations d'ozone horaires maximales du 26 juillet 2019.**

### 3 Particules fines

Les particules fines regroupent toutes les particules solides et liquides en suspension dans l'atmosphère. Elles peuvent y séjourner de quelques heures à plusieurs mois en fonction de leurs caractéristiques physiques ainsi que de leurs propriétés physico-chimiques et des conditions météorologiques. Des particules liquides ou solide en suspension dans un milieu gazeux sont appelées « aérosol ».

Le comportement des particules dans l'atmosphère est déterminé à la fois par les propriétés physiques des particules (dimensions, densité, composition,...) et du milieu hôte (vitesse du vent, turbulence, composition chimique,...). Le « diamètre aérodynamique » d'une particule quelconque se définit comme étant le diamètre d'une particule sphérique ayant la même densité que l'eau ( $1000 \text{ kg/m}^3$ ) et possédant la même vitesse de chute terminale que la particule considérée. Sur base de cette définition, les  $\text{PM}_{10}$  désignent la fraction des particules ayant un diamètre aérodynamique inférieur à 10 microns ou micromètres ( $\mu\text{m}$ ), et la fraction  $\text{PM}_{2.5}$  désigne celles dont le diamètre aérodynamique est inférieur à  $2,5 \mu\text{m}$ .

Les particules peuvent être émises dans l'atmosphère par des sources naturelles (aérosol naturel) ou des sources liées à l'activité humaine (aérosol anthropique). Quelle que soit leur origine, les particules sont en outre subdivisées en particules primaires et particules secondaires selon leur mode de formation. Les particules primaires désignent les particules directement émises dans l'atmosphère ou formées par fragmentation mécanique d'un matériau plus grossier (par exemple, des métaux lourds dans la métallurgie). Les principales émissions anthropiques proviennent des transports, de l'industrie, de l'agriculture et du chauffage des bâtiments. Les principales sources naturelles de particules primaires sont les particules de sel marin, la poussière du sol remise en suspension, l'érosion.... Les particules secondaires apparaissent dans l'atmosphère suite aux transformations physico-chimiques de composés gazeux tels que les  $\text{NH}_3$ ,  $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  (particules secondaires minérales) ou encore de substances organiques provenant des composés organiques volatils (COV).

La composition des particules secondaires est très complexe. Celles-ci sont formées à partir de la phase gazeuse par condensation – les matières présentant la tension de vapeur plus faible se condensent plus rapidement que celles présentant une tension de vapeur supérieure. Les particules fines peuvent dès lors avoir une composition complexe et stratifiée. Ceci est renforcé par le fait que ce sont les petites particules qui contribuent principalement à la superficie disponible pour les interactions. Les substances émises sous forme gazeuse vont dès lors presque exclusivement se déposer sur les petites particules : les métaux lourds des fonderies et de la circulation routière, les HAP (hydrocarbures aromatiques polycycliques), la dioxine et la suie se retrouvent dès lors dans la fraction fine.

Des études épidémiologiques démontrent que les principaux effets sanitaires de la pollution atmosphérique sont imputables aux particules fines, le dioxyde d'azote  $\text{NO}_2$  et dans une moindre mesure à l'ozone. L'inhalation de particules fines est source d'irritation et porte atteinte aux tissus pulmonaires. Les particules fines peuvent avoir des effets aussi bien à court qu'à long terme. Selon l'Organisation mondiale de la santé (OMS), il n'existe pas de seuil en-dessous duquel on ne constate aucun effet nocif des particules fines. Une exposition courte aux particules fines aggrave certains problèmes de santé comme les infections des voies respiratoires et l'asthme. Néanmoins, les effets d'une exposition à long terme ou chronique sont nettement plus importants. L'exposition chronique accroît ainsi le risque d'affections cardio-vasculaires et de maladies pulmonaires, ainsi que de cancer du poumon. La fraction  $\text{PM}_{2.5}$  provoque les effets santé les plus néfastes, mais la fraction des particules ultrafines (diamètre inférieure à  $0,1 \mu\text{m}$ ) et la fraction des particules fines (diamètre de  $2,5$  à  $10 \mu\text{m}$ ) induisent également des

répercussions sur la santé (Brunekreef et al, 2005). Les particules fines contiennent généralement du Black Carbon (BC) ainsi que d'autres matières produites lors de la combustion, porteuses de diverses substances chimiques toxiques. En 2012, les particules de diesel ont été classées par l'IARC (« Agency for Research on Cancer », faisant partie de l'OMS), dans le groupe 1 des substances cancérigènes (WHO, 2012). Le groupe 1 regroupe les substances qui sont cancérigènes avérés (ou certains) pour la population. En 2013, la pollution de l'air a également été classée dans le groupe 1 des substances cancérigènes (WHO, 2013).

En outre, les particules fines ont des effets négatifs sur les écosystèmes. Elles contribuent également à la dégradation des surfaces devant ainsi être nettoyées plus fréquemment, et peuvent avoir selon leur composition un effet corrosif sur les matériaux et le patrimoine culturel.

### 3.1 PM<sub>10</sub>

#### 3.1.1 Stations de mesure PM<sub>10</sub>

La Figure 7 montre l'évolution du nombre de stations de mesure des concentrations de PM<sub>10</sub>. Ces stations regroupent à la fois les stations des réseaux téléométriques ainsi que les stations utilisées dans le cadre d'études spécifiques. Le nombre de stations de mesure PM<sub>10</sub> en Belgique a significativement augmenté depuis le début des mesures. En 2019, le total de stations était de 75. Étant donné que le nombre de stations de mesure avant 2004 était nettement inférieur à celui des dernières années, l'incertitude liée aux valeurs interpolées, et en particulier aux moyennes annuelles, était plus élevée au cours de ces premières années.

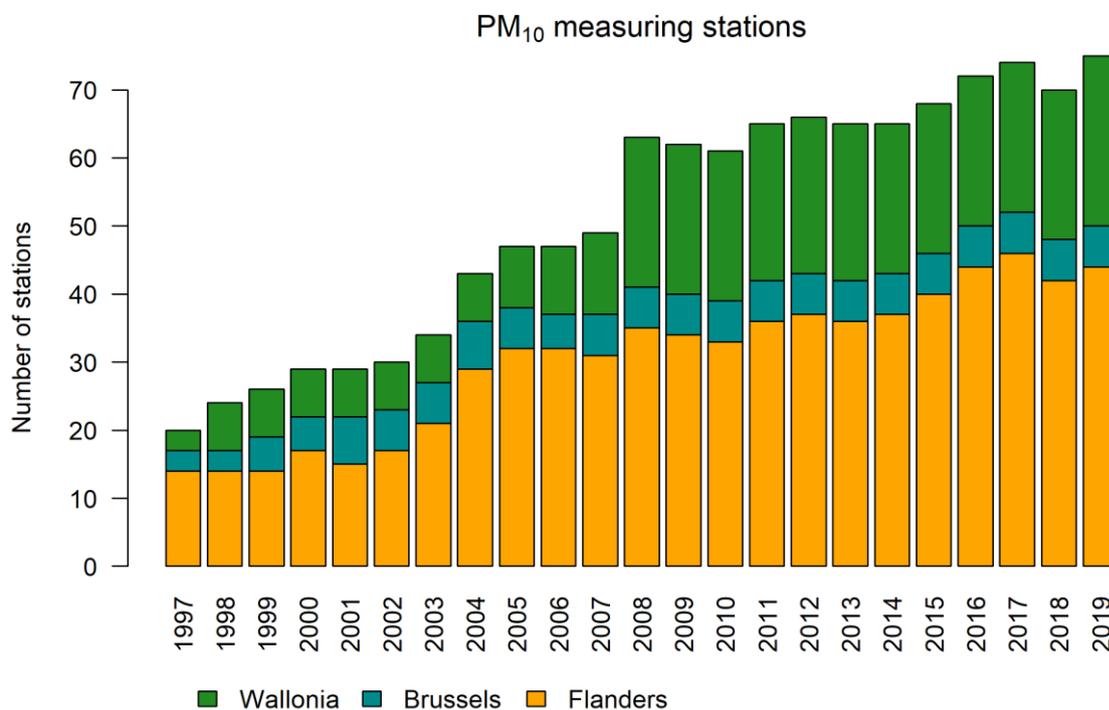
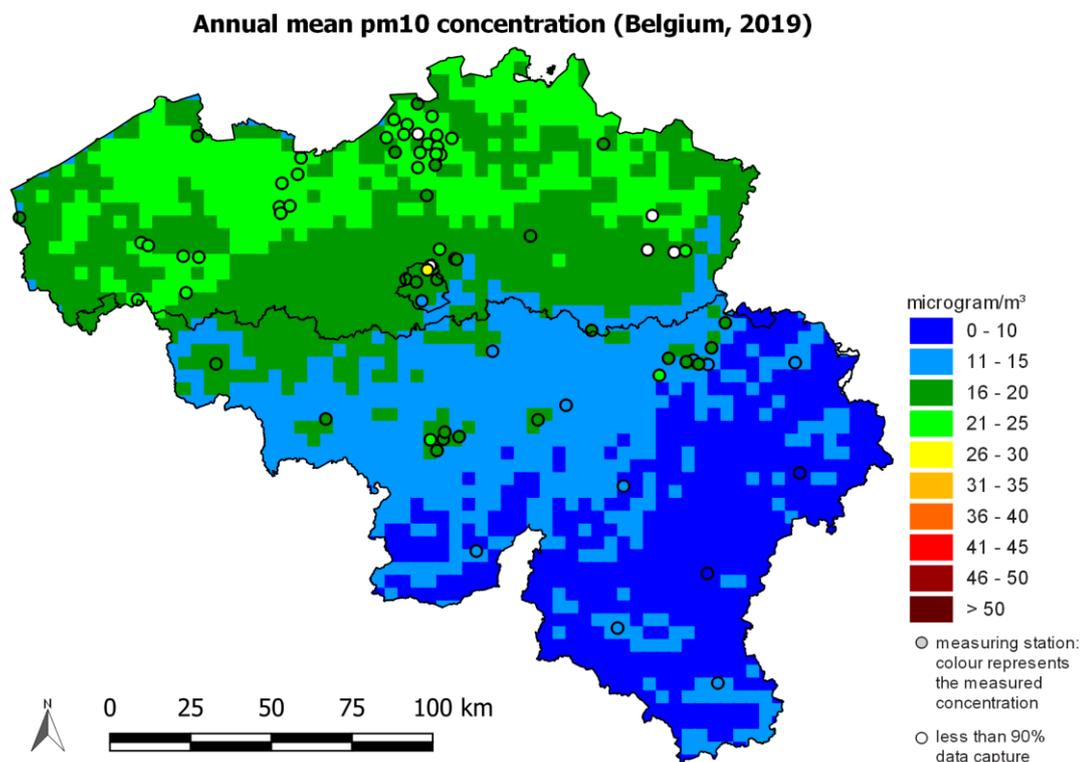


Figure 7 : Evolution du nombre de stations de mesure de PM<sub>10</sub> en Belgique.

### 3.1.2 Concentrations moyennes annuelles de PM<sub>10</sub>

La valeur limite européenne de concentration aux PM<sub>10</sub> s'élève à 40 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle. En 2019, la concentration moyenne annuelle de PM<sub>10</sub>, moyennée spatialement sur l'ensemble des cellules de la grille RIO en Belgique, s'élevait à 15,1 µg/m<sup>3</sup>. La valeur limite de 40 µg/m<sup>3</sup>, moyennée par cellule de 4\*4 km<sup>2</sup>, n'a été dépassée nulle part (**Figure 8**). Les concentrations moyennes annuelles les plus élevées, entre 21-25 µg/m<sup>3</sup>, ont été mesurées dans le nord de la Flandre. Dans le sud de la Flandre, à Bruxelles, ainsi qu'au nord de la Wallonie, les concentrations oscillent entre 16 et 20 µg/m<sup>3</sup>. Les plus faibles concentrations moyennes annuelles de PM<sub>10</sub>, inférieures à 10 µg/m<sup>3</sup>, ont été observées au sud du sillon Sambre et Meuse.

L'annexe D présente l'incertitude de la méthode d'interpolation relative à la carte de la concentration moyenne annuelle.

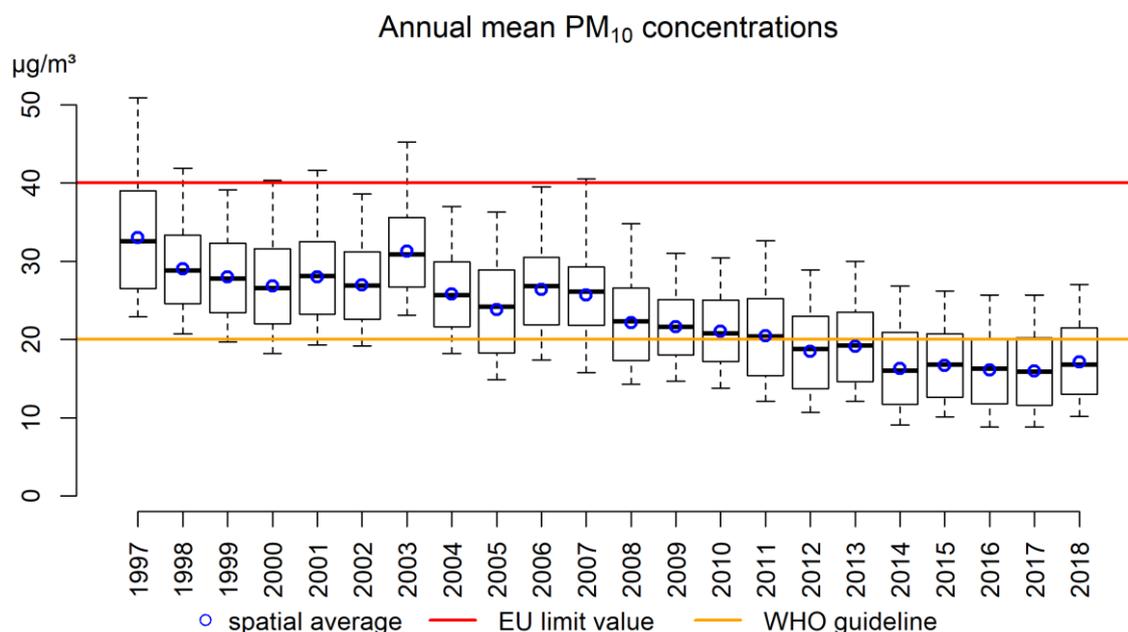


**Figure 8 : Distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle de PM<sub>10</sub> en Belgique en 2019. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

La Figure 9 présente par le biais de diagrammes en boîtes (« boxplot ») l'évolution du minimum, du 25<sup>ème</sup> centile (P25)<sup>1</sup>, du 50<sup>ème</sup> centile (P50), du 75<sup>ème</sup> centile (P75) et du maximum des concentrations moyennes annuelles de PM<sub>10</sub> en Belgique (voir l'Annexe C pour de plus amples détails concernant l'interprétation des diagrammes en boîtes). La moyenne spatiale sur l'ensemble de la Belgique est également indiquée. On peut constater que l'évolution est similaire pour l'ensemble de ces paramètres. Après 2003, on observe une baisse des concentrations moyennes annuelles de PM<sub>10</sub>. La valeur limite européenne est respectée partout à partir de l'année 2008. Depuis 2012, la moyenne spatiale est

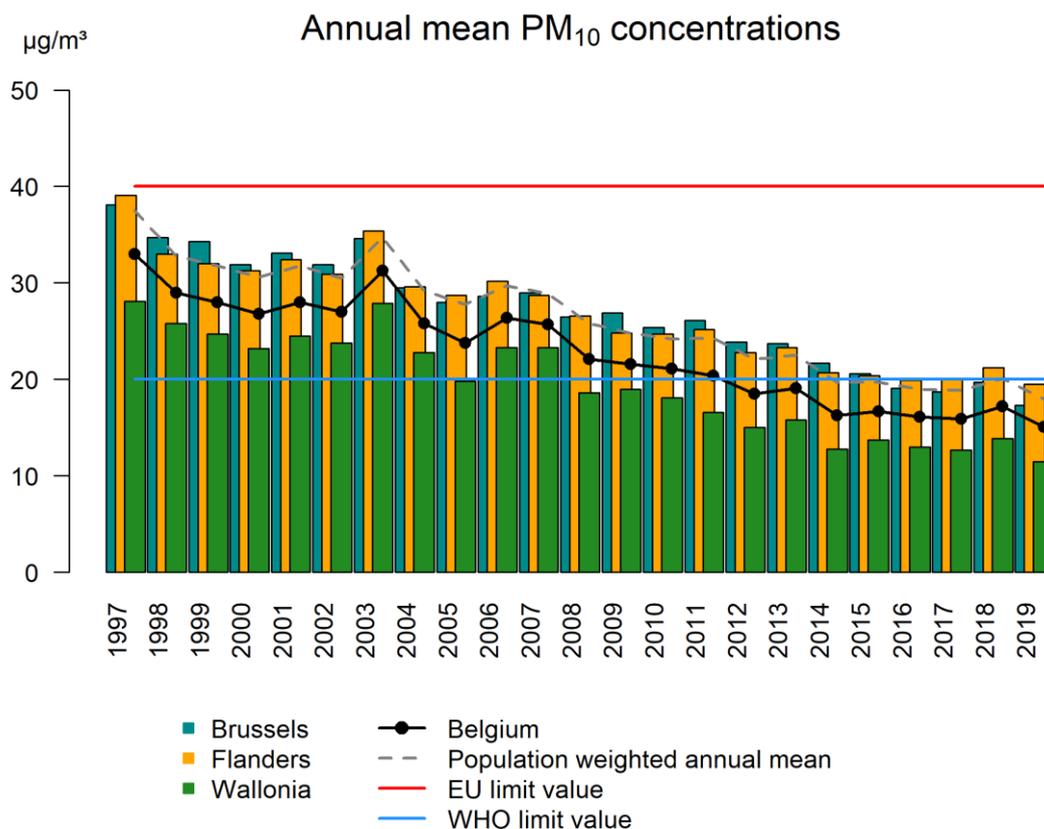
<sup>1</sup> P25 (ou le 25<sup>ème</sup> centile) est la valeur pour laquelle 25 % des données sont inférieures à cette valeur et 75 % des données sont supérieures à celle-ci. Le centile 50 est la médiane.

également inférieure à la valeur indicative de l’OMS (WHO) de 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , toutefois pour 2019, 28% de la population belge demeure exposée à des concentrations supérieures à ce seuil.



**Figure 9 : Diagramme en boîtes des concentrations moyennes annuelles de PM<sub>10</sub> ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) sur la période 1997-2019 en Belgique. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d’interpolation RIO.**

Les concentrations moyennes annuelles de PM<sub>10</sub> en 2019 s’élèvent à 17,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  à Bruxelles, 19,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en Flandre et 11,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en Wallonie (Figure 10). La concentration pondérée en fonction de la population (c’est-à-dire où l’on attribue un plus grand poids aux cellules de la grille présentant une densité de population plus élevée dans le calcul de la moyenne spatiale) est toujours supérieure à la concentration moyenne annuelle de PM<sub>10</sub> en Belgique. En 2019, elle est très légèrement supérieure à la concentration annuelle moyenne de PM<sub>10</sub> à Bruxelles (18  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Les concentrations moyennes annuelles de PM<sub>10</sub> pondérées en fonction de la population en 2018 s’élèvent à 18,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  à Bruxelles, 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en Flandre et 14  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en Wallonie.



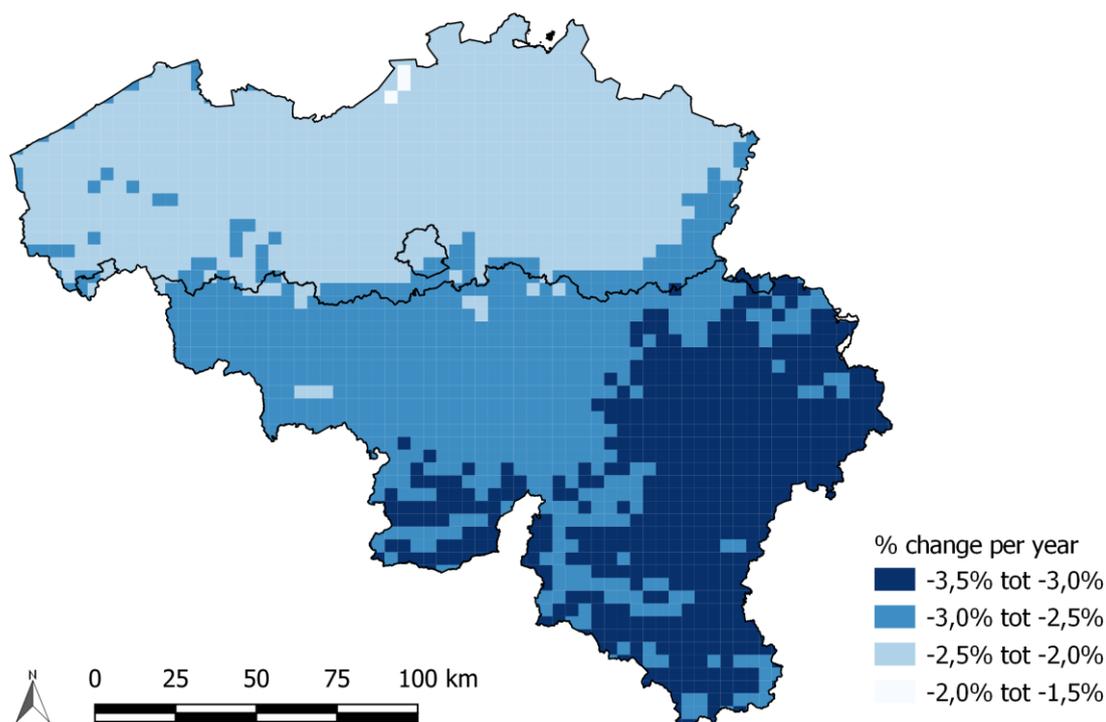
**Figure 10 : Évolution de la concentration moyenne annuelle spatiale de PM<sub>10</sub> en Belgique et dans les trois Régions, et de la moyenne pondérée en fonction de la population pour la Belgique. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

La distribution spatiale de la « tendance » (ou « *trend* », soit de l'évolution temporelle linéaire des concentrations) entre 2000 et 2019 permet de constater que les concentrations moyennes annuelles de PM<sub>10</sub> ont baissé partout en Belgique durant cette période (voir Figure 11). Cette diminution semble plus marquée en Wallonie (typiquement entre -3.5 et -2,5 %/an) qu'en Flandre et à Bruxelles (entre -2,5 et -2.0 %/an). Pour 2019, on observe une légère diminution de la concentration spatiale annuelle moyenne dans les trois régions. En 2019, dans les trois régions, la concentration moyenne annuelle spatiale en PM<sub>10</sub> est inférieure à la valeur moyenne annuelle recommandée par l'OMS de 20 µg/m<sup>3</sup>.

Il faut cependant observer (comme indiqué dans la Note 2) que seul un nombre limité de stations de mesure de PM<sub>10</sub> étaient opérationnelles en Wallonie avant 2008, et qu'elles étaient en outre concentrées dans les zones industrielles. Ceci peut expliquer une surestimation des concentrations de PM<sub>10</sub> en Région wallonne au début de la période considérée, raison pour laquelle la diminution semble probablement plus importante qu'elle ne l'est en réalité.

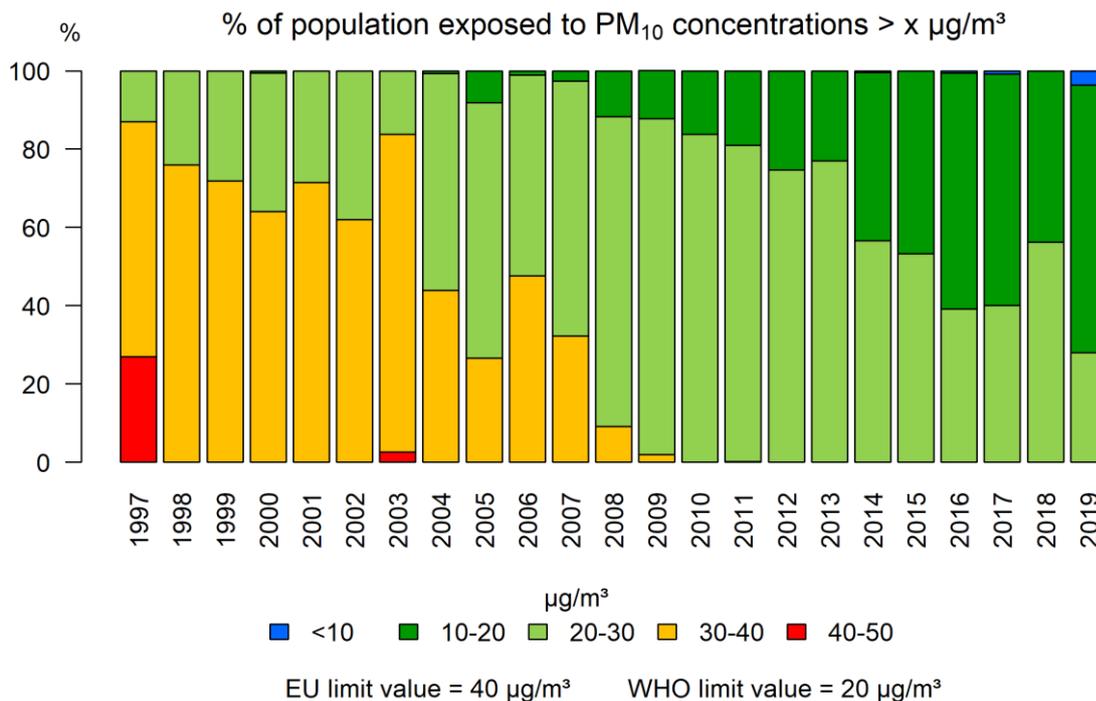
Par ailleurs, mentionnons qu'il existe une « méthode de référence » européenne pour la mesure de particules fines. Si d'autres techniques de mesure sont utilisées pour évaluer les concentrations de particules fines, l'équivalence de la méthode utilisée avec la méthode de référence européenne doit être démontrée. Si nécessaire, il faut procéder à un étalonnage, c'est-à-dire déterminer une relation (usuellement linéaire,  $PM_{cal} = A \times PM_{mes.} + B$ ) entre les deux méthodes. Cet étalonnage dépend de la méthode de mesure utilisée et peut également évoluer dans le temps (et théoriquement dans l'espace). Tous les résultats de mesures utilisés par la technique d'interpolation RIO sont des résultats de mesures étalonnés, pour lesquels l'équivalence avec la méthode de référence européenne a été démontrée.

### Trend PM10 annual mean concentration (Belgium, 2000-2019)



**Figure 11 : Distribution spatiale de la tendance temporelle des concentrations moyennes annuelles de PM10 (%an). Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

Après la légère augmentation observée en 2018, la tendance décroissante de l'exposition de la population observée précédemment a repris en 2019 (Figure 12). En 2019, 28 % de la population a été exposée à des concentrations de PM<sub>10</sub> supérieures à la valeur indicative de l'OMS (20 µg/m<sup>3</sup>), alors que ce n'était le cas que d'environ 40 % les années précédentes. Sur le long terme, la tendance est clairement décroissante, en 2011 le pourcentage de population exposée était supérieur à 81 % et de 100 % en 2003.



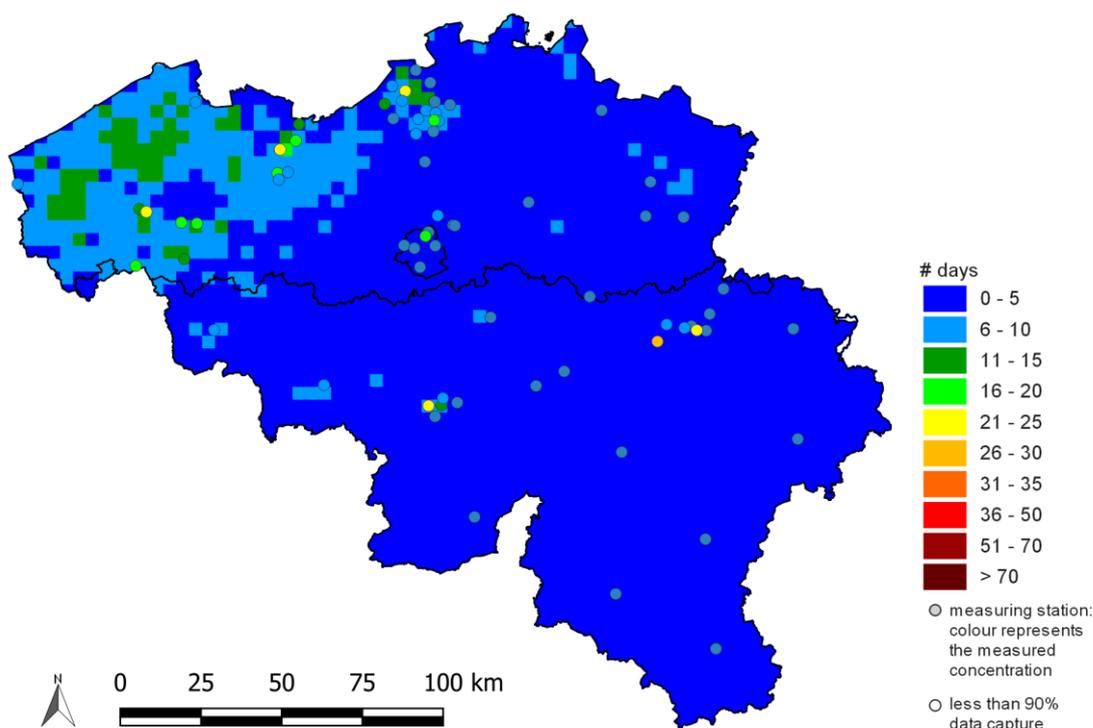
**Figure 12 : Evolution de l'exposition de la population aux concentrations moyennes annuelles de PM<sub>10</sub>, calculée sur base de la technique d'interpolation RIO.**

### 3.1.3 Concentrations moyennes journalières de PM<sub>10</sub>

La valeur limite européenne pour la protection de la population contre une exposition de courte durée aux PM<sub>10</sub> est de 50 µg/m<sup>3</sup> en moyenne journalière. Ce seuil ne peut en outre être dépassé plus de 35 jours par an. En 2019, cette valeur limite n'a été dépassée nulle part en Belgique (Figure 13) sur base des valeurs moyennes par cellule de 4x4 km<sup>2</sup>. La valeur guide de l'OMS pour l'exposition à court terme, c'est-à-dire un maximum de 3 jours où la concentration de PM<sub>10</sub> moyenne journalière est supérieure à 50 µg/m<sup>3</sup>, a été respectée dans une grande partie de la Wallonie à l'exception des régions de Mons et Charleroi, toujours sur base des valeurs moyennes par cellule de 4x4 km<sup>2</sup>. De manière générale, l'année 2016 est la meilleure année depuis le début des mesures en 1997 en ce qui concerne le nombre de dépassements de la valeur limite journalière pour les PM<sub>10</sub>. En 2019, le nombre de dépassements enregistrés par les stations de mesure a, en moyenne, augmenté par rapport à l'année précédente.

Une carte de la probabilité calculée de dépassement de la valeur limite journalière européenne figure en annexe D.

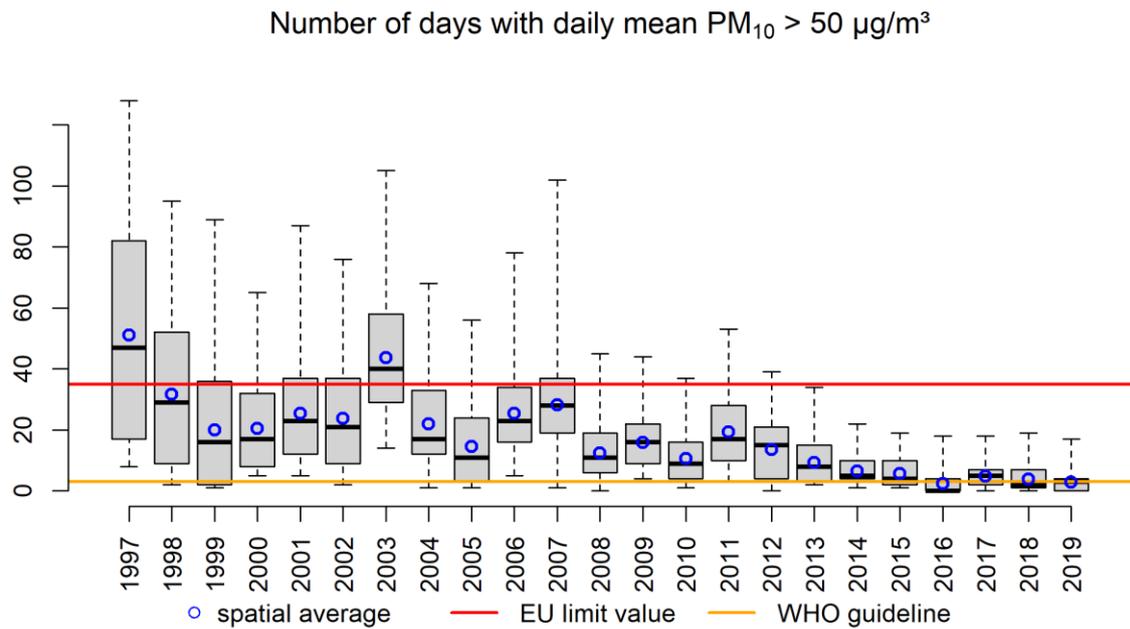
### Number of days with daily mean PM<sub>10</sub> > 50 µg/m<sup>3</sup> (Belgium, 2019)



**Figure 13 : Distribution spatiale du nombre de jours en 2019 où la concentration moyenne journalière de PM<sub>10</sub> a dépassé 50 µg/m<sup>3</sup> en Belgique. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

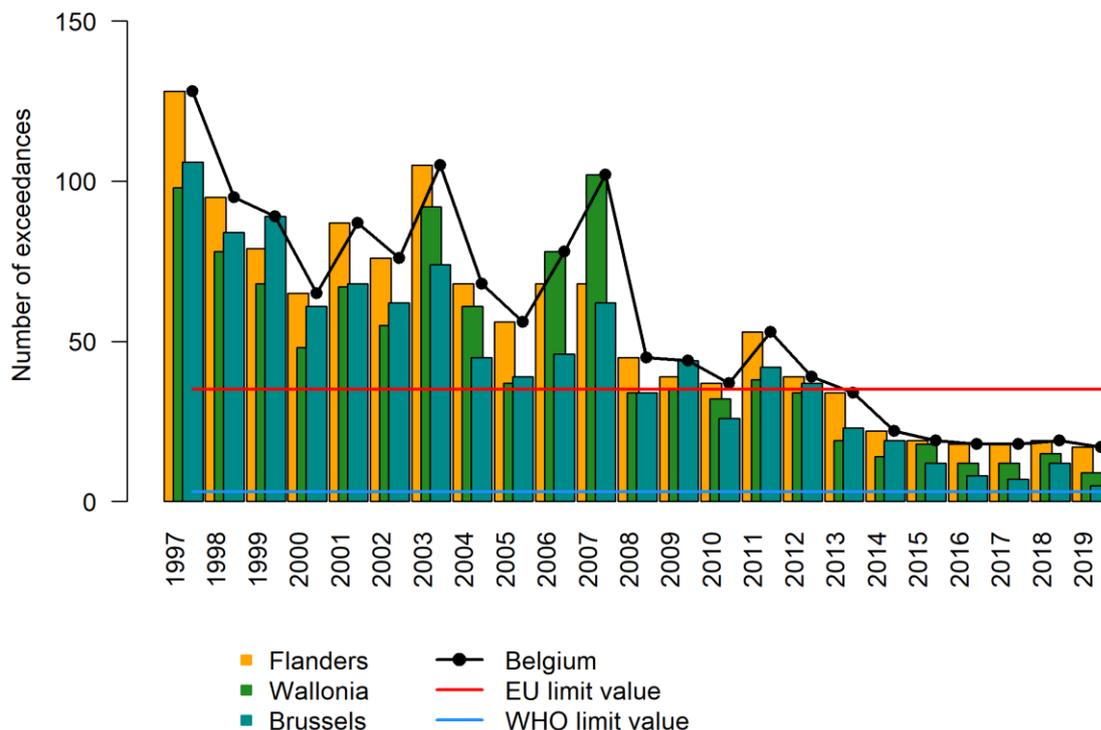
Le nombre maximum de jours où la concentration moyenne journalière de PM<sub>10</sub> était supérieure à 50 µg/m<sup>3</sup> en Belgique est, avec 17 jours en 2019 (à nouveau, à la résolution de RIO, c'est-à-dire 4x4km<sup>2</sup>), la valeur la plus basse depuis 1997 (Figure 14). Si les fluctuations d'une année à l'autre peuvent être attribuées aux conditions météorologiques, on observe cependant une tendance décroissante du nombre de jours de dépassement en Belgique depuis 1997. Il semblerait donc que la baisse constatée des émissions de particules fines primaires et des précurseurs de particules fines ait un effet favorable sur le nombre de jours de dépassement. Depuis 2016, on observe une relative stagnation

La tendance décroissante du nombre de jours de dépassement depuis 1997 concerne les trois Régions (cf. Figure 15). Le nombre maximum de jours où la norme moyenne journalière a été dépassée en Flandre, en Wallonie et à Bruxelles s'élevait respectivement à 19, 7 et 5 jours en 2019, soit les valeurs les plus basses depuis 1997.



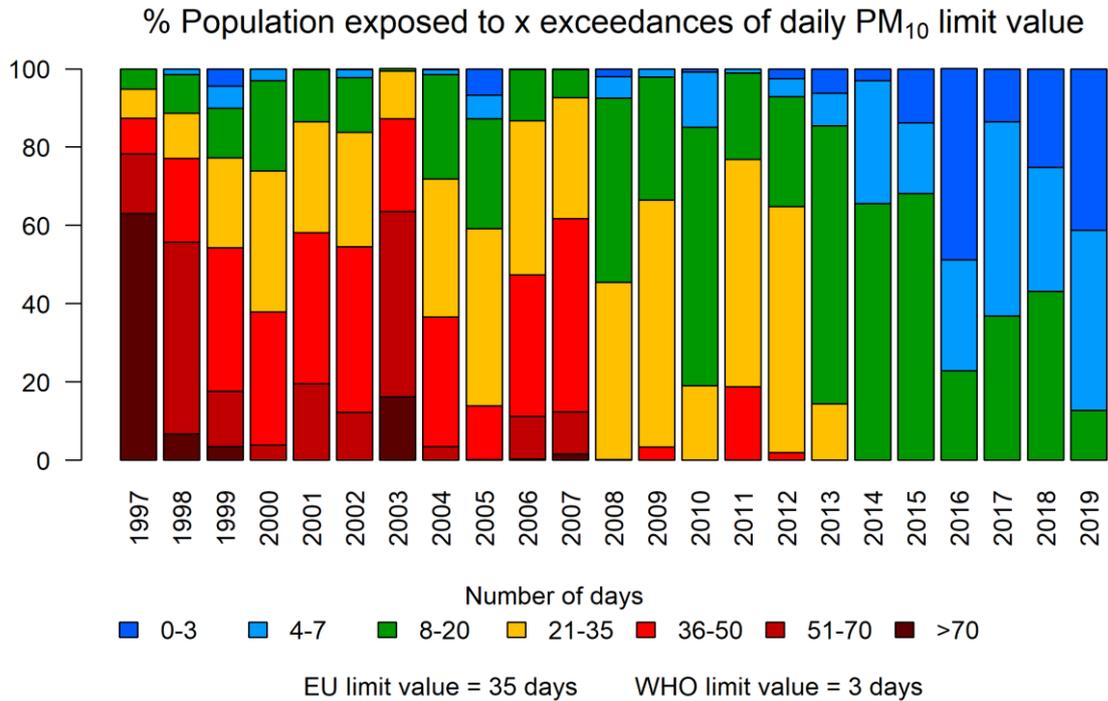
**Figure 14 : Diagramme en boîtes du nombre de jours par an où les concentrations moyennes journalières de PM<sub>10</sub> ont été supérieures à 50 µg/m<sup>3</sup>. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

### Maximum number of days with daily mean PM<sub>10</sub> > 50 µg/m<sup>3</sup>



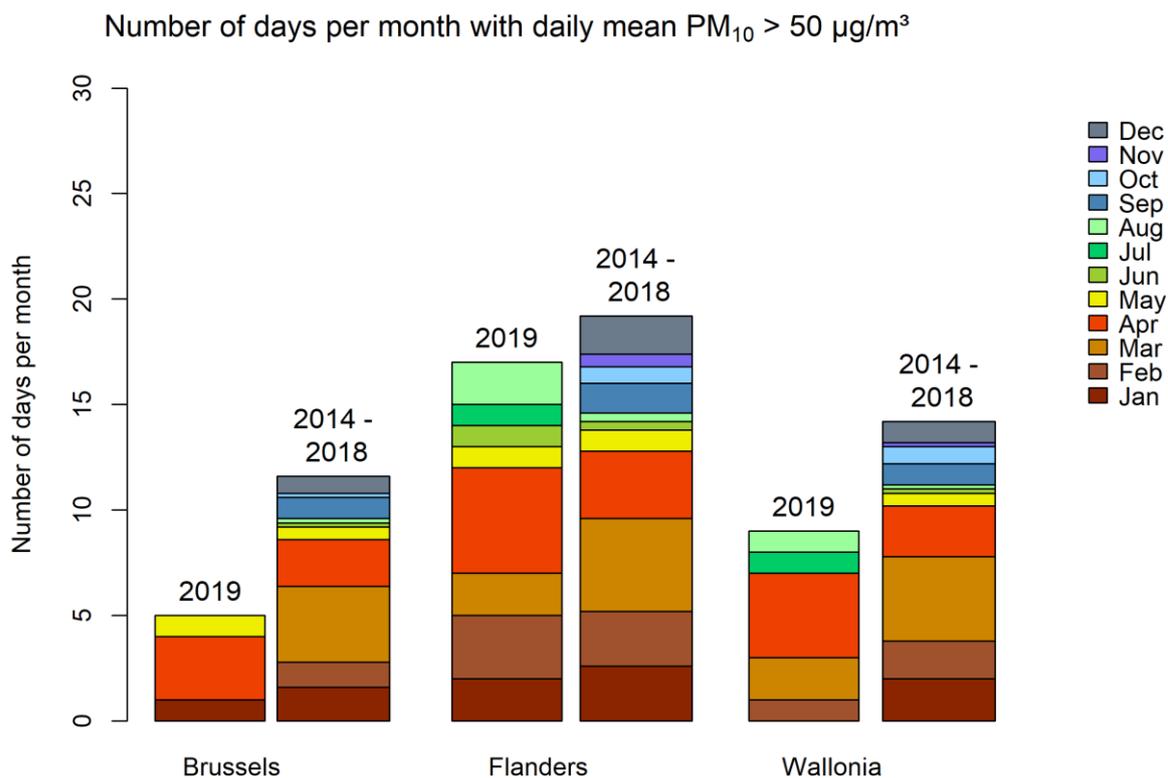
**Figure 15 : Evolution du nombre maximum de jours par an où la concentration moyenne journalière de PM<sub>10</sub> était supérieure à 50 µg/m<sup>3</sup> en Belgique et dans les trois Régions. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

En 2019, personne en Belgique n'a été exposé à plus de 35 jours de dépassement (Figure 16). 87 % de la population a été exposé à moins de 8 jours de dépassement et 13% entre 8 et 20 jours. Cependant, environ 59% de la population belge est toujours exposée à plus de trois jours de dépassement, soit la valeur indicative de l'OMS. Ici aussi, il est important de tenir compte de la résolution spatiale de la méthode d'interpolation RIO (voir ci-dessus), car l'incertitude sur les valeurs d'exposition est élevée.



**Figure 16 : Evolution de l'exposition de la population à des jours de concentration moyenne journalière de PM<sub>10</sub> supérieure à 50 µg/m<sup>3</sup>. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

La Figure 17 présente la distribution du nombre maximum de jours de dépassement par Région pour les différents mois de l'année, et ce à la fois pour 2019 et en moyenne pour les cinq années précédentes. En 2019, la majorité des dépassements a été observée dans la première partie de l'année de janvier à avril.



**Figure 17 : Nombre maximal de jours par mois où la norme moyenne journalière de  $50 \mu g/m^3$  a été dépassée localement en Régions bruxelloise, flamande et wallonne en 2019, et au cours des cinq années précédentes. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

## 3.2 $PM_{2.5}$

### 3.2.1 Stations de mesure $PM_{2.5}$

La Figure 18 montre l'évolution du nombre de stations de mesure des concentrations de  $PM_{2.5}$ . À nouveau, celles-ci comprennent à la fois les stations des réseaux téléométriques et les stations utilisées dans le cadre d'études spécifiques. Le nombre de stations de mesure de  $PM_{2.5}$  a sensiblement augmenté et en particulier sur la dernière décennie, passant de 5 en 2000 à 32 en 2008 et à 73 en 2019. Étant donné que le nombre de stations de mesure en 2008 était nettement inférieur au nombre actuel de stations, l'incertitude des cartes interpolées est plus élevée au cours des premières années. Ce phénomène est particulièrement marqué pour la Wallonie puisqu'aucune station de mesure des  $PM_{2.5}$  n'y était installée avant 2008.

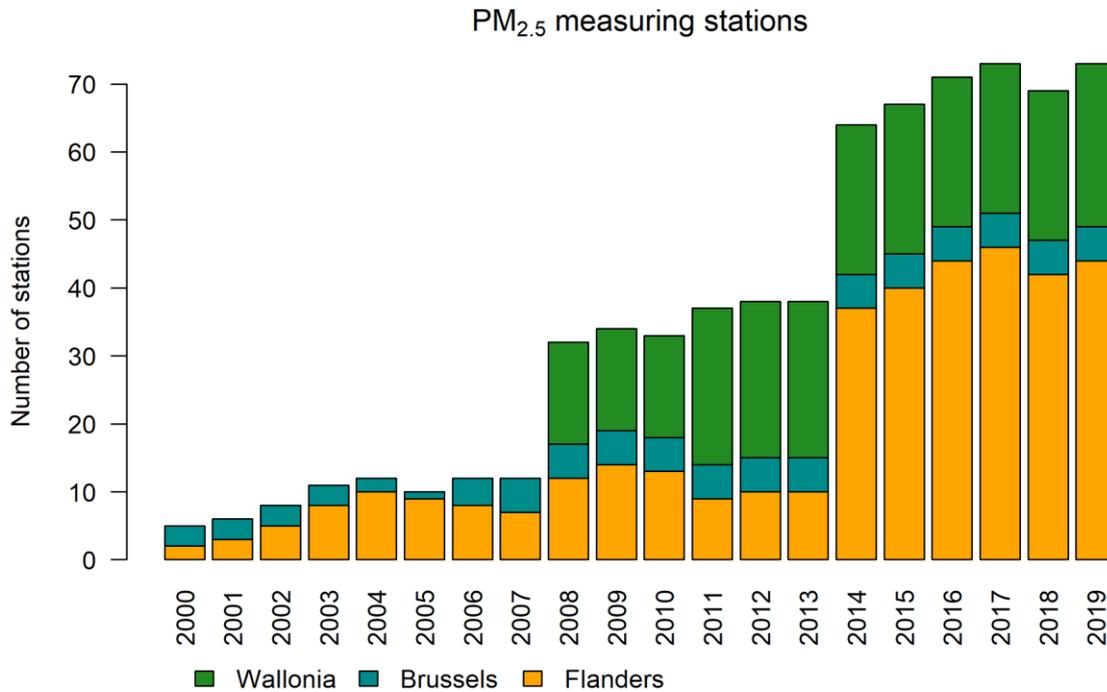


Figure 18 : Evolution du nombre de stations de mesure de PM<sub>2.5</sub> en Belgique.

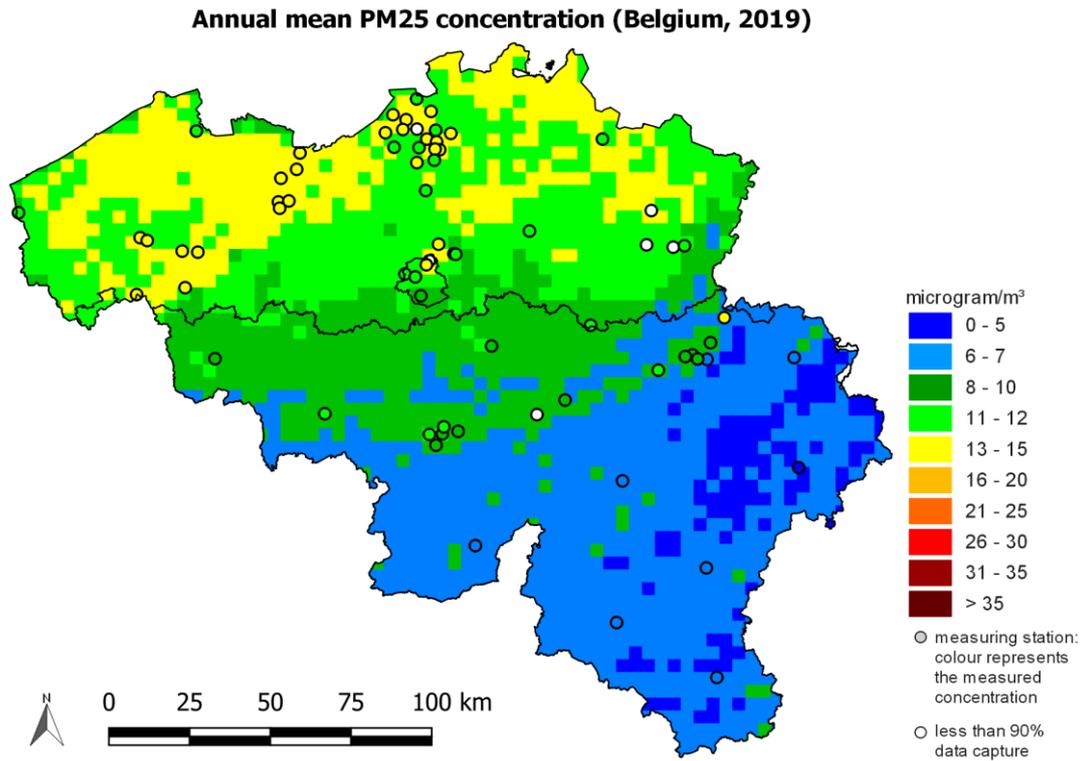
### 3.2.2 Concentrations moyennes annuelles de PM<sub>2.5</sub>

La valeur limite européenne de concentration pour la protection de la population à une exposition de longue durée aux PM<sub>2.5</sub> est de 25 µg/m<sup>3</sup> en moyenne annuelle, valeur limite d'application à partir de 2015. En 2018, la concentration moyenne annuelle de PM<sub>2.5</sub> était inférieure à 25 µg/m<sup>3</sup> partout en Belgique (Figure 19). La concentration moyennée spatialement de PM<sub>2.5</sub> sur la Belgique s'élevait à 9 µg/m<sup>3</sup>. Une concentration maximale de 15 µg/m<sup>3</sup> a été enregistrée en Flandre. Les concentrations les plus basses, inférieures à la valeur indicative de l'OMS de 10 µg/m<sup>3</sup>, ont été observées au sud du sillon Sambre et Meuse.

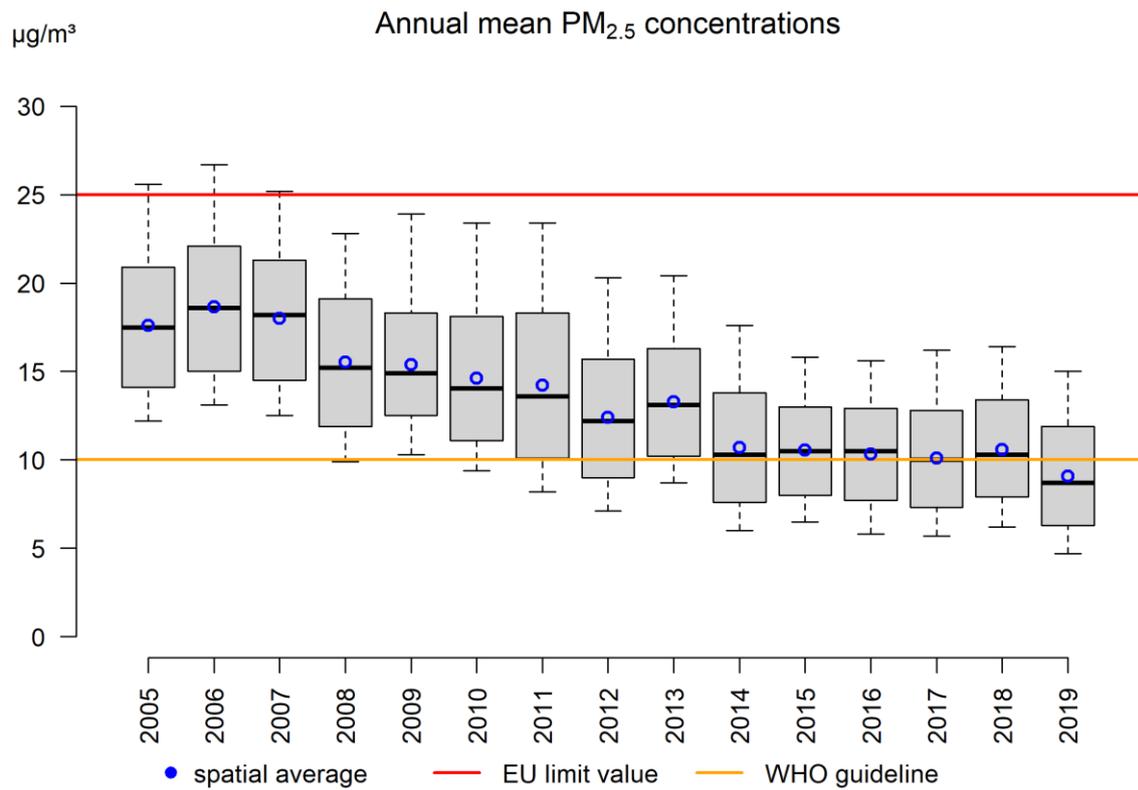
Les concentrations de PM<sub>2.5</sub> en moyenne spatiale annuelle, ainsi que les centiles les plus bas, montrent une légère tendance décroissante entre 2006 et 2014 (Figure 20). Pour les dernières années, les valeurs sont relativement stables par rapport à 2014. En 2019, les concentrations en moyenne spatiale annuelle s'élevaient à 11,8 µg/m<sup>3</sup> en Flandre, 6,9 µg/m<sup>3</sup> en Wallonie et 10,9 µg/m<sup>3</sup> à Bruxelles. Les concentrations de PM<sub>2.5</sub>, en baisse dans toutes les Régions de 2006 à 2014, ont tendance à se stabiliser depuis 2014 (Figure 21).

Si l'on compare l'année 2019 avec les années précédentes (2014-2018) par saison (Figure 22), il n'y a pas de diminution des concentrations de PM<sub>2.5</sub> en hiver ou au printemps. Les concentrations sont clairement plus basses en été que pour les trois autres saisons. Il y a plusieurs raisons à cela : en particulier des émissions plus élevées, dues entre autres au chauffage des bâtiments pendant les mois les plus froids et des conditions météorologiques plus défavorables.

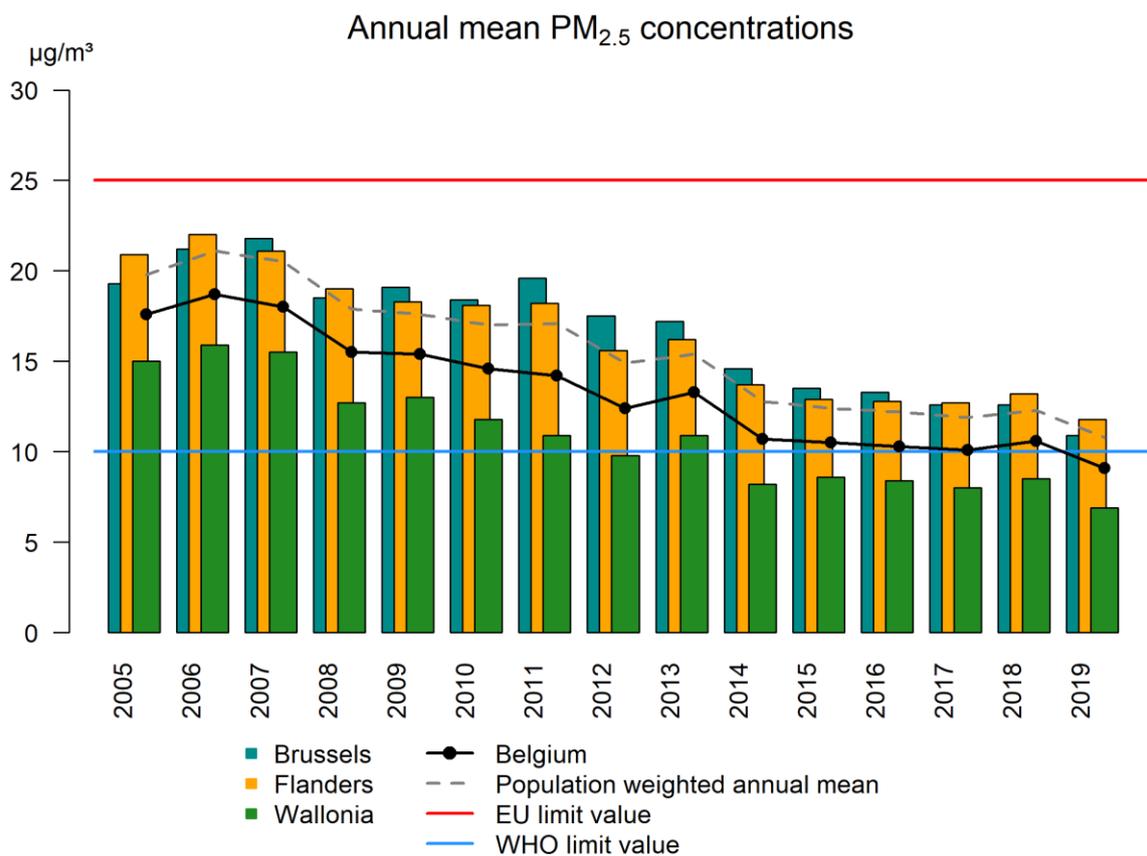
En 2019, la population belge n'a pas été exposée à des concentrations de PM<sub>2.5</sub> supérieures à 20 µg/m<sup>3</sup>. L'exposition de la population à des concentrations supérieures à la valeur guide de l'OMS de 10 µg/m<sup>3</sup> a atteint 62,2 % en 2019 (cf. Figure 23).



**Figure 19 : Distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle de PM<sub>2.5</sub> en Belgique en 2019. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**



**Figure 20 : Diagramme en boîtes des concentrations moyennes annuelles de PM<sub>2.5</sub> (µg/m<sup>3</sup>) sur la période 2005-2019. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**



**Figure 21 : Evolution des concentrations annuelles moyennes spatiales de PM<sub>2.5</sub> pour les trois Régions et la Belgique, ainsi que de la concentration moyenne annuelle pondérée en fonction de la population pour la Belgique. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

### Spatial average PM<sub>2.5</sub> concentrations per season

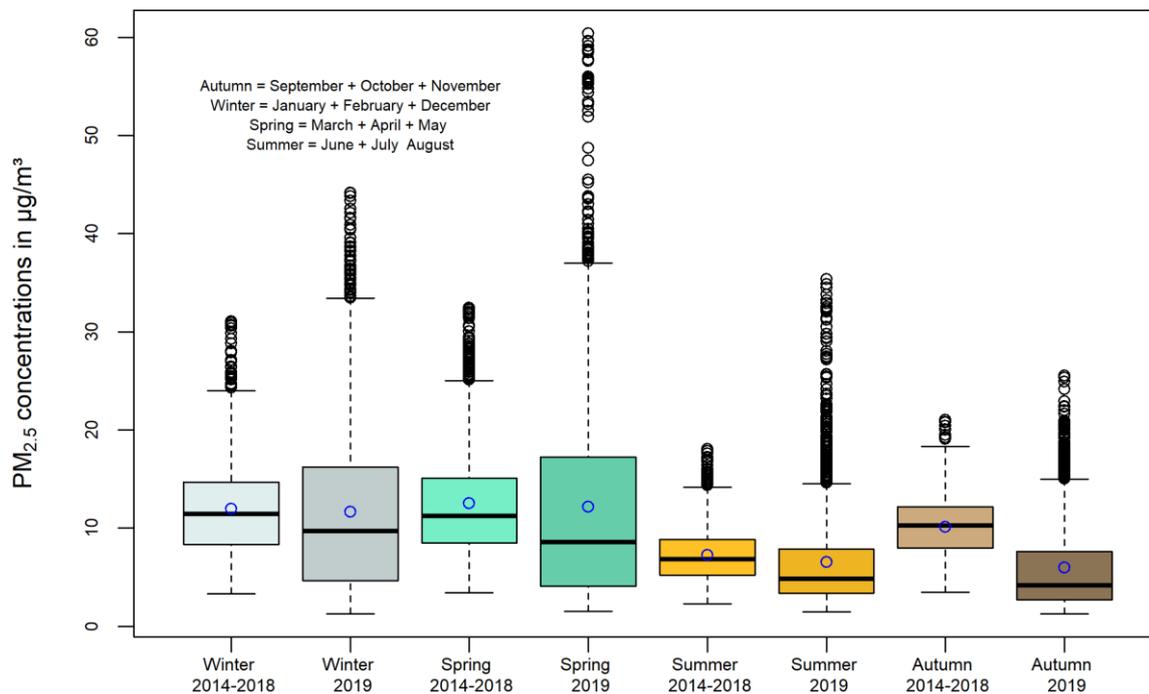
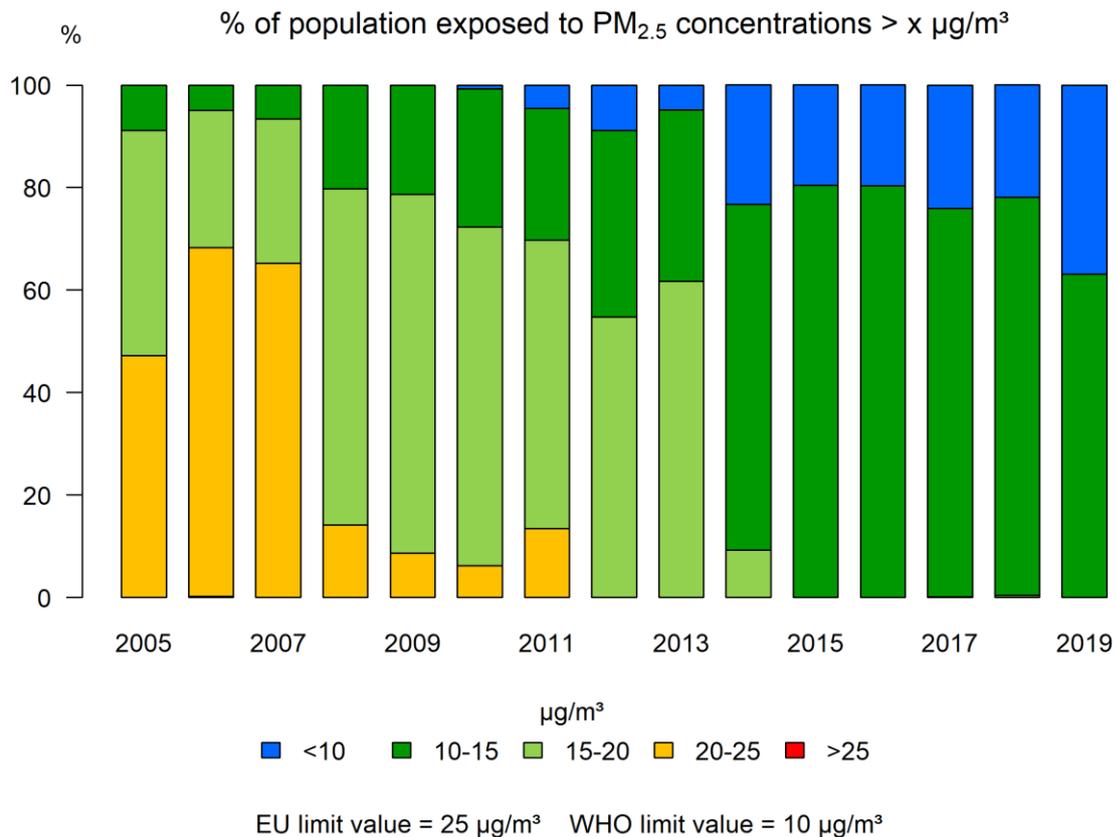
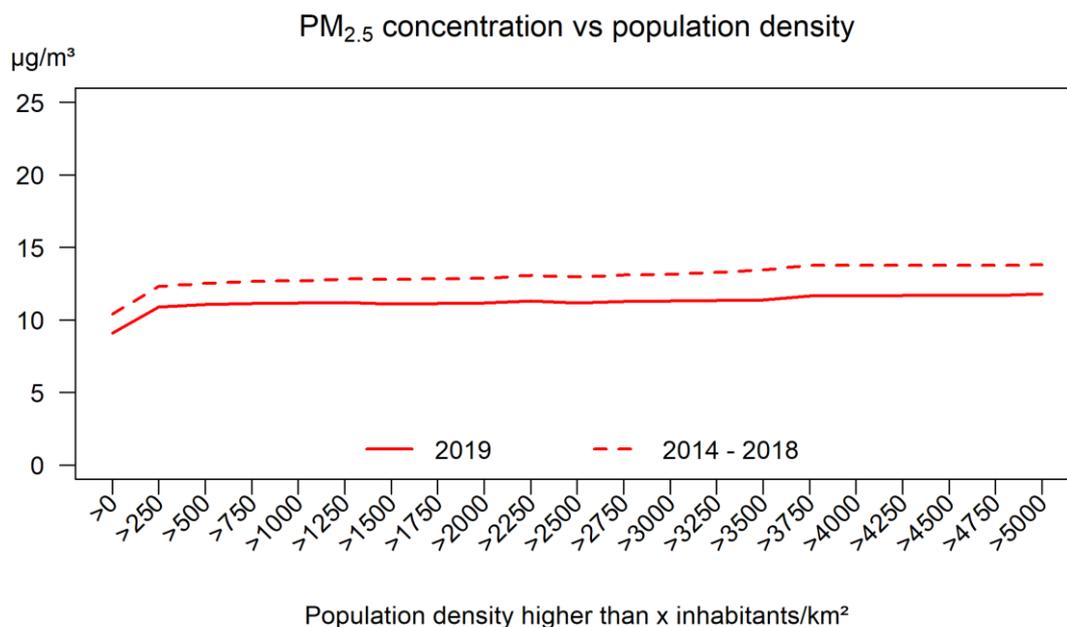


Figure 22 : Diagramme en boîte des concentrations moyennes saisonnières de PM<sub>2,5</sub> (µg/m<sup>3</sup>) en 2019 comparativement à la période 2014-2018



**Figure 23 : évolution de l'exposition de la population aux concentrations moyennes annuelles de PM<sub>2.5</sub>, calculée sur base de la technique d'interpolation RIO.**

À partir des concentrations de PM<sub>2.5</sub> dans chaque cellule de la grille RIO et de la densité de population connue également par cellule, il est possible d'établir une relation entre la concentration de PM<sub>2.5</sub> et la densité de population (nombre d'habitants par km<sup>2</sup>) au-dessus d'une valeur donnée (Figure 24). Cette relation révèle que les personnes qui habitent des lieux caractérisés par une densité de population importante sont exposées aux concentrations annuelles moyennes de PM<sub>2.5</sub> les plus élevées.



**Figure 24 : Relations entre les concentrations moyennes annuelles interpolées de PM<sub>2.5</sub> et la densité de population (nombre d'habitants/km<sup>2</sup>) supérieure à un seuil donné (donné sur l'axe horizontal du graphique). Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

### 3.2.3 Indicateur d'exposition moyenne (IEM)

Pour réduire l'exposition de la population aux PM<sub>2.5</sub>, la directive européenne 2008/50/CE prévoit le calcul d'un « indicateur d'exposition moyenne » (IEM). Cet IEM est une valeur cible nationale. Il se définit comme la moyenne sur trois ans des concentrations de PM<sub>2.5</sub> mesurées dans des lieux caractéristiques de la pollution de fond urbaine. Une valeur limite de 20 µg/m<sup>3</sup> a été fixée pour cet IEM à l'horizon 2015, ainsi qu'un objectif de réduction pour 2020. Pour la Belgique, ce pourcentage de réduction<sup>2</sup> est déterminé par l'IEM calculé sur base des années 2009, 2010 et 2011 (période temporelle autorisée par la directive en remplacement de la période par défaut 2008-2010) ; la réduction en question devra être atteinte en 2020, sur base de l'IEM calculé pour les années 2018, 2019 et 2020.

Pour calculer l'IEM, seules sont prises en compte les stations de fond urbaines qui ont respecté les objectifs de qualité des données, c'est-à-dire pour lesquelles au moins 85 % de données validées sont disponibles. Le Tableau 6 donne un aperçu des stations de mesure de la pollution de fond urbaine qui ont été sélectionnées dans les trois Régions pour le calcul de l'IEM et de l'IEM national finalement calculé. Pour la Belgique, l'IEM est ainsi de 19.0 µg/m<sup>3</sup>. Sur base de l'annexe XIV de la directive 2008/50/CE, cet IEM appartient à la classe « 18 → 22 µg/m<sup>3</sup> », ce qui signifie que la Belgique est obligée de réduire l'IEM de 20 % d'ici 2020, ce qui revient à atteindre un IEM de 15.2 µg/m<sup>3</sup>. L'évaluation finale s'effectuera sur base des mesures réalisées (aux mêmes points de mesures de pollution de fond urbaine) durant la période 2018, 2019 et 2020.

<sup>2</sup> Source : annexe XIV de la directive européenne concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe.

L'IEM calculé pour les années 2017, 2018 et 2019 est de 12,3 µg/m<sup>3</sup> (Tableau 7) et donc en dessous de l'objectif à atteindre en 2020.

**Tableau 6 : Liste des concentrations de PM<sub>2.5</sub> pour 2009, 2010 et 2011 par station de mesure de la pollution de fond urbaine qui ont été reprises dans le calcul de l'indicateur d'exposition moyenne ou IEM.**

<b>Nom de la station</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>
MOLENBEEK-ST-JEAN	21,81	22,44	25,05
UCCLE	18,63	18,45	18,77
LIÈGE	16,41	14,54	14,66
CHARLEROI	16,45	*	14,17
BRUGES	*	18,91	18,64
GAND	19,95	20,75	20,24
ANVERS	20,16	20,16	19,55
SCHOTEN	19,20	19,27	18,96
<b>moyenne annuelle</b>	<b>18,94</b>	<b>19,22</b>	<b>18,75</b>
<b>moyenne 2009 2010 2011</b>	<b>18,97</b>		
<b>IEM</b>	<b>19,0</b>		

*\*ne satisfont pas aux objectifs de qualité de données prévoyant qu'au moins 90 % de données validées doivent être disponibles.*

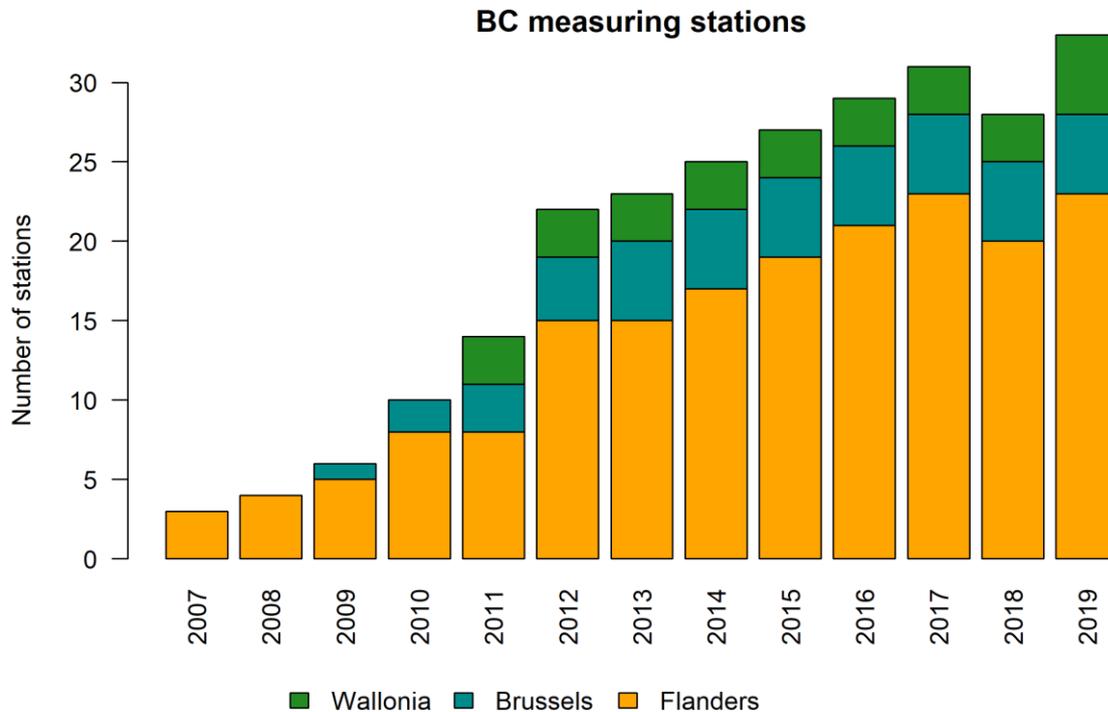
**Tableau 7 : Liste des concentrations de PM<sub>2.5</sub> pour 2017, 2018 et 2019 par station de mesure de la pollution de fond urbaine qui ont été reprises dans le calcul de l'indicateur d'exposition moyenne ou IEM.**

<b>Nom de la station</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>
MOLENBEEK-SAINT-JEAN	13,54	13,47	11,60
UCCLE	12,28	11,25	9,57
LIEGE	9,40	10,44	7,08
CHARLEROI	11,78	12,36	10,42
BRUGES	13,51	13,29	12,39
GAND	15,12	15,54	13,38
ANVERS	14,32	13,75	12,66
SCHOTEN	13,61	13,27	11,62
<b>Moyenne annuelle</b>	<b>12,92</b>	<b>12,92</b>	<b>11,09</b>
<b>Moyenne 2017 2018 2019</b>	<b>12,32</b>		
<b>IEM</b>	<b>12,3</b>		

### 3.3 Black Carbon (BC)

#### 3.3.1 Stations de mesures BC

Les mesures de BC ont débuté dans les réseaux télémétriques en 2007 en Flandre, en 2009 à Bruxelles et en 2011 en Wallonie (**Figure 25**). Le nombre de stations était de 33 en 2019, dont 23 en Flandre, 5 à Bruxelles et 5 en Wallonie.



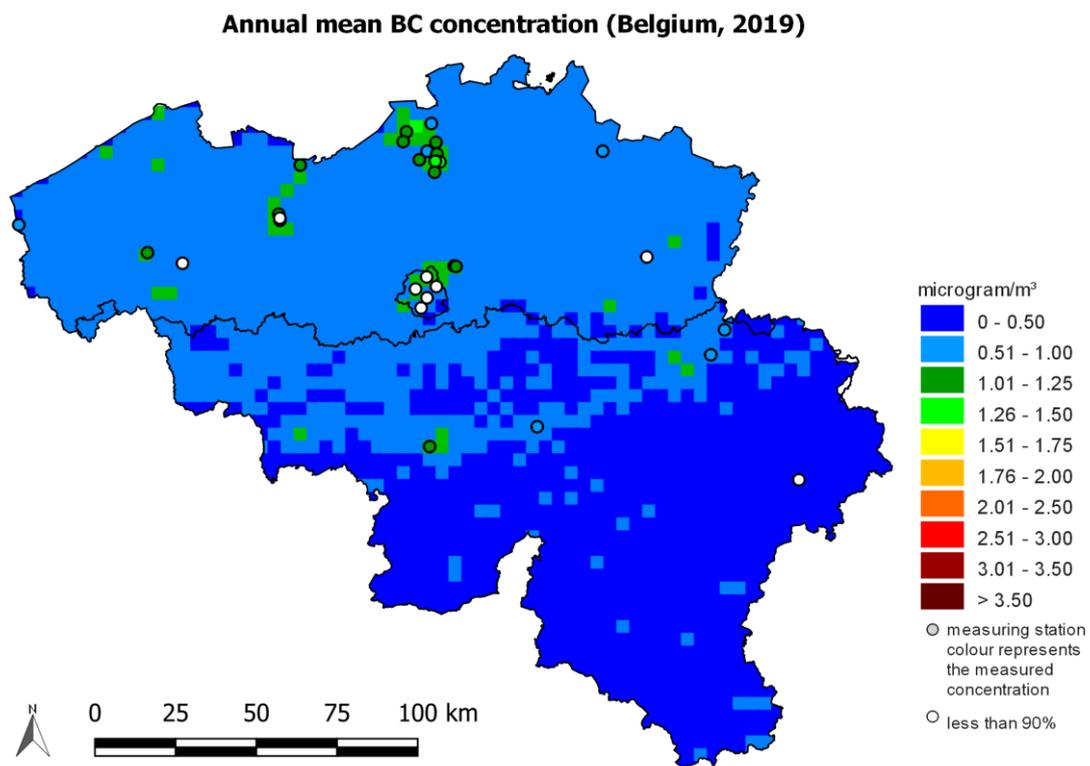
**Figure 25 : Evolution du nombre de stations de mesure du BC en Belgique.**

#### 3.3.2 Concentrations annuelles en BC

Le BC est un sous-ensemble des particules fines, composées de carbone sous forme élémentaire, et dont les concentrations sont mesurées sur base de ses propriétés optiques. Ce polluant est principalement relié à la combustion de carburants fossiles ou de la biomasse. Ainsi, des concentrations élevées de black carbon sont généralement observées à proximité du trafic, par exemple.

La Figure 26 reprend la distribution spatiale de la moyenne annuelle en BC en Belgique pour 2019. Il faut souligner que d'une part, le nombre de stations de mesure du black carbon est actuellement faible par rapport à la superficie à couvrir en Belgique (particulièrement en Wallonie) et la répartition spatiale des stations très inhomogène et que d'autre part, les concentrations de BC diminuent rapidement lorsqu'on s'éloigne des sources. La carte des concentrations présentée sur la Figure 26 n'est donc donnée qu'à titre indicatif.

Étant donné que la période temporelle de mesure est limitée (les mesures n'ayant débuté qu'en 2007), une analyse de tendance n'est pas possible actuellement.



**Figure 26 : Distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle de BC en Belgique en 2019. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

## 4 Oxydes d'azote

Les oxydes d'azote ( $\text{NO}_x$ ) désignent le mélange des composés gazeux de monoxyde d'azote (NO) et de dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ ). Les oxydes d'azote sont principalement émis par les activités humaines par le biais des processus de combustion à haute température, qui provoquent une oxydation de l'azote présent dans l'air. Les principales sources de  $\text{NO}_x$  sont le transport routier, la production d'énergie et l'industrie (y compris les raffineries), ainsi que le chauffage des bâtiments. En Belgique, environ la moitié des émissions de  $\text{NO}_x$  proviennent du transport routier. Les  $\text{NO}_x$  sont principalement émis sous la forme de NO et en moindre mesure de  $\text{NO}_2$ , sauf pour les voitures diesel pour lesquelles le rapport  $\text{NO}_2/\text{NO}_x$  peut atteindre 60 % (Grice et al. 2009). La durée de vie du NO est cependant très courte (quelques minutes) car il s'oxyde naturellement en  $\text{NO}_2$  au sein de l'atmosphère. Cette conversion se réalise également par le biais de réactions (photo)chimiques avec l'ozone et les composés organiques volatils (COV). Le NO est ainsi transformé en  $\text{NO}_2$ , dont la durée de vie dans l'atmosphère est plus longue (de quelques heures à quelques jours). Outre les émissions anthropiques, les  $\text{NO}_x$  sont également émis dans l'atmosphère par des processus biochimiques du sol, par les éclairs et les feux de forêt.

Les oxydes d'azote jouent également un rôle important dans la formation d'ozone. Durant les journées d'été fortement ensoleillées, les rayons ultraviolets du soleil dissocient le  $\text{NO}_2$  en NO et un radical libre d'oxygène. Ce dernier peut ensuite réagir avec une molécule d'oxygène pour former de l'ozone ( $\text{O}_3$ ), un gaz très réactif qui a des effets nocifs sur la population et les écosystèmes (voir chapitre 5).

Les oxydes d'azote jouent en outre un rôle dans la formation des aérosols. Par le biais de réactions chimiques au sein de l'atmosphère, les  $\text{NO}_x$  peuvent former se transformer en ions nitrates ( $\text{NO}_3^-$ ), un composant des particules fines secondaires. En raison de sa durée de vie plus longue, le  $\text{NO}_2$  peut être transporté sur de grandes distances et ainsi polluer des zones plus isolées, présentant un nombre faible de sources de pollution atmosphérique.

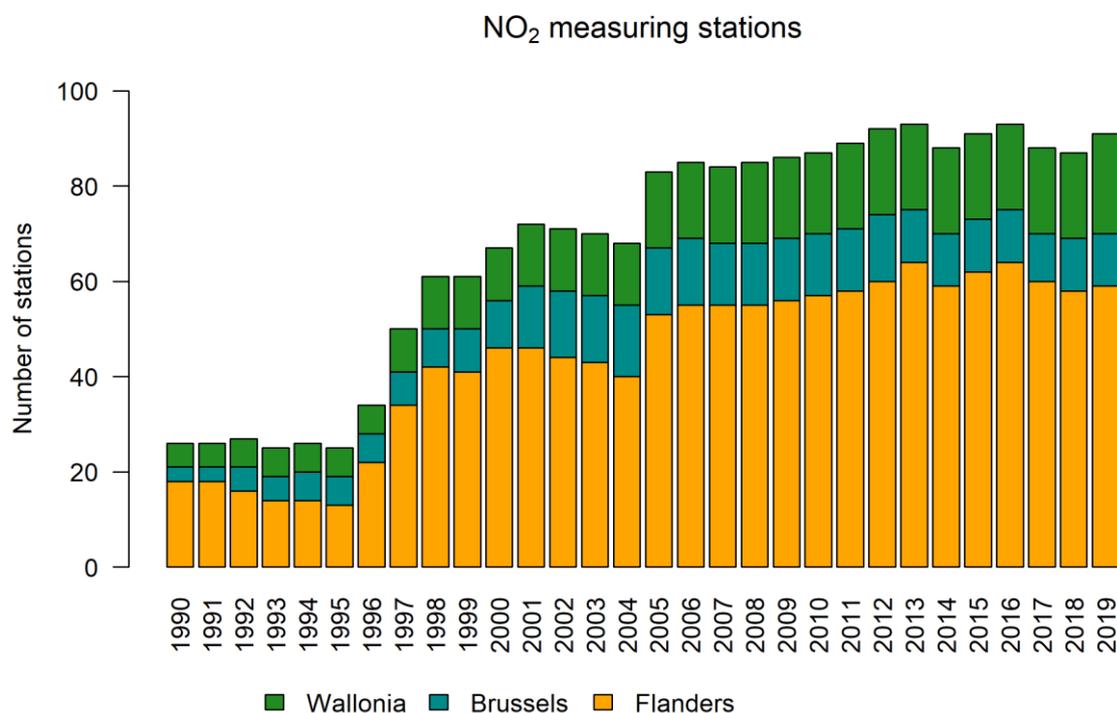
Les oxydes d'azote provoquent également l'acidification et l'eutrophisation (accumulation de nutriments) des environnements naturels (MIRA 2011 ; MIRA 2006), directement ou indirectement. Par exemple, le  $\text{NO}_2$  peut se déposer directement ou peut se transformer en acide nitrique ( $\text{HNO}_3$ ) dans l'atmosphère. Les dépôts secs ou humides d'acide nitrique peuvent à leur tour provoquer l'acidification du sol et de l'eau.

Une exposition à de très fortes concentrations de  $\text{NO}_2$  peut avoir des effets nocifs immédiats sur la santé. L'effet d'une exposition de longue durée aux concentrations actuelles de  $\text{NO}_2$  est difficile à isoler dans les études épidémiologiques. Il y a cependant des aspects sanitaires clairement liés aux émissions du trafic et il existe une forte corrélation entre les émissions de  $\text{NO}_2$  et les émissions liées au trafic routier. Pour ces raisons, la Commission européenne et l'Organisation mondiale de la santé ont fixé des valeurs limites pour ce polluant. De plus en plus d'éléments démontrent que le  $\text{NO}_2$  est nocif (étude REVIHAAP (OMS 2013)), principalement en ce qui concerne l'exposition à court terme. Concernant les effets chroniques (exposition à long terme), les conclusions sont moins claires.

### 4.1 Stations de mesure $\text{NO}_2$

La Figure 27 montre l'évolution du nombre de stations de mesure où la concentration de  $\text{NO}_2$  est mesurée et qui sont utilisées afin de produire les cartes d'interpolation RIO de ce rapport. Elles comprennent à la fois les stations des réseaux télémétriques, les stations utilisées dans le cadre d'études spécifiques ainsi que les stations gérées par les producteurs d'électricité et la Fédération pétrolière belge en collaboration avec les administrations régionales en charge de l'environnement. Le nombre de stations de mesure de  $\text{NO}_2$  a augmenté de manière importante en passant de 26 stations en 1990 à 91 en

2019. Etant donné que le nombre de stations de mesure en 1997 était nettement inférieur à celui de 2019, l'incertitude de la méthode d'interpolation (et des résultats qui en découlent) est plus élevée au cours des premières années de mesure.



**Figure 27 : Évolution du nombre de stations de mesure de NO<sub>2</sub> en Belgique.**

## 4.2 Concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub>

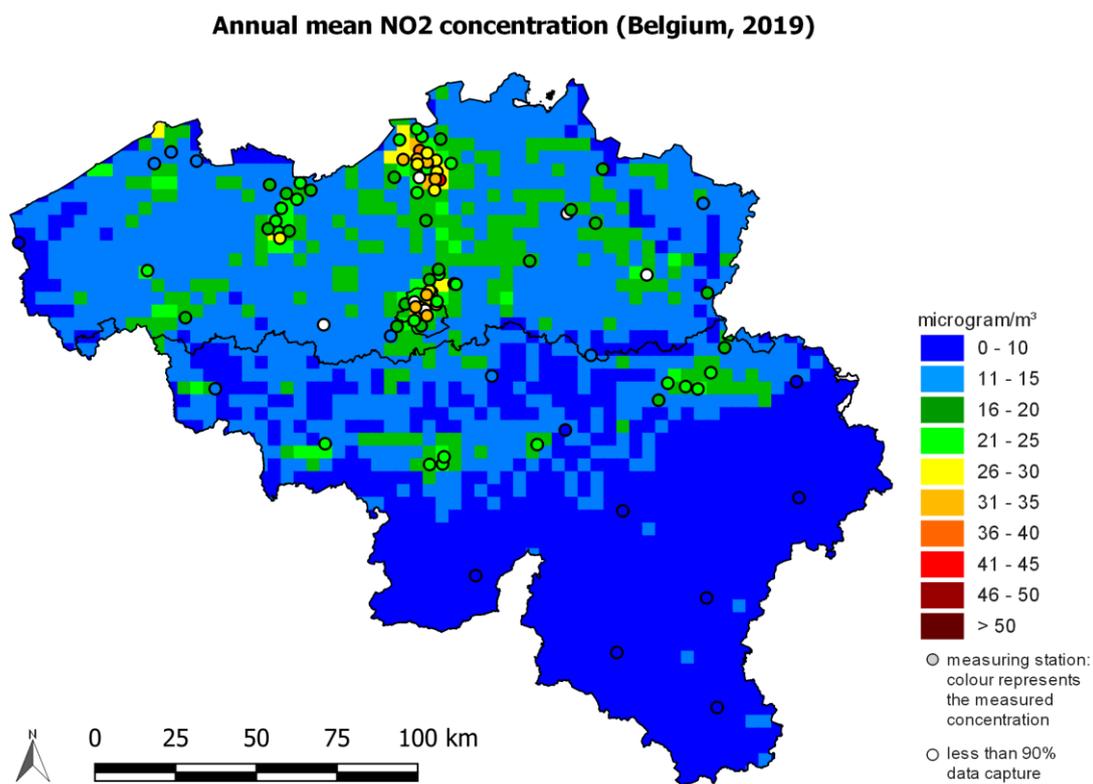
La valeur limite annuelle européenne pour la protection de la population est de 40 µg/m<sup>3</sup>. Cette valeur limite est d'application depuis 2010. De manière générale, la Figure 28 révèle que les moyennes annuelles les plus élevées sont mesurées dans les zones urbaines, ce qui n'est pas étonnant étant donné le lien étroit entre le trafic et les concentrations de NO<sub>2</sub>. À Anvers et à Bruxelles, des moyennes annuelles supérieures à 40 µg/m<sup>3</sup> sont mesurées aux sites fortement influencés par le trafic. À cause de la résolution spatiale limitée (4x4 km<sup>2</sup>), des dépassements locaux de la valeur limite pour le NO<sub>2</sub> ne sont pas toujours visibles sur les cartes d'interpolation.

La valeur maximale de la concentration moyenne annuelle de NO<sub>2</sub>, sur l'ensemble des cellules RIO, s'élève à 33,4 µg/m<sup>3</sup>.

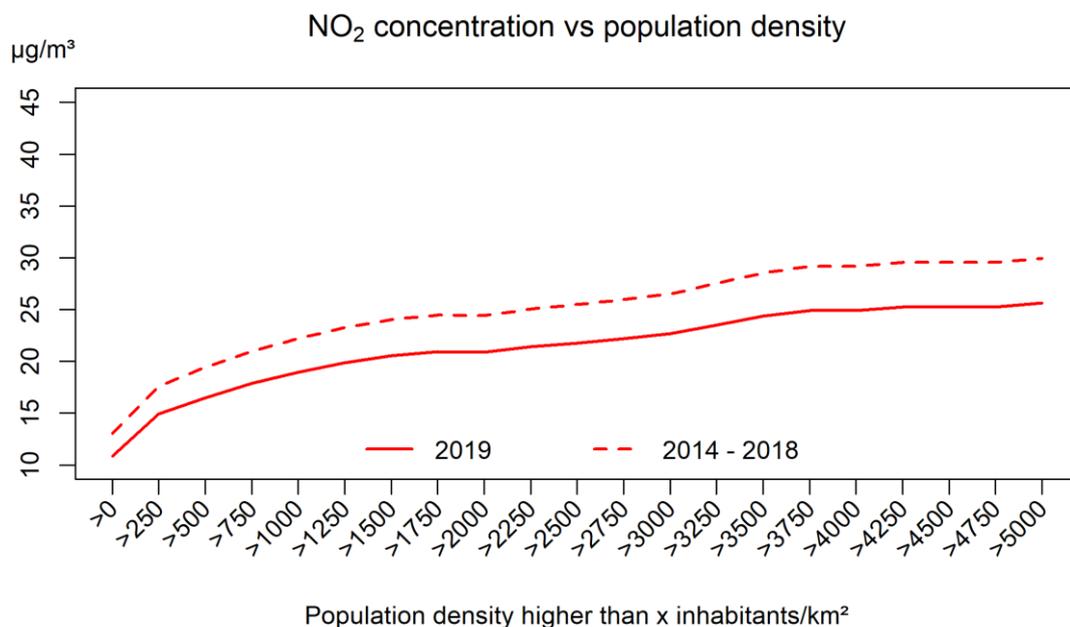
La moyenne spatiale annuelle est de 14,1 µg/m<sup>3</sup> en Flandre, 22,4 µg/m<sup>3</sup> à Bruxelles et 8,2 µg/m<sup>3</sup> en Wallonie. En outre, la moyenne spatiale annuelle sur l'ensemble de la Belgique compte tenu du nombre d'habitants par cellule (soit la moyenne pondérée en fonction de la population) s'élève à 16,7 µg/m<sup>3</sup>. Cette valeur est nettement supérieure à la moyenne spatiale annuelle sur la Belgique non pondérée en fonction de la population (10,9 µg/m<sup>3</sup>), ce qui reflète le fait que les zones les plus habitées sont également celles qui présentent les plus fortes concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub> (à savoir les zones urbaines). Ce constat est également clairement visible sur la Figure 29, qui présente la relation entre la concentration moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> et la densité de population cumulée. On peut voir que

pour l'année 2019, la concentration moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> dépasse 20 µg/m<sup>3</sup> à partir d'une densité supérieure à 1000 habitants/km<sup>2</sup>. Celle-ci était un peu plus élevée durant la période 2014-2018.

L'incertitude concernant les concentrations moyennes annuelles calculées de NO<sub>2</sub> figure en annexe D, ainsi que la probabilité d'un dépassement de la valeur limite annuelle.



**Figure 28 : Distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> en Belgique en 2019. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**



**Figure 29 : Relations entre les concentrations moyennes annuelles interpolées de NO<sub>2</sub> et la densité de population (habitants/km<sup>2</sup>). Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

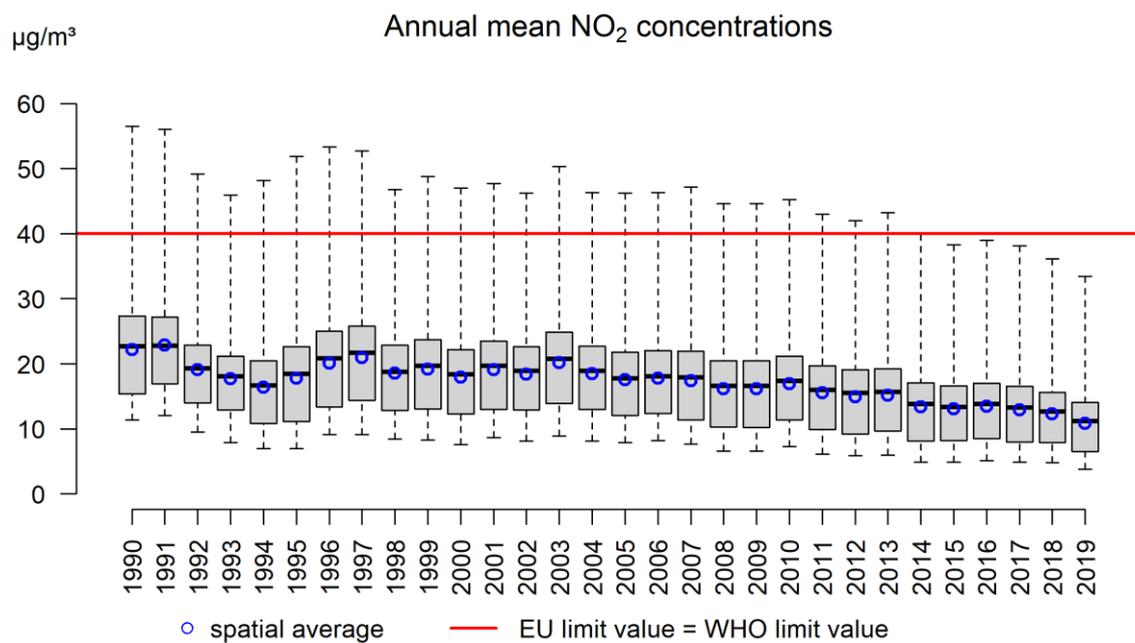
L'évolution du minimum, du 25<sup>ème</sup> centile (P25)<sup>3</sup>, du 50<sup>ème</sup> centile (P50), du 75<sup>ème</sup> centile (P75) et du maximum de la concentration moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> en Belgique est présentée à la Figure 30. La moyenne spatiale sur l'ensemble de la Belgique est également indiquée.

La Figure 31 présente quant à elle l'évolution des concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub> en Belgique et par région. Ici aussi, on peut constater que les moyennes annuelles sont plus élevées en Région bruxelloise. À partir de 2007, les concentrations en moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> décroissent dans les trois Régions, mais cette diminution ralentit et les concentrations ont tendance à stagner ces dernières années. Avant 1997, l'incertitude sur les moyennes annuelles calculées est plus élevée en raison du plus faible nombre de stations de mesure.

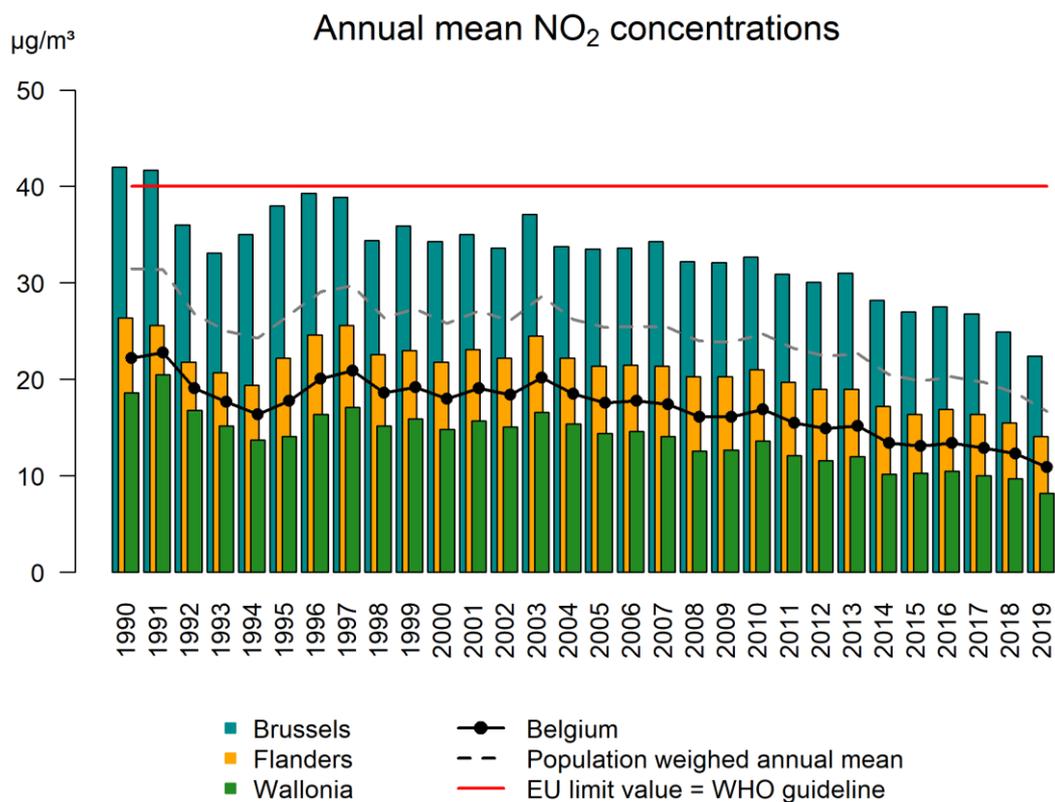
La Figure 32 présente les concentrations moyennes en NO<sub>2</sub> par saison pour 2019 par rapport aux années précédentes. Pour l'hiver 2019, on observe une plus importante dispersion spatiale des concentrations.

La Figure 33 montre que les concentrations de NO<sub>2</sub> sont plus élevées aux heures de pointe (et le soir également dans les heures qui suivent) et plus faibles en milieu de journée ou durant la nuit. Si l'on compare 2019 aux années précédentes (2014-2018), on constate que la diminution des concentrations est relativement homogène sur l'ensemble de la journée.

<sup>3</sup> P25 ou le 25<sup>ème</sup> centile est la valeur à laquelle 25 % des données sont inférieures et 75 % des valeurs sont supérieures.



**Figure 30 : Diagramme en boîtes des concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>) sur la période 1990-2019 en Belgique. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**



**Figure 31 : Évolution de la moyenne annuelle de NO<sub>2</sub> en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.**

### Spatial average NO<sub>2</sub> concentrations per season

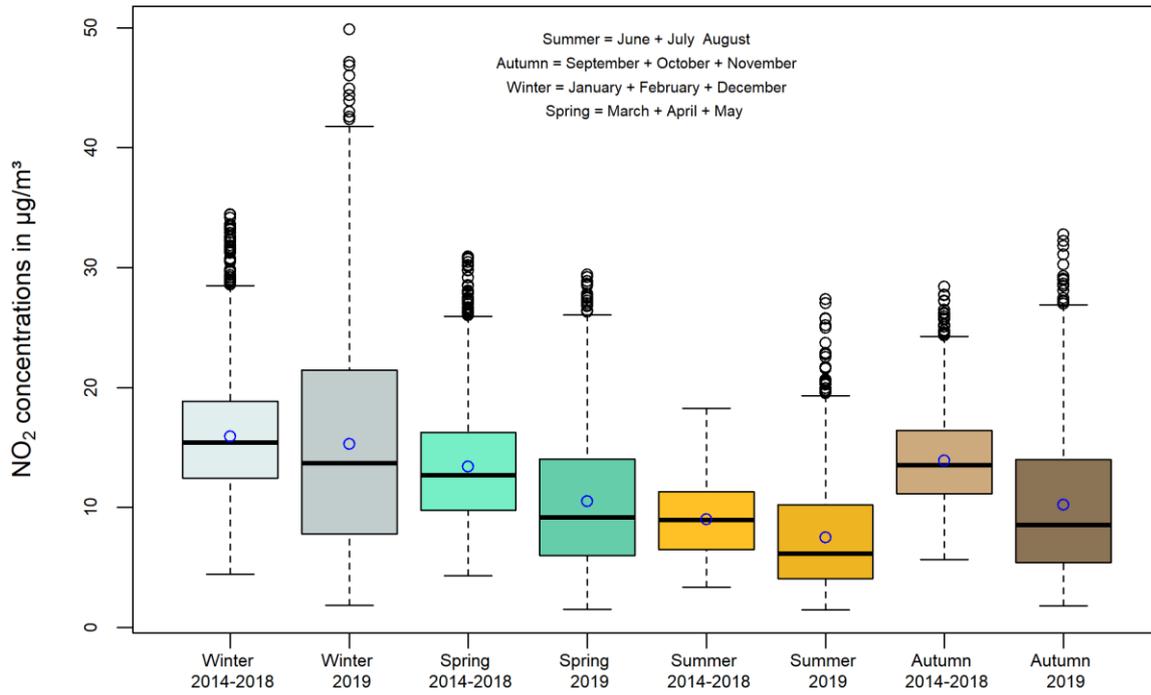
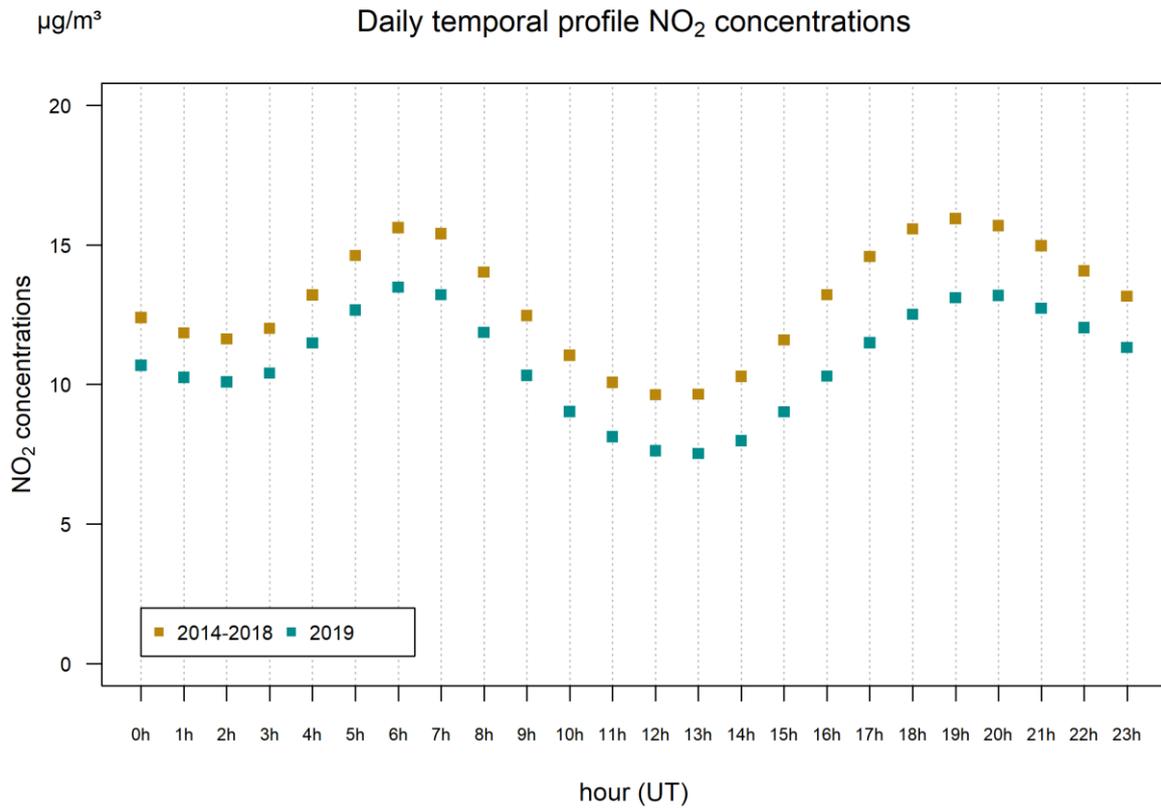


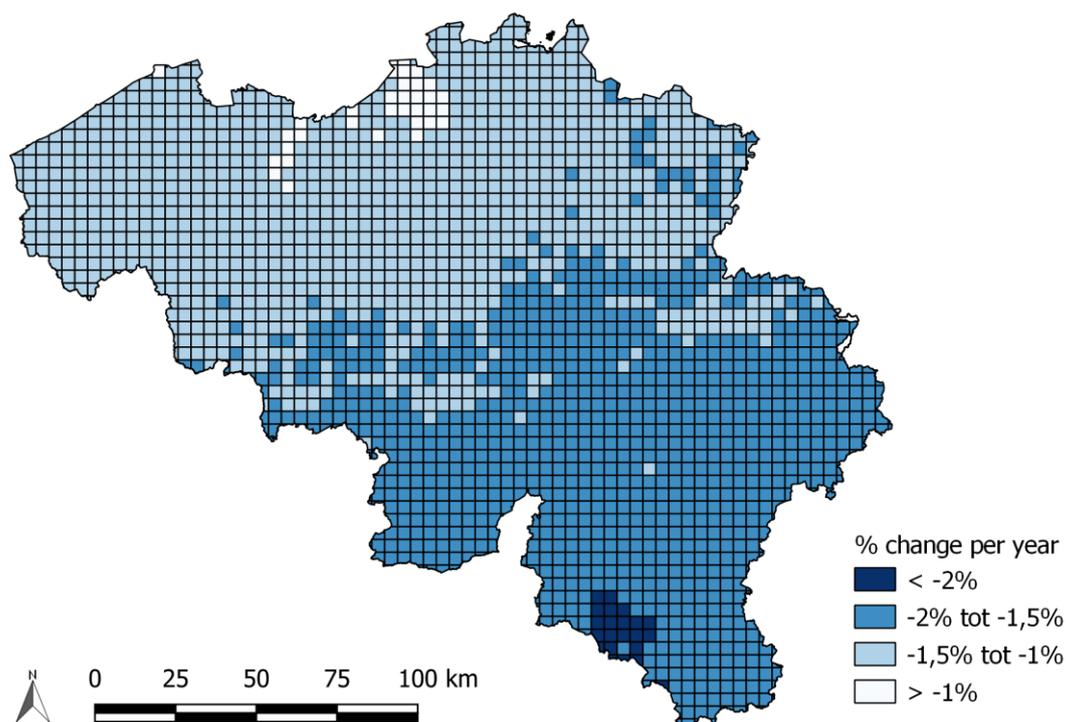
Figure 32 : Diagramme en boîte des concentrations saisonnières de PM<sub>2,5</sub> (µg/m<sup>3</sup>) : comparaison de 2019 avec la période 2014-2018



**Figure 33 : Profil horaire des concentrations de NO<sub>2</sub>.**

La décroissance des concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub> en Belgique est plutôt limitée sur la période 1990-2018 (Figure 34). Les décroissances les plus marquées (< -2,0 %/an) sont observées dans le sud du pays.

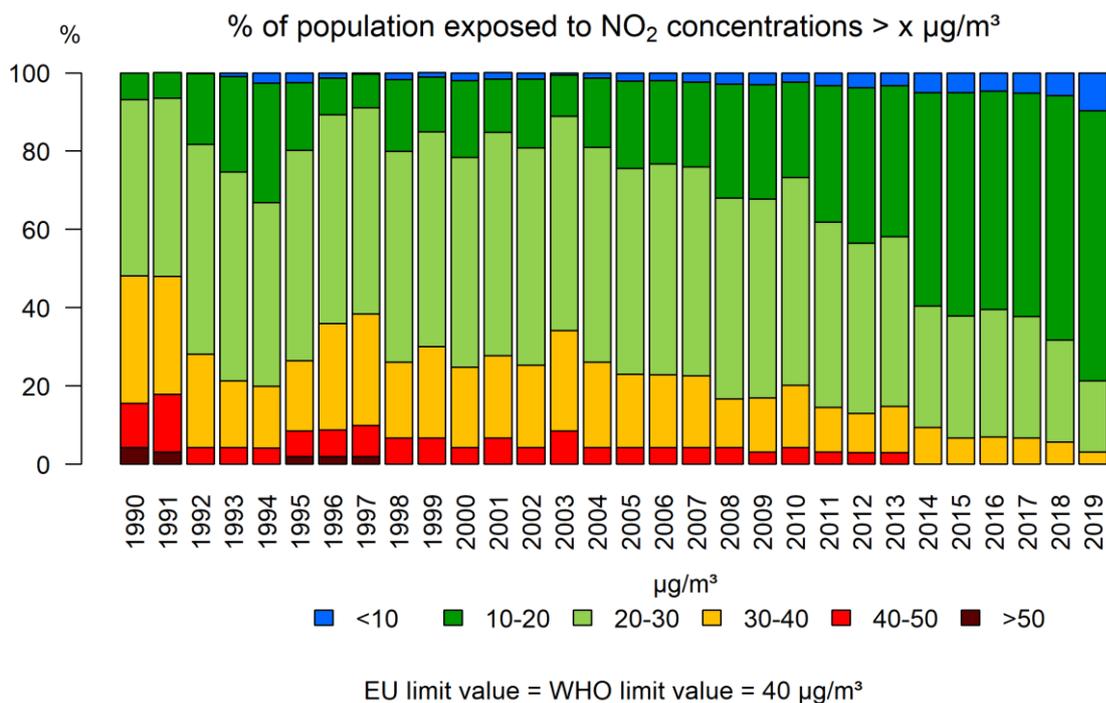
### Trend annual mean NO<sub>2</sub> concentrations (Belgium, 1990-2019)



**Figure 34 : Tendance ( $\mu\text{g}/\text{m}^3/\text{an}$ ) des concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub> au cours de la période 1990-2019. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

Sur la Figure 35, on peut observer que depuis 2003, l'exposition de la population calculée sur base des concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub> est en décroissance. Depuis 1998, le pourcentage de la population belge potentiellement exposée à des concentrations annuelles moyennes supérieures à la norme européenne fluctue autour de 7 %. En 2013, cette valeur a diminué à 3 % et depuis 2014, personne en Belgique n'a été exposé à des concentrations annuelles au-dessus de la limite européenne. Les résultats, cependant, doivent être interprétés avec une certaine prudence. L'exposition de la population est estimée à partir d'une interpolation spatiale des mesures et des chiffres de population par cellule de grille de 4x4 km<sup>2</sup>. Comme expliqué précédemment, des concentrations plus basses ou plus élevées que les valeurs fournies par la méthode d'interpolation RIO pour une cellule de 4x4 km<sup>2</sup> peuvent être mesurées localement. **C'est pourquoi, bien que la Figure 35 ne montre pas d'exposition à des concentrations élevées (i.e. > 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ), localement et en particulier à proximité des points de mesure où des dépassements ont été observés ou du trafic ou encore dans des streets canyons, la population a été exposée à des concentrations dépassant 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .**

Pour protéger la végétation et les écosystèmes naturels, la directive européenne prévoit également un niveau critique de concentration de 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , calculé en moyenne annuelle. Cette valeur limite doit être respectée pour les stations de mesures représentatives d'une zone d'au moins 1000 km<sup>2</sup>, située à au moins 20 km d'une agglomération et à au moins 5 km d'une zone bâtie, d'une route très fréquentée, d'une industrie... Aucun site ne satisfait l'ensemble de ces critères en Belgique ; néanmoins les stations s'en rapprochant le plus ne présentent aucun dépassement de la norme durant les 5 dernières années.



**Figure 35 : Pourcentage de la population belge exposée à des concentrations moyennes annuelles de NO<sub>2</sub>. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO**

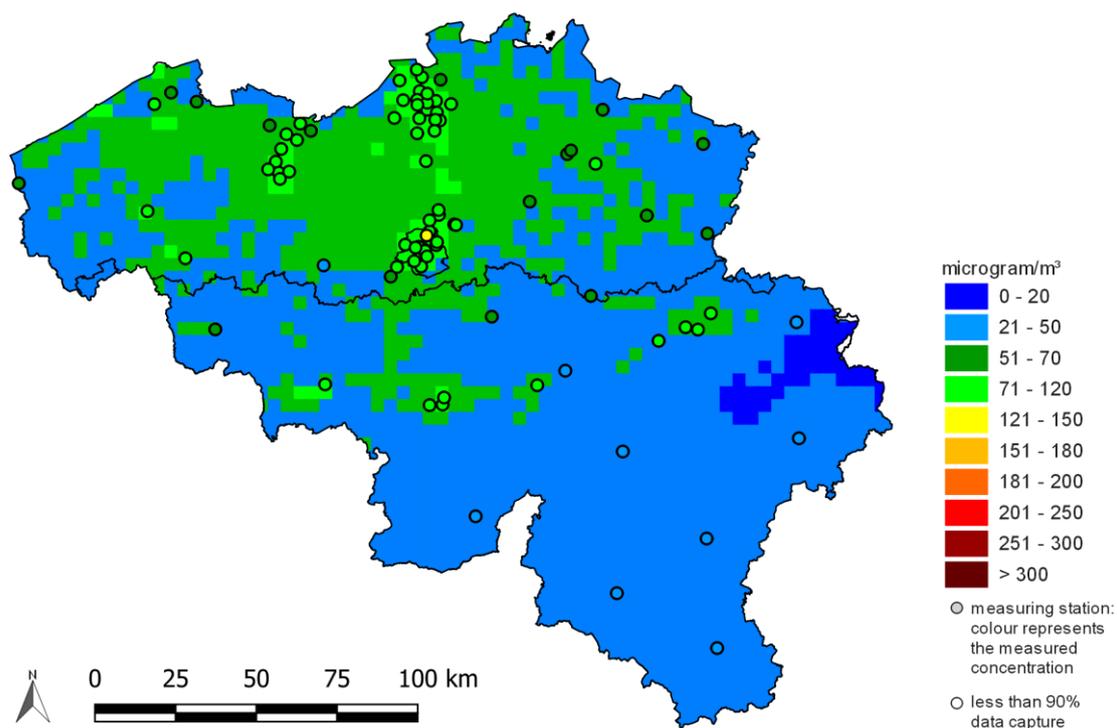
### 4.3 Valeurs horaires de NO<sub>2</sub>

Pour protéger la population contre une exposition à des pics de concentration de NO<sub>2</sub>, la législation européenne impose une valeur limite horaire de concentration de 200 µg/m<sup>3</sup>. Cette limite horaire ne peut être dépassée plus de 18 fois (et donc 18 heures) par an. En Belgique, cette valeur limite horaire est largement respectée. Très localement, sur des artères très fréquentées, il peut arriver que les 200 µg/m<sup>3</sup> soient dépassés à quelques reprises par an, mais les stations de mesure restent néanmoins sous la limite des 18 heures autorisées. En raison de la résolution de la méthode d'interpolations RIO, rappelons que les dépassements très locaux ne sont à nouveau pas visibles. La 19<sup>ème</sup> valeur horaire la plus élevée en Belgique en 2019 est présentée à la Figure 36 (elle correspond au 99.8<sup>ème</sup> centile de toutes les concentrations moyennes horaires d'une année). La valeur maximum de la 19<sup>ème</sup> valeur la plus élevée en Belgique (pour toutes les cases de 4x4 km<sup>2</sup>), est observée à Bruxelles et s'élève à 100,6 µg/m<sup>3</sup>, ce qui est largement en-dessous de la limite européenne de 200 µg/m<sup>3</sup>.

La valeur indicative de l'OMS est également de 200 µg/m<sup>3</sup>, mais celle-ci ne peut pas être dépassée. Cette valeur OMS est donc également respectée partout en Belgique.

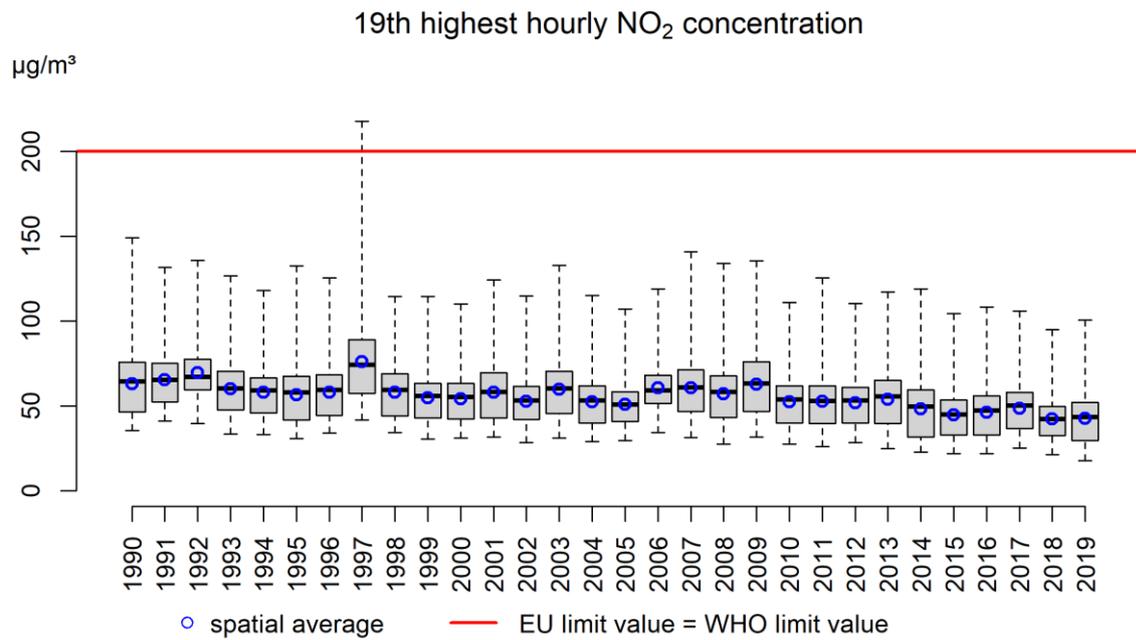
Enfin, la concentration moyenne horaire la plus haute de NO<sub>2</sub> (représentative d'une zone de 4x4 km<sup>2</sup>) a atteint 125 µg/m<sup>3</sup> en 2019.

### 19th highest hourly mean NO<sub>2</sub> concentration (Belgium, 2019)

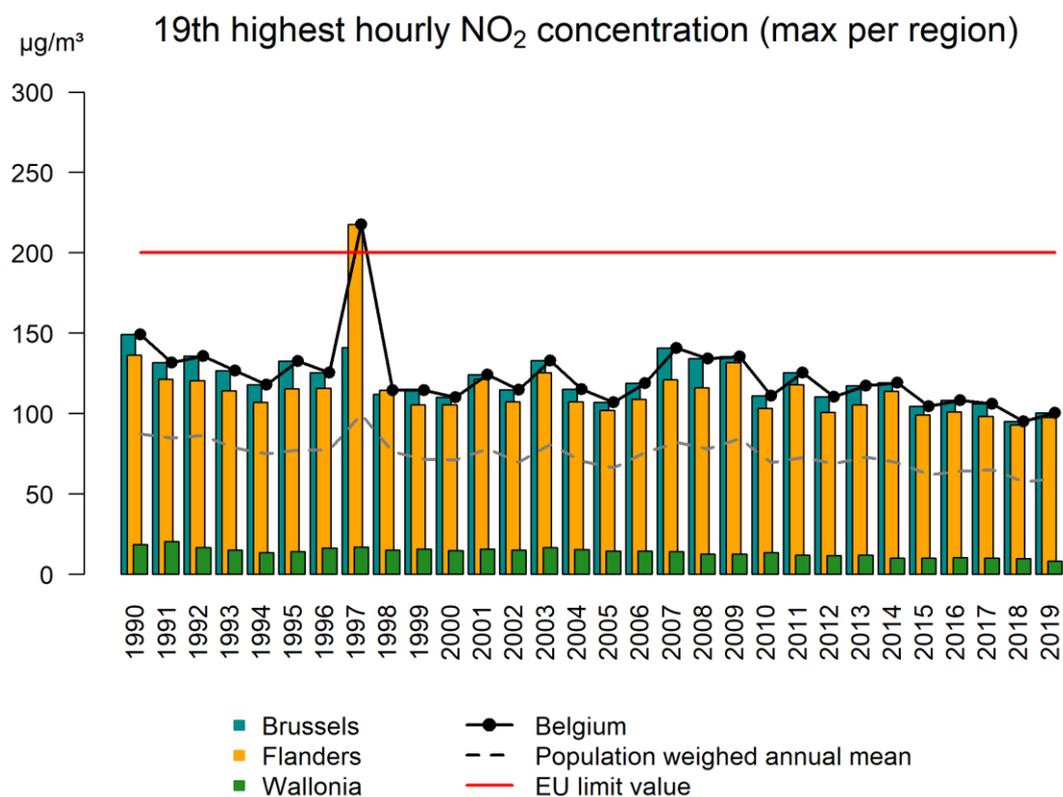


**Figure 36 : Distribution spatiale de la 19<sup>ème</sup> concentration moyenne horaire de NO<sub>2</sub> la plus élevée en Belgique en 2019. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

Depuis 1990, on constate peu de variation pour le maximum, le minimum et la moyenne spatiale de la 19<sup>ème</sup> valeur horaire la plus élevée de NO<sub>2</sub> (cf Figure 37). Cela signifie que le nombre et l'intensité des pics de concentration de NO<sub>2</sub> n'ont guère baissé ces 20 dernières années, quelle que soit la Région (Figure 38). L'année 1997 a en outre été exceptionnelle, car des concentrations très élevées ont été mesurées dans les stations de la Fédération pétrolière belge à Anvers durant le mois de janvier.



**Figure 37 : Diagramme en boîtes de la 19<sup>ème</sup> concentration horaire moyenne la plus élevée de NO<sub>2</sub> (µg/m<sup>3</sup>) sur la période 1990-2019. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO**



**Figure 38 : Évolution du maximum de la 19<sup>ème</sup> valeur horaire la plus élevée de NO<sub>2</sub> dans les trois Régions et en Belgique, calculée sur base de la technique d'interpolation RIO.**

## 5 Ozone

L'ozone ( $O_3$ ) est un gaz très réactif formé par réactions photochimiques dans la première couche de l'atmosphère (troposphère). L'ozone n'est donc pas émis directement dans l'atmosphère : il s'agit d'un polluant « secondaire ». L'action des rayons ultraviolets sur les polluants présents dans l'atmosphère (polluants précurseurs) lors des journées d'été chaudes et ensoleillées produit ainsi de l'ozone. Les précurseurs de l'ozone sont principalement les  $NO_x$  et les composés organiques volatils (COV). En Belgique, environ la moitié des  $NO_x$  sont émis par le transport. Les autres sources importantes de  $NO_x$  sont le chauffage des bâtiments et l'industrie. Les COV sont quant à eux principalement émis par le transport et l'utilisation de solvants (peintures, détergents...) dans l'industrie, mais aussi par les ménages. Outre l'ozone produit pendant les jours chauds et ensoleillés, une concentration de fond globale d'ozone est toujours présente.

Les émissions de  $NO_x$  ( $= NO + NO_2$ ) ont un effet double sur les concentrations d'ozone. D'une part, le NO peut réagir avec les molécules d' $O_3$  pour former du  $NO_2$ , et d'autre part, le  $NO_2$  entraîne à nouveau la formation d' $O_3$ . Dans l'atmosphère, on observe ainsi l'établissement d'un *équilibre chimique* entre ces polluants. Le NO ayant une durée de vie réduite dans l'atmosphère, l'ozone est surtout détruit aux endroits caractérisés par de fortes émissions de NO. Cette réaction forme alors du  $NO_2$  qui a une durée de vie plus longue dans l'atmosphère. Le  $NO_2$  peut ainsi être transporté sur des distances importantes, et former de l'ozone à des endroits éloignés des sources de  $NO_x$ . C'est la raison pour laquelle les concentrations d'ozone sont généralement plus élevées dans les zones rurales que dans les environnements urbains possédant de nombreuses sources de  $NO_x$ .

En raison de son fort pouvoir oxydant, l'ozone peut avoir des effets nocifs sur la santé des personnes, des animaux, sur les plantes et les matériaux. Une exposition à des concentrations élevées d'ozone peut engendrer des problèmes de santé aigus comme des irritations des yeux, du nez et de la gorge, une toux irritante et une hypersensibilité pulmonaire. Toute personne (y compris en bonne santé !) qui fournit des efforts à l'extérieur pendant une période de fortes concentrations d'ozone s'expose à une diminution de la fonction pulmonaire et à un risque d'inflammation des voies respiratoires. La sensibilité à l'ozone varie fortement d'une personne à l'autre et des personnes ne souffrant d'aucune affection des voies respiratoires peuvent néanmoins posséder une hypersensibilité à l'ozone. Les personnes souffrant d'affections pulmonaires et les personnes fournissant des efforts physiques de longue durée à l'extérieur, sont ainsi les plus propices à subir les effets néfastes de l'ozone. Il est cependant possible d'éviter ou de réduire les problèmes pulmonaires potentiels en ne pratiquant pas de sport et en évitant les efforts physiques intenses à l'extérieur entre 12h00 et 22h00 ou en restant à l'intérieur lors de pics d'ozone. En effet, les concentrations d'ozone sont en moyenne réduites de 50% à l'intérieur des bâtiments, par rapport à l'extérieur.

L'effet d'une exposition de longue durée à de faibles concentrations d'ozone est moins bien connu. Une étude a cependant démontré le lien entre l'exposition chronique à l'ozone et la mortalité due aux infections pulmonaires (Jerret M. et al, 2009).

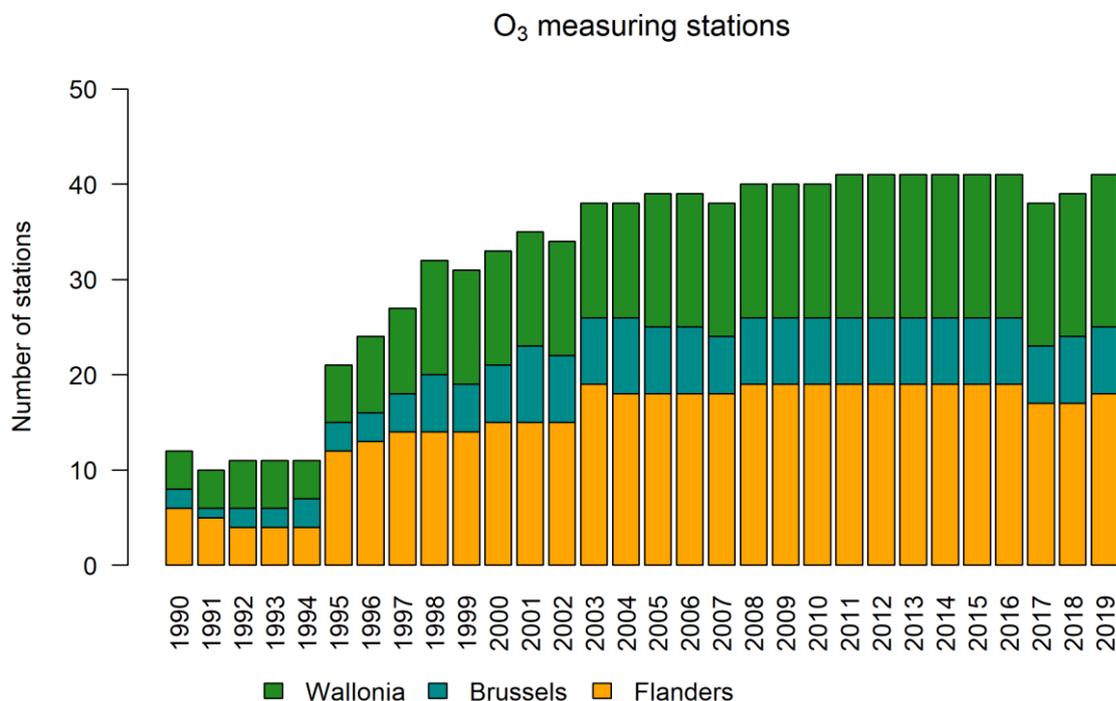
L'ozone est également nocif pour les plantes. Les effets visibles sont l'apparition de taches ou le blanchiment de la feuille. Les effets non directement visibles comprennent une résistance réduite et une affection des cellules des plantes. De ce fait, la réparation du tissu végétal consomme davantage d'énergie, aux dépens de la croissance de la plante. L'ozone cause ainsi une réduction du rendement des cultures, mais aussi une diminution de la production de biomasse et une baisse de la biodiversité dans les forêts. Une exposition chronique à de faibles concentrations d'ozone a un plus grand impact sur la

végétation qu'une exposition aiguë à de hautes concentrations. Une exposition de longue durée à l'ozone entraîne également une dégradation de certains matériaux comme le caoutchouc et les plastiques.

La problématique de l'ozone est mondiale et les voies de résolution nécessitent une approche globale. Les mesures à court terme, comme les limitations de vitesse pendant un épisode de smog d'ozone, n'ont aucun effet dans nos régions (caractérisées par un régime chimique spécifique) : une baisse des émissions de NO<sub>x</sub> a un effet contreproductif sur les concentrations d'ozone en raison de la complexité de la chimie sous-jacente. Pour obtenir une diminution effective des concentrations d'ozone, des mesures durables sont nécessaires à l'échelle européenne, voire mondiale, afin de réduire de manière drastique les émissions de COV, de NO<sub>x</sub> et de méthane (normes d'émission plus strictes, carburants plus propres, diminution du trafic routier, etc.)

## 5.1 Stations de mesure de l'ozone

La Figure 39 présente l'évolution du nombre de stations de mesure des concentrations d'ozone, comprenant à la fois les stations des réseaux téléométriques et les stations utilisées dans le cadre d'études spécifiques. Le nombre de stations de mesure de l'ozone a augmenté de 12 en 1990 à 41 en 2011 et n'a plus beaucoup évolué depuis lors. En 2019, il y avait 41 stations de mesure de l'ozone en Belgique. Étant donné que le nombre de stations de mesure en 1997 était nettement inférieur à celui de 2019, l'incertitude liée aux valeurs interpolées et aux valeurs qui en découlent est plus élevée au cours des premières années.



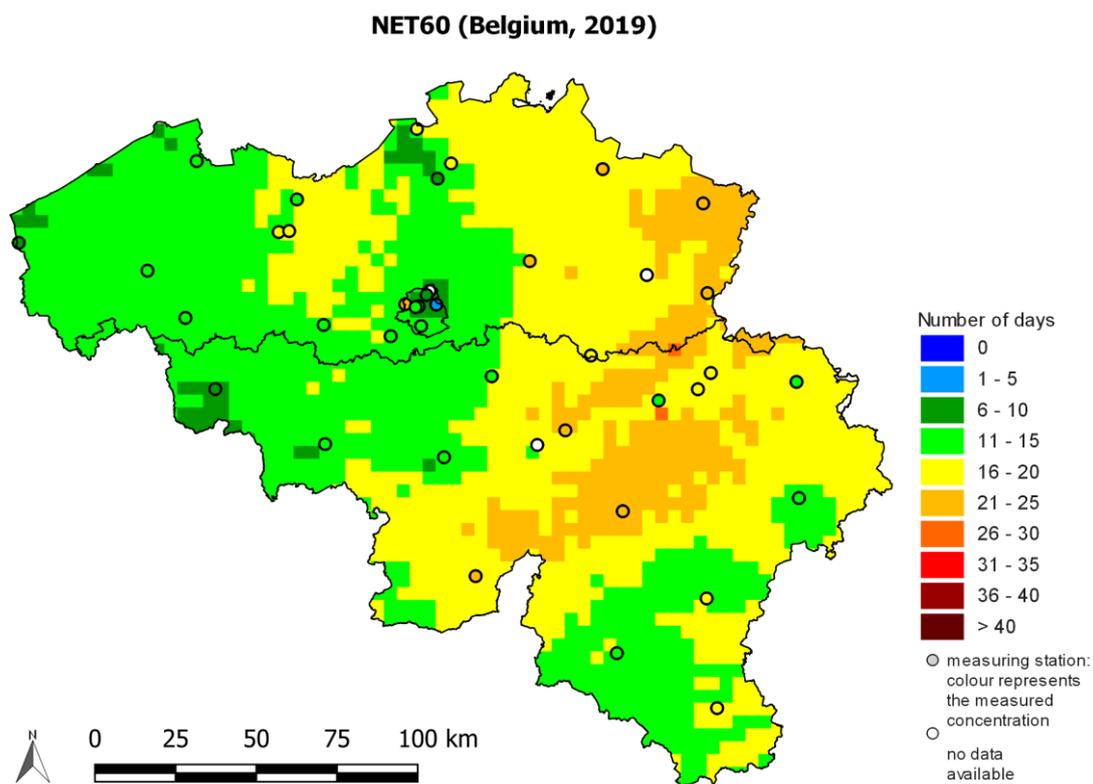
**Figure 39 : Evolution du nombre de stations de mesure d'O<sub>3</sub> en Belgique.**

## 5.2 Ozone et population

### 5.2.1 NET60

La valeur cible européenne pour la protection de la population est basée sur le maximum journalier de la concentration d’ozone en moyenne sur huit heures (il s’agit d’une moyenne glissante – c’est-à-dire que la moyenne sur huit heures est calculée toutes les heures). En moyenne sur trois ans, cette valeur ne peut dépasser  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  plus de 25 fois par an. Cette valeur cible européenne est un objectif à moyen terme (OMT) qui s’applique à partir de 2010 (la moyenne s’effectue sur 2010-2012). L’objectif à long terme (OLT) vise qu’il n’y ait aucun jour avec un maximum journalier de la moyenne sur 8 heures supérieure à  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Le nombre de jours par an pour lesquels le maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures dépasse  $120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  est appelé NET60<sup>4</sup>.

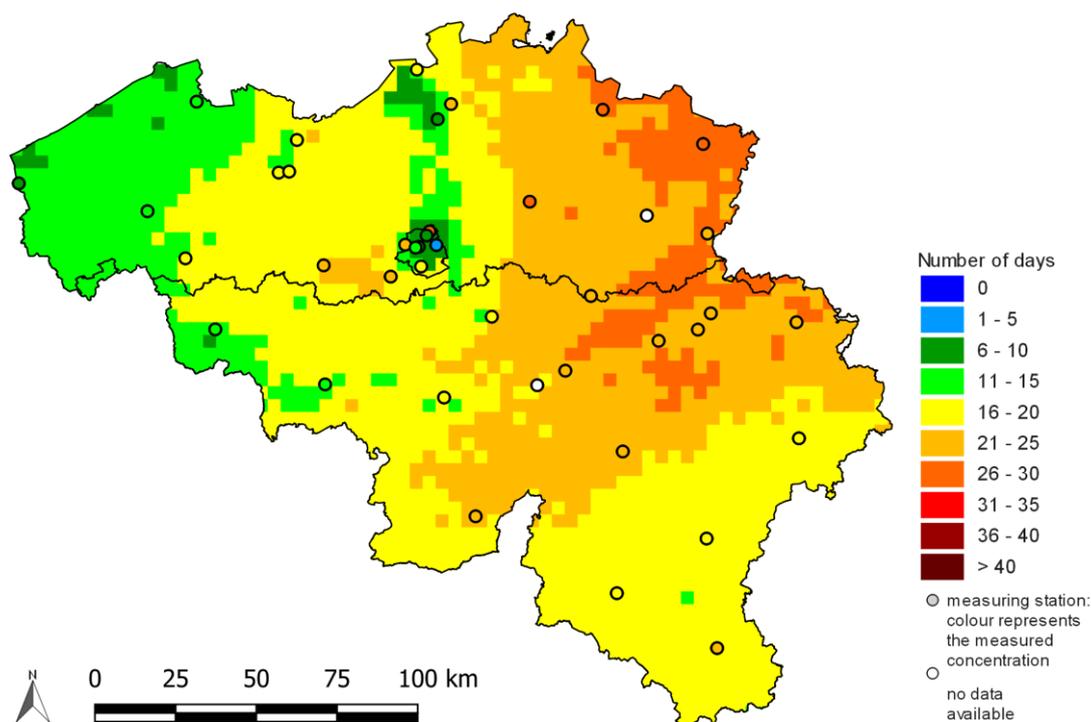
En 2019 en Belgique, le maximum du NET60 était de 27 jours. Les valeurs les plus élevées ont été relevées dans le nord-est de la Belgique, en Flandre et dans les environs de Liège et en Famenne pour la Wallonie (voir Figure 40). Malgré des conditions météorologiques relativement favorables en 2017 (année durant laquelle aucun dépassement du NET60 n’a été enregistré), la moyenne sur trois ans prévue par la norme européenne est supérieure à 25 jours en plusieurs endroits en Belgique (Figure 41). L’objectif à long terme, à savoir aucun jour de dépassement, n’est respecté nulle part en Belgique.



**Figure 40 : Distribution spatiale du nombre de jours où le maximum de la concentration moyenne d’ozone sur 8 heures  $> 120 \mu\text{g}/\text{m}^3$  pour 2019. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d’interpolation RIO.**

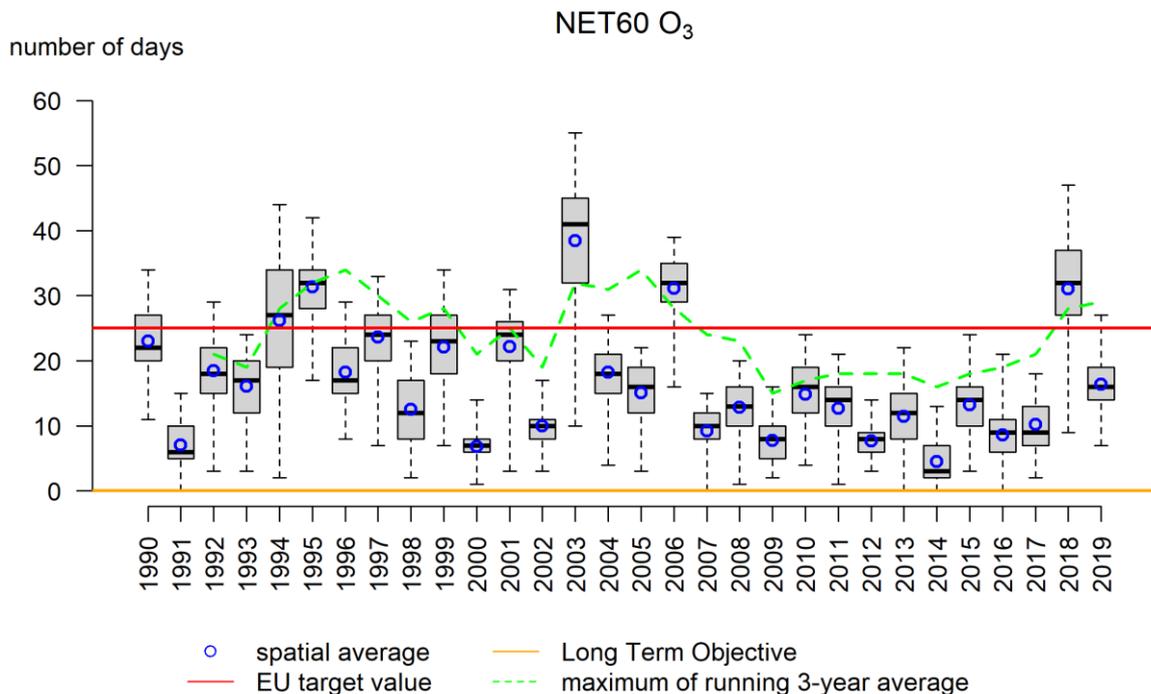
<sup>4</sup> NET60: Number of exceedances above a Threshold of 60 ppb (=120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

### NET60 (Belgium, 2017-2019)



**Figure 41 : Distribution spatiale du NET60 en moyenne sur 2017, 2018 et 2019. « No data available » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la directive 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

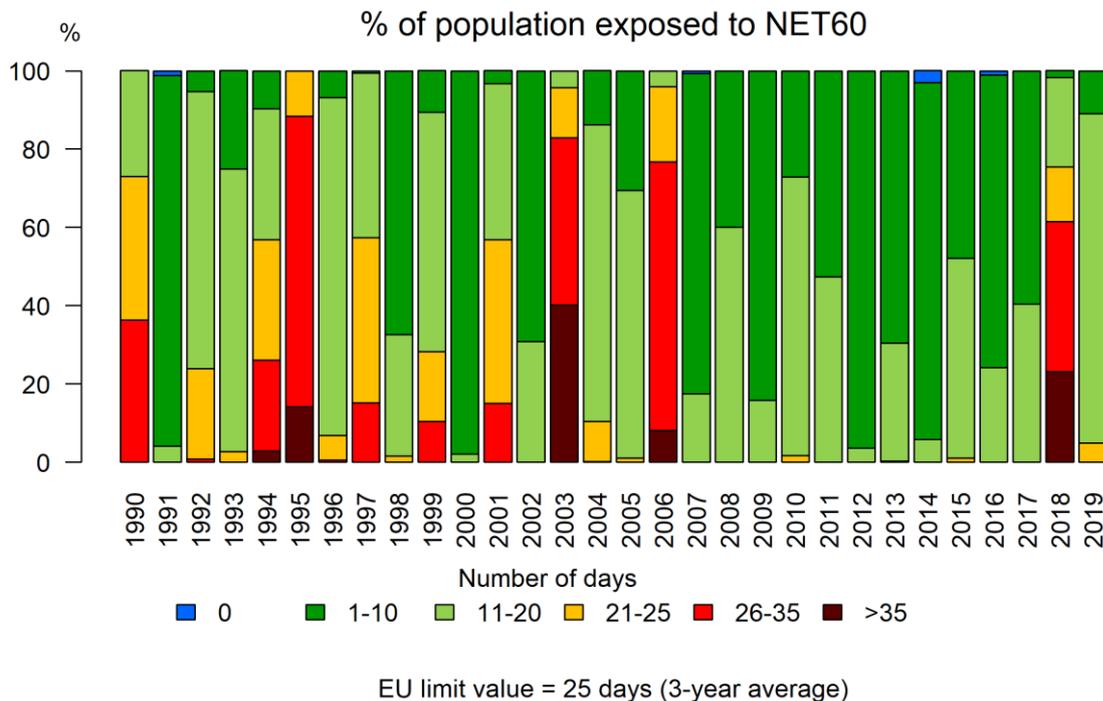
La Figure 40 et la Figure 41 montrent la distribution spatiale du nombre de jours de dépassements respectivement en 2019 et en moyenne sur 2017, 2018 et 2019. On observe clairement un gradient ouest-est de valeurs pour cet indicateur. Les valeurs les plus élevées concernent la Campine, les Cantons de l'Est et le sud du sillon Sambre et Meuse. Le maximum de 29 jours en moyenne sur trois ans est enregistré dans l'extrême nord-est de la Belgique. Les nombres de jours de dépassements les plus faibles correspondent logiquement aux environnements urbains et à la Flandre occidentale (concentrations d'ozone plus faibles). Enfin, la moyenne spatiale du NET60 (en moyenne sur 2017-2019) pour la Belgique s'élève à 19 jours.



**Figure 42 : Diagramme en boîtes à moustaches du nombre de jours caractérisés par un maximum journalier des concentrations d’ozone en moyennes sur 8 heures > 120 µg/m<sup>3</sup> en Belgique durant la période 1990-2019. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. La ligne pointillée verte donne le maximum du nombre de dépassements moyenné sur 3 ans en Belgique. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d’interpolation RIO.**

Le nombre de jours pour lesquels le maximum journalier de la concentration moyenne sur 8 heures est supérieur à 120 µg/m<sup>3</sup>, présente une forte variation d’une année à l’autre en fonction des conditions météo durant l’été (voir Figure 42 ). Il n’y a pas de tendance clairement visible dans l’évolution de la moyenne spatiale. L’année la plus défavorable concernant les concentrations d’ozone depuis 1990 est 2003, avec un maximum de 60 jours de dépassement en Belgique. L’année 2018 était aussi une année défavorable du point de vue des concentrations en ozone mesurées. Ainsi, la moyenne sur les trois dernières années dépasse la valeur cible européenne de 25 jours.

L’évolution du pourcentage de la population exposée à des maxima journaliers de concentrations moyennes sur 8 heures supérieurs à 120 µg/m<sup>3</sup> est présentée sur la Figure 43. On peut constater que ces 10 dernières années ont été favorables pour les concentrations. L’année 2018 était par contre défavorable en ce qui concerne les concentrations en ozone. En 2019, personne en Belgique n’a été exposé à plus de 25 jours de concentrations d’ozone avec un max 8h > 120 µg/m<sup>3</sup>. Si on compare toutefois 2019 à la période 2007-2017, on constate tout de même que la population a été plus souvent exposée à des concentrations plus élevées en 2019. Précédemment, les années 1990, 1995, 2003 et 2006 avaient été très défavorables pour l’exposition de la population à de fortes concentrations d’ozone. En moyenne sur ces quatre années, plus de 80% de la population en moyenne a été exposée à plus de 25 jours de concentrations avec un max 8h > 120 µg/m<sup>3</sup>.



**Figure 43 : Evolution de l'exposition de la population à un nombre de jours avec un max 8h > 120 µg/m<sup>3</sup> sur base de la technique d'interpolation RIO.**

L'OMS fixe le seuil en-dessous duquel on n'observe pas d'effets significatifs sur la santé à une concentration d'ozone maximale journalière de la moyenne glissante sur 8 heures à 100 µg/m<sup>3</sup>. La valeur indicative de l'OMS, plus stricte que l'objectif européen à long terme, n'a été respectée nulle part en Belgique en 2018.

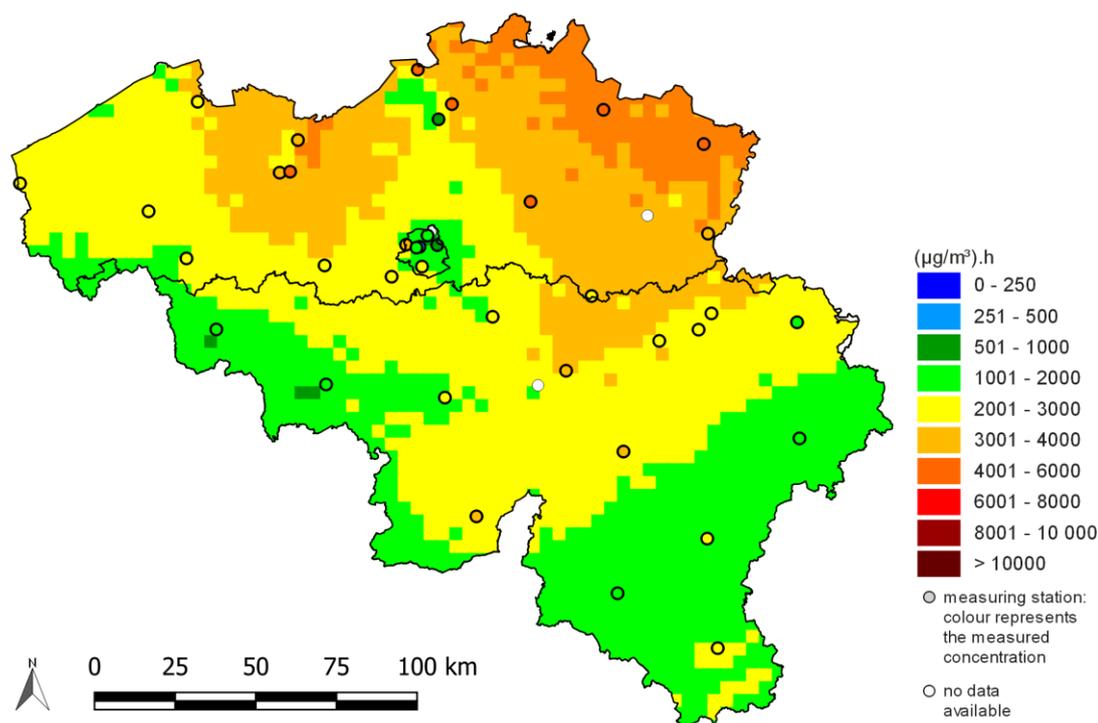
### 5.2.2 AOT60

Un autre indicateur permettant d'estimer l'impact de concentrations élevées d'ozone sur la population est l'AOT60<sup>5</sup>. L'AOT60 est la somme annuelle des différences entre les maxima journaliers de la concentration moyenne sur 8 heures supérieurs à 120 µg/m<sup>3</sup> et le seuil de 120 µg/m<sup>3</sup>. Au contraire de l'indicateur NET60, l'AOT60 tient donc également compte de l'ampleur et de la durée des dépassements et on peut dès lors parler de « surcharge » d'ozone. Lors de la préparation de la première directive sur l'ozone (2002/3/CE) et de la directive fixant les plafonds d'émission nationaux, un objectif à moyen terme (OMT) de 5800 (µg/m<sup>3</sup>).heures avait été proposé en 2010, ce qui correspond environ à un NET60 de 25 jours. L'objectif à long terme est de 0 (µg/m<sup>3</sup>).heures. L'indicateur AOT60 n'a pas été retenu dans la directive actuelle sur la qualité de l'air, bien qu'il soit un meilleur indicateur pour quantifier l'exposition de la population.

La Figure 44 présente la distribution spatiale de l'AOT60 en Belgique en 2019. On peut constater que la surcharge d'ozone concerne surtout le nord et l'est de la Belgique. La valeur maximale est de 4568 (µg/m<sup>3</sup>).h et a été relevée dans le Limbourg. L'objectif à long terme de 0 (µg/m<sup>3</sup>).h n'a été respecté nulle part en Belgique en 2019.

<sup>5</sup> AOT60: Accumulated Ozone Exposure above a Threshold of 60 ppb (=120µg/m<sup>3</sup>) by the maximum daily 8-hour mean.

### AOT60 (Belgium, 2019)



00A

Figure 44 : Distribution spatiale de la surcharge d’ozone (AOT60) en 2019. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d’interpolation RIO.

### 5.3 Ozone et végétation

Pour la végétation, l’exposition à l’ozone sur le long terme est plus significative que l’exposition aiguë. De manière générale, il est difficile de quantifier les dégâts occasionnés aux plantes par l’ozone. En effet, l’ozone occasionne surtout des dommages lorsqu’il est absorbé par la plante, mais les concentrations d’ozone dans l’air ne sont pas une mesure directe de l’absorption de l’ozone par celle-ci. De nombreux autres paramètres jouent un rôle : le taux d’humidité, la nature du sol, la phase de croissance de la plante... L’Union européenne a défini un indicateur de surcharge pour la protection de la végétation : l’« AOT40 végétation » additionne ainsi les excédents par rapport à la norme de  $80 \mu\text{g}/\text{m}^3$  de toutes les valeurs horaires entre 8 h et 20 h CET (heure de l’Europe centrale = Heure universelle (UT) + 1) durant les mois de mai, juin, juillet (soit la saison de croissance). Cet indicateur est destiné à protéger les cultures et la végétation (semi)naturelle. Il existe également un indicateur de surcharge pour la protection des forêts. L’« AOT40 forêts » est calculé de la même manière, mais pour la période d’avril à septembre. Cet indicateur ne quantifie que l’exposition à l’ozone et non l’absorption effective d’ozone par la végétation (et donc les dommages occasionnés).

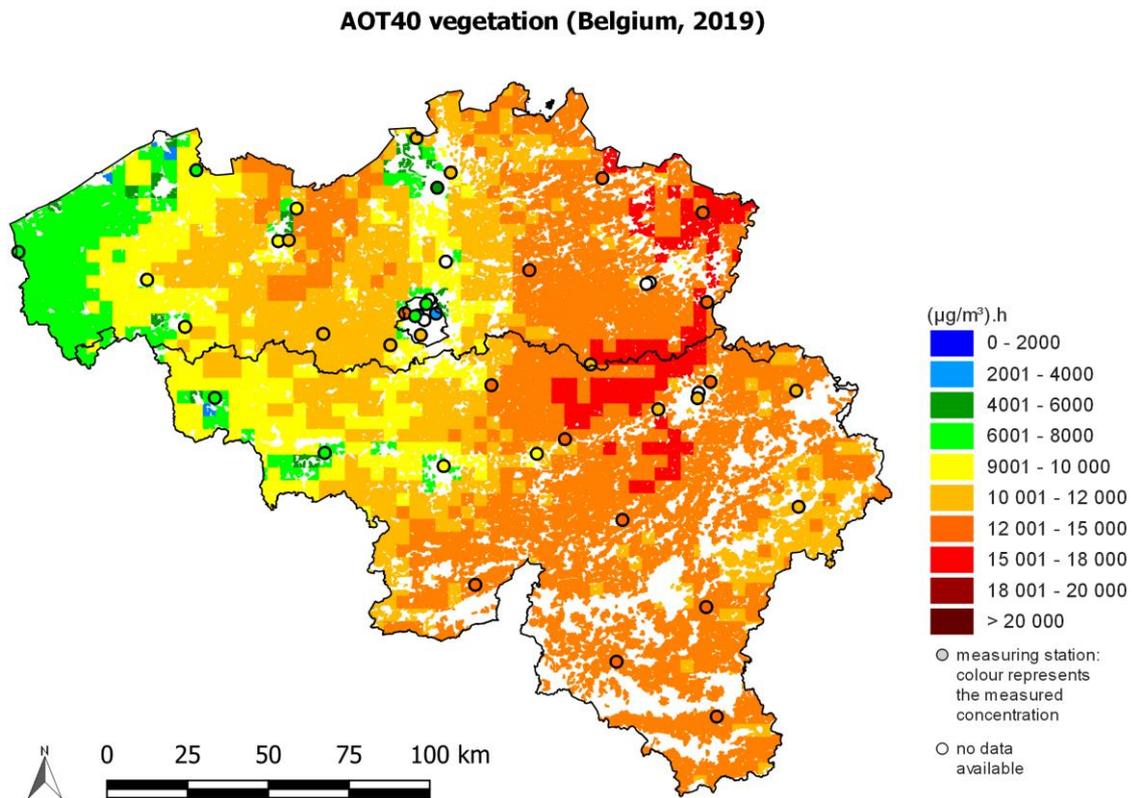
#### 5.3.1 AOT40\_végétation

En 2019, l’AOT40 pour la végétation est resté inférieur à la valeur cible européenne de  $18000 (\mu\text{g}/\text{m}^3).\text{h}$ . La moyenne pondérée pour la végétation<sup>6</sup> en Belgique s’élevait à  $11581 (\mu\text{g}/\text{m}^3).\text{h}$ . Une valeur maximale

<sup>6</sup> La valeur de l’AOT40\_végétation par cellule est pondérée par la fraction de végétation présente dans cette cellule. De cette manière, on attribue un plus grand poids dans la moyenne aux cellules où la végétation est plus importante.

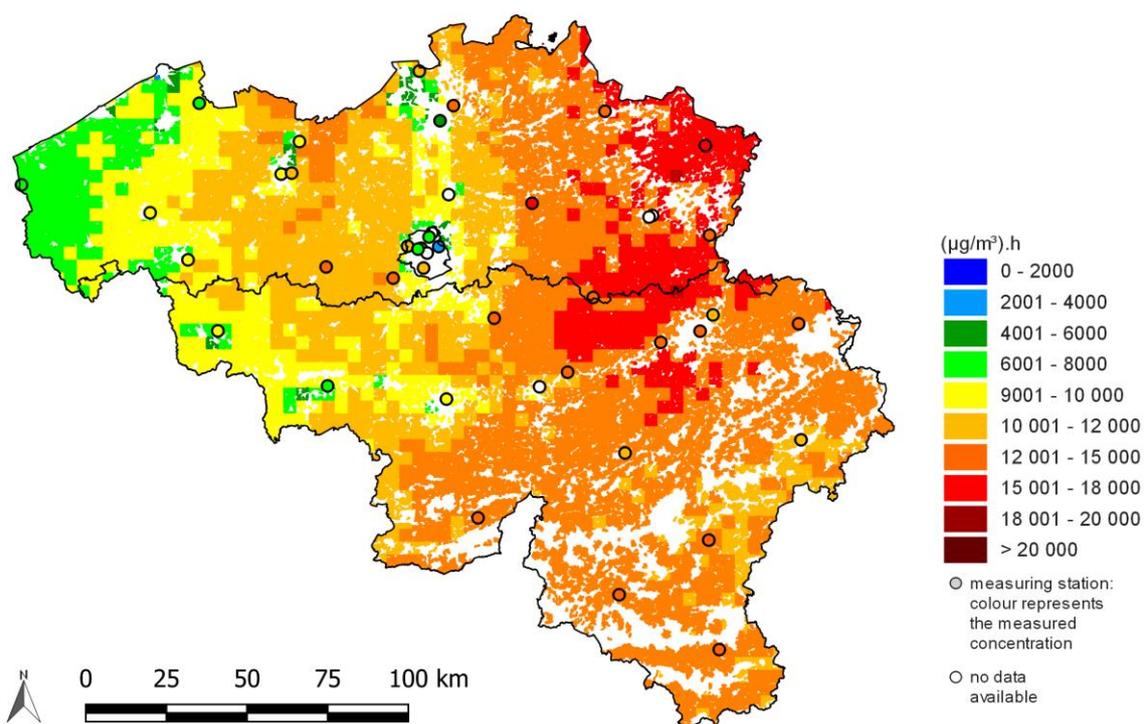
de 17128 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).h a été enregistrée dans l'extrême est du pays. La végétation de la Flandre-Occidentale a subi le moins de surcharge. 99% de la surface de la Belgique couverte par de la végétation (hors forêt) a été exposée à une surcharge supérieure à l'objectif à long terme qui est de 6000 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).h.

Les Figure 45 et Figure 46 montrent la distribution spatiale de la surcharge pour la végétation en 2019 et la moyenne sur cinq ans au cours de la période 2015-2019. Seules les zones avec végétation (hors forêts) sont reprises sur la carte. On peut voir que la distribution spatiale est similaire à celle de la surcharge pour la population. La surcharge la plus élevée est observée à l'extrême est du pays. La valeur cible européenne de 18000 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).h en moyenne sur cinq ans est respectée dans 99,8% de la surface de la Belgique couverte par de la végétation (hors forêt).

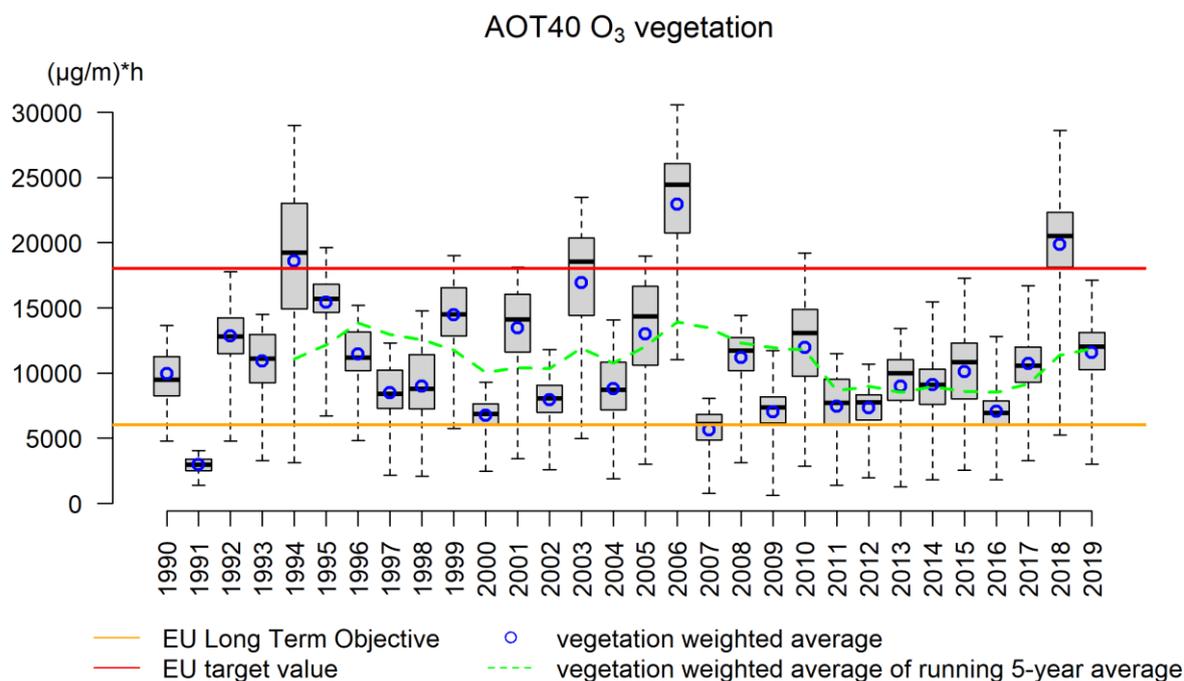


**Figure 45 : Distribution spatiale de la surcharge pour la végétation (AOT40\_végétation), 2019.** « No data available» signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la directive 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

### AOT40 vegetation (Belgium, 2015-2019)



**Figure 46 : Distribution spatiale de la surcharge pour la végétation (AOT40 végétation), en moyenne sur 5 ans pour 2015-2019. « No data available » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la directive 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**



**Figure 47 : Diagramme en boîtes à moustaches de la surcharge pour la végétation (AOT40) en Belgique (1990-2019). Les moyennes pondérées en fonction de la végétation pour la Belgique sont représentées par les cercles bleus. La ligne pointillée verte indique la moyenne pondérée en fonction de la végétation de l’AOT40 sur 5 ans. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d’interpolation RIO.**

La Figure 47 montre l’évolution de la surcharge d’ozone pour la végétation en Belgique depuis 1991. Les années 1995, 2003, 2006 et 2018 se distinguent immédiatement comme étant des années pour lesquelles les concentrations d’ozone étaient défavorables pour la végétation. Durant ces années, la valeur cible de 18 000 (µg/m<sup>3</sup>).h a été dépassée. Les six dernières années ont été relativement favorables ; la surcharge la plus élevée en Belgique ne dépassant pas la valeur cible européenne de 18 000 (µg/m<sup>3</sup>).h. En moyenne sur cinq ans, la surcharge pour la végétation en Belgique reste toujours en-dessous de la valeur cible européenne de 18 000 (µg/m<sup>3</sup>).h. L’objectif à long terme de 6000 (µg/m<sup>3</sup>).h a cependant été dépassé chaque année, localement ou plus largement, en Belgique.

### 5.3.2 AOT40 forêts

La surcharge pour les forêts est calculée de la même manière que la surcharge pour la végétation, à la différence près que la période prise en compte est plus longue : d’avril à septembre. Aucun objectif ne figure dans la dernière directive concernant la surcharge pour les forêts. La précédente directive fille pour l’ozone prévoyait pourtant une valeur de référence de 20 000 (µg/m<sup>3</sup>).h. Cette valeur de référence est plus stricte que la valeur cible de 18 000 (µg/m<sup>3</sup>).h pour la protection de la végétation. Le dernier *Mapping Manual* de l’UNECE utilise également une valeur critique de 10 000 (µg/m<sup>3</sup>).h : il s’agit du niveau au-dessus duquel des effets défavorables directs peuvent être observés.

### AOT40 forest (Belgium, 2019)

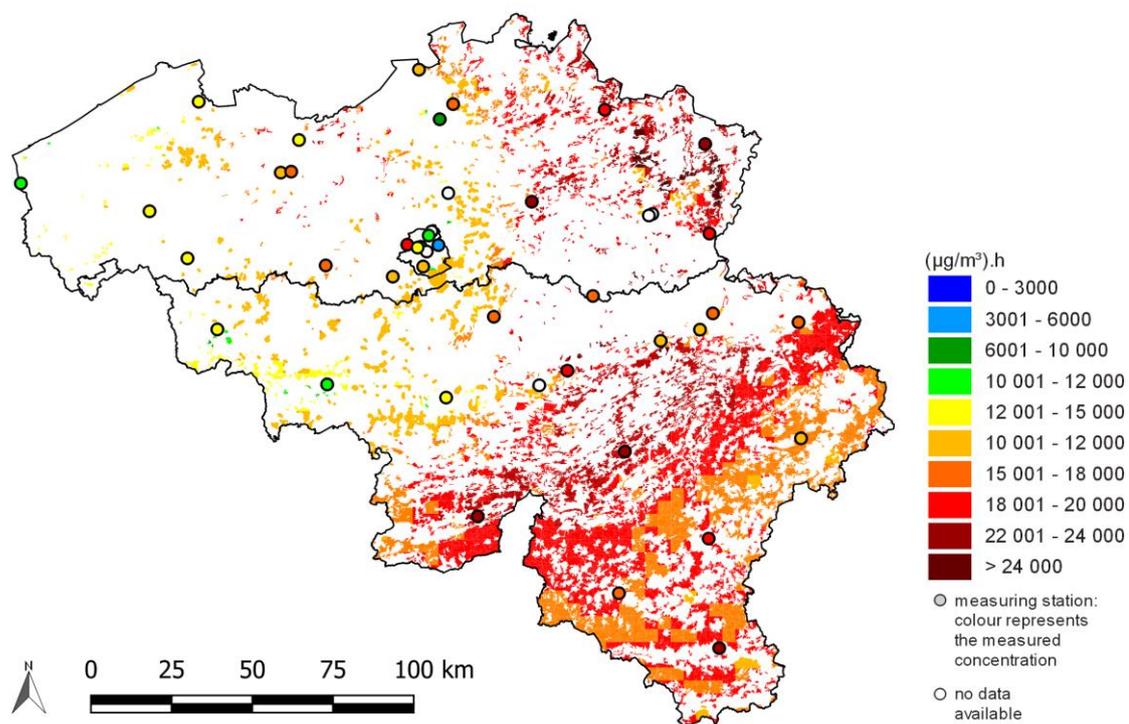
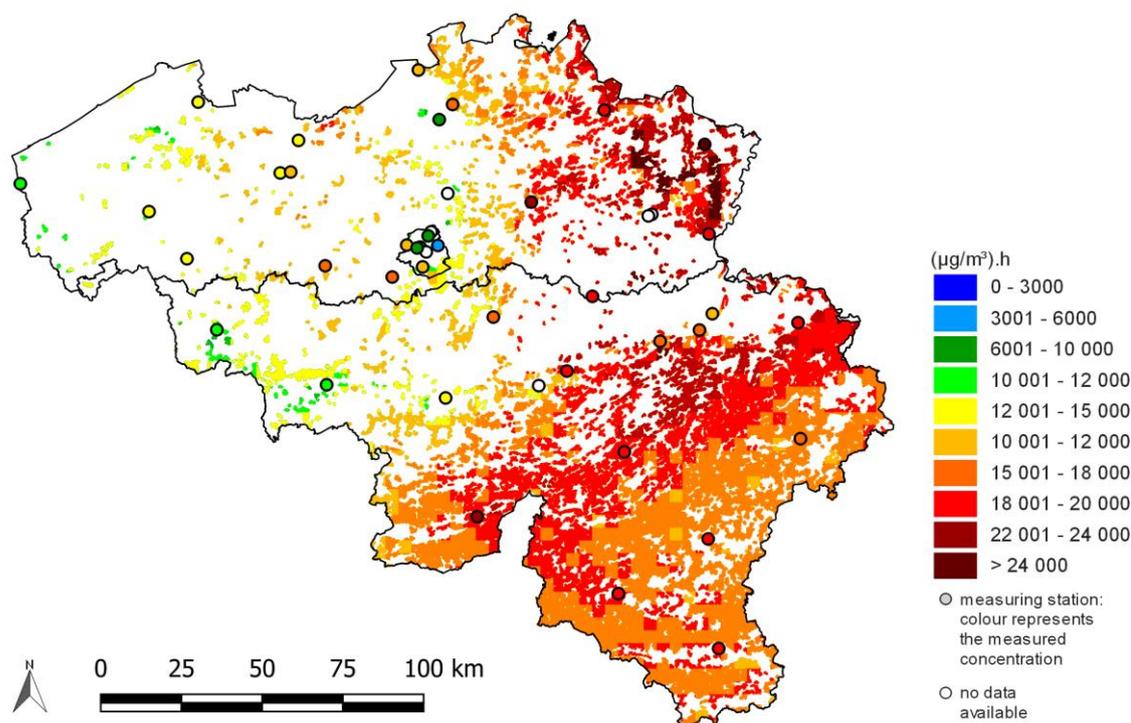


Figure 48 : Distribution spatiale de la surcharge de zone pour les forêts (AOT40\_forêts) en 2019. « No data available » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l'annexe VII de la directive 2008/50/CE pour l'agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.

### AOT40 forest (Belgium, 2015-2019)



**Figure 49: Distribution spatiale de la surcharge d’ozone pour les forêts (AOT40\_forêts), en moyenne sur 5 ans pour les années 2015-2019 « No data available » signifie que les données ne respectent pas les critères établis dans l’annexe VII de la 2008/50/CE pour l’agrégation des données de mesure. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d’interpolation RIO.**

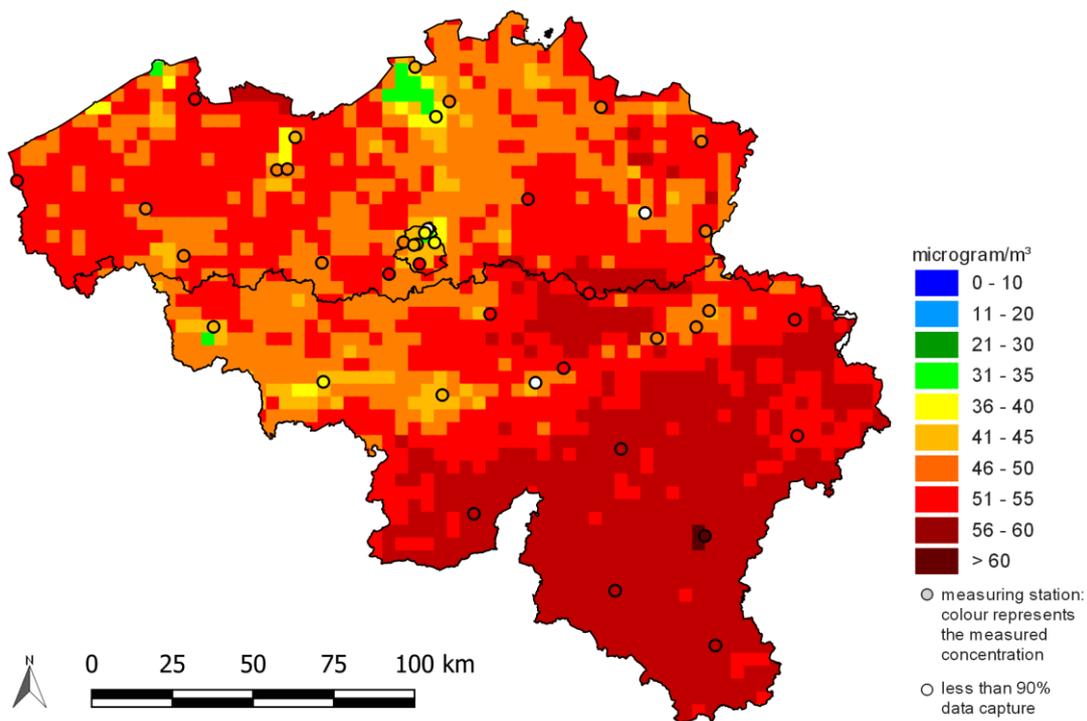
La surcharge la plus élevée pour les forêts a été observée dans la partie est et le sud du pays (Figure 48). Une grande partie de la surface boisée du pays (60%) a subi une surcharge supérieure à la valeur de référence de 20000 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).h. La surcharge d’ozone dépassait le niveau critique de l’UNECE de 10000 ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ).h sur 100 % des surfaces forestières.

#### 5.4 Moyenne annuelle d’ozone

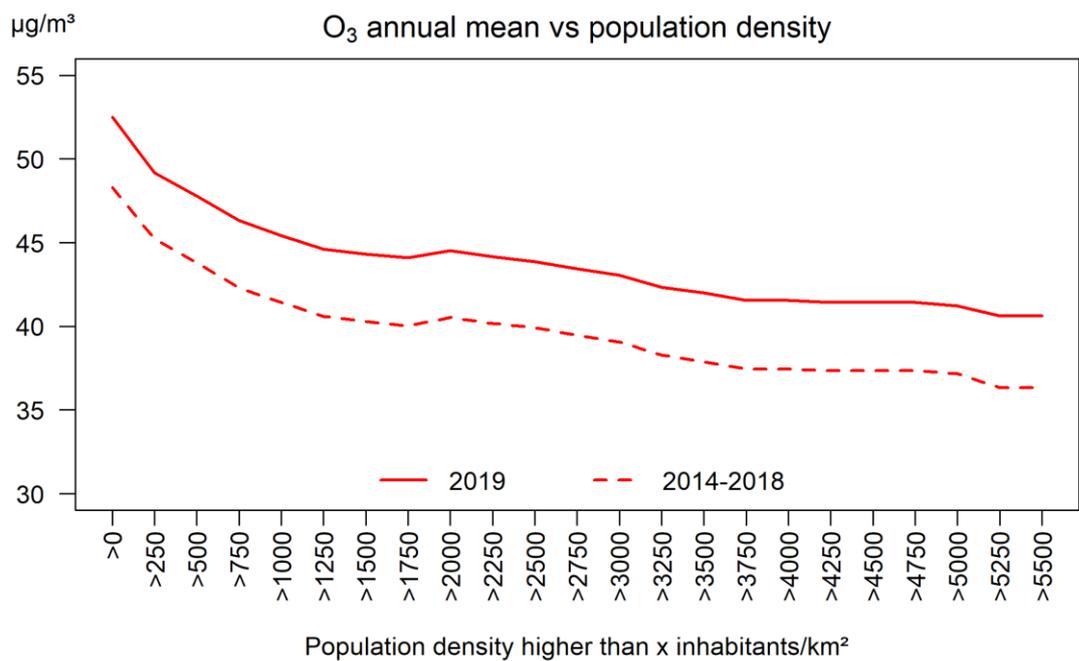
La Figure 50 présente la distribution spatiale sur la Belgique des concentrations moyennes annuelles d’ozone en 2019, soit une mesure de la concentration de fond d’ozone. L’incertitude liée à cette carte est également évaluée dans l’annexe D. On peut constater que les valeurs d’ozone sont en général plus élevées en Wallonie qu’en Flandre et à Bruxelles. Cela provient du fait qu’une plus grande quantité d’ozone est détruite par le NO dans ces deux dernières Régions en raison des émissions plus élevées de NO<sub>x</sub>. Plus loin des émissions de NO<sub>x</sub>, dans les zones rurales, la quantité d’ozone détruite est moindre. La relation entre la moyenne annuelle des concentrations d’ozone et la densité de population est en outre inverse à celle que l’on observe pour les PM ou le NO<sub>2</sub>. Les concentrations annuelles moyennes d’ozone sont plus faibles dans les cellules de la grille présentant les densités de population les plus élevées. Une comparaison entre 2019 et la période 2014-2018 ne montre en outre guère d’évolution dans cette relation ; les moyennes 2019 sont cependant plus élevées que la moyenne 2014-2018 (Figure 51).

Les concentrations annuelles moyennes en 2019 s'élevaient à 43,2  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , 50,4  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  et 54,3  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  respectivement pour Bruxelles, la Flandre et la Wallonie. La moyenne pour la Belgique est quant à elle de 52,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . La concentration d'ozone moyenne annuelle pondérée en fonction de la population en Belgique est comprise entre la moyenne flamande et la moyenne bruxelloise, soit 47,8  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

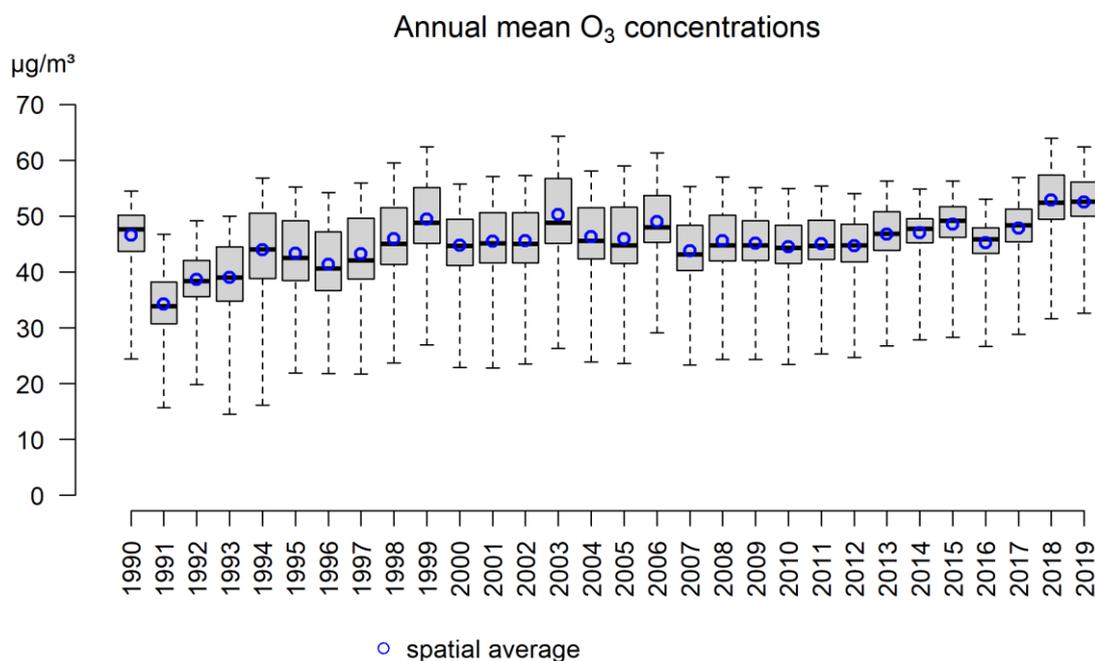
**Annual mean O3 concentration (Belgium, 2019)**



**Figure 50 : Distribution spatiale de la concentration moyenne annuelle d'O<sub>3</sub> en Belgique en 2019. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

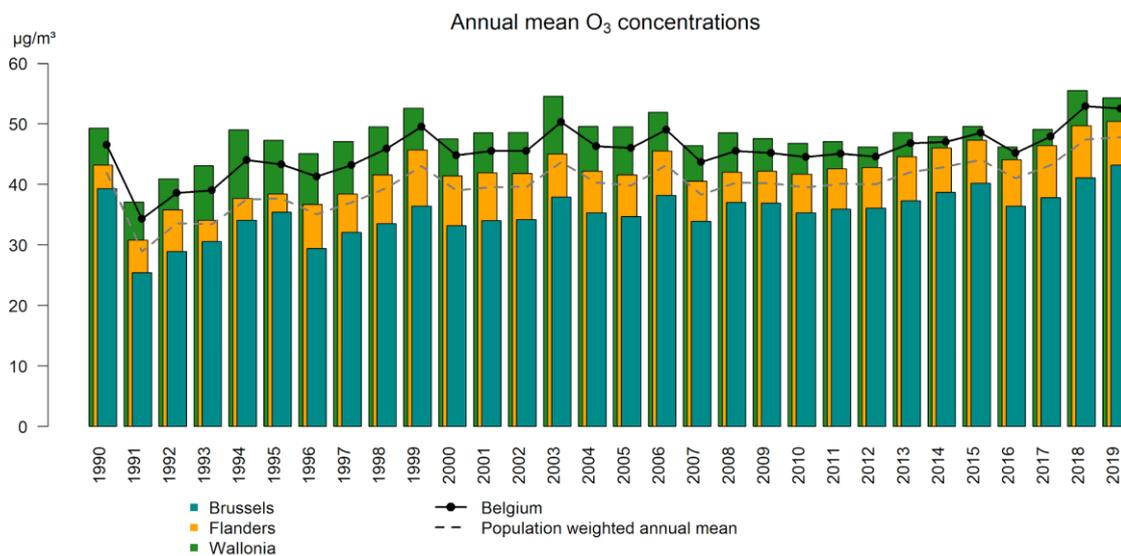


**Figure 51 : Relation entre les concentrations moyennes annuelles interpolées d'O<sub>3</sub> sur base de la technique d'interpolation RIO et la densité de la population (habitants/km<sup>2</sup>).**



**Figure 52 : Diagramme en boîtes à moustaches des concentrations moyennes d'O<sub>3</sub> sur la période 1990-2019. La moyenne spatiale est indiquée par les cercles bleus. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO.**

La Figure 53 représente l'évolution des moyennes annuelles en Belgique et pour les trois Régions prises séparément. Entre 1990 et 2000, on peut observer une tendance croissante des concentrations moyennes annuelles d'ozone. À partir de 2000 et jusqu'en 2017, les moyennes se stabilisent avec des valeurs moyennes de  $36 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ,  $42 \mu\text{g}/\text{m}^3$  et  $49 \mu\text{g}/\text{m}^3$  respectivement à Bruxelles, en Flandre et en Wallonie, sur cette période. Les dernières années et particulièrement en 2018 et 2019, la moyenne annuelle de la concentration en ozone augmente à nouveau.



**Figure 53 : Évolution de la concentration moyenne annuelle en Belgique et dans les trois Régions sur base de la technique d'interpolation RIO.**

La distribution spatiale de l'évolution long terme de la moyenne annuelle d'O<sub>3</sub> sur la période 1990-2019 est présentée sur la Figure 54. En Flandre et à Bruxelles, nous observons une tendance croissante avec des augmentations de 0,6 à 1,5 %/an. Tandis qu'en Wallonie, les changements sont plus limités avec une augmentation de 1 %/an au maximum pour la région.

### Trend O3 annual mean concentrations (Belgium, 1990-2019)

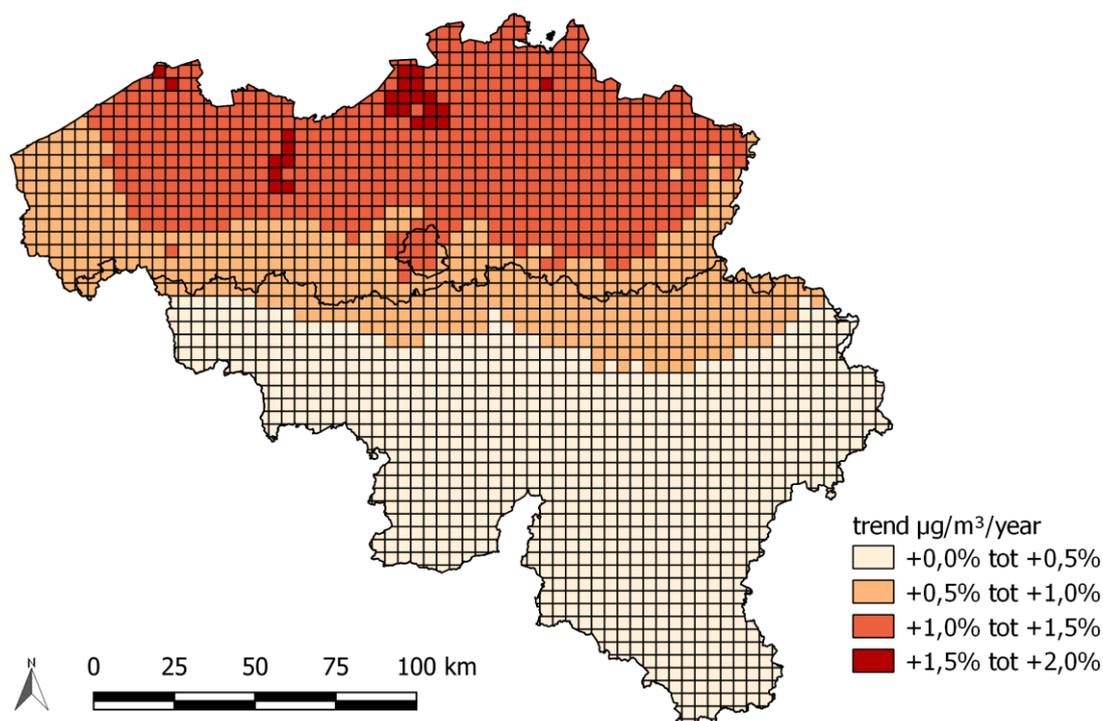
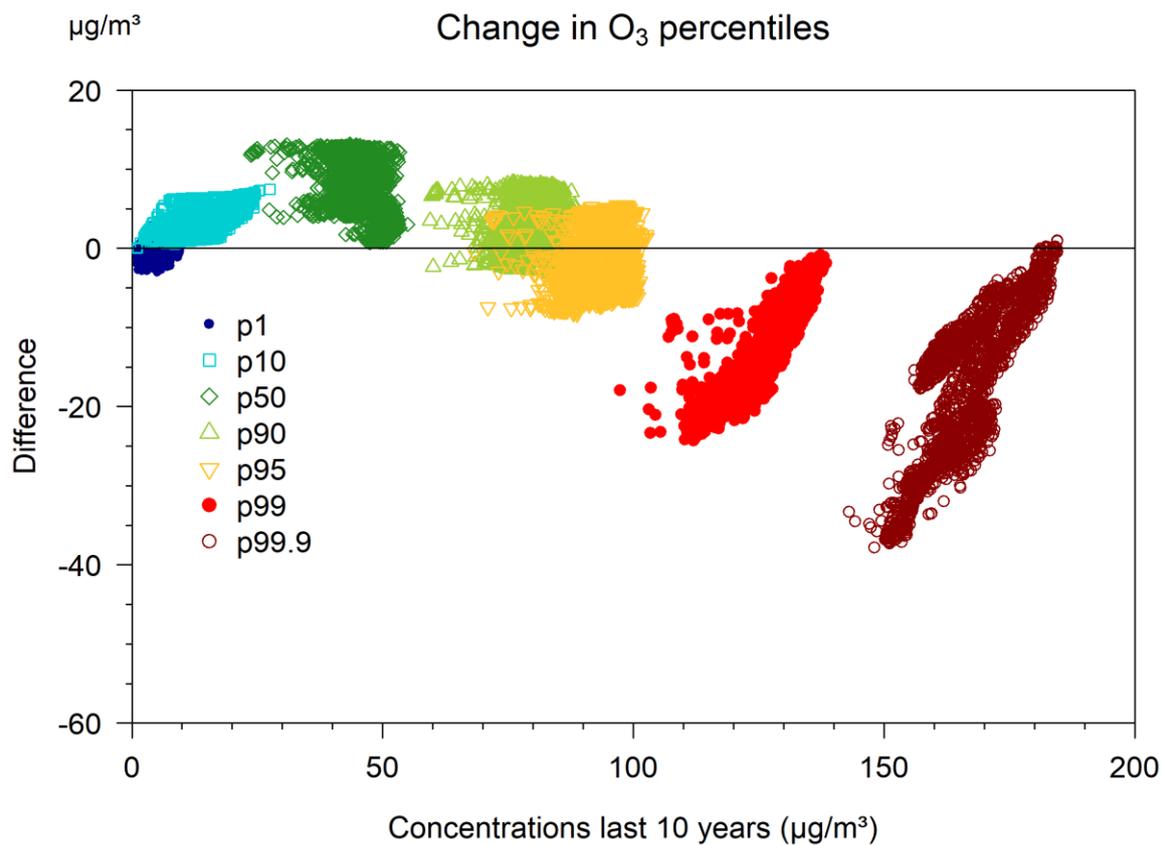


Figure 54 : Distribution spatiale de la tendance de la concentration moyenne annuelle d'O<sub>3</sub> (%/an) sur la période 1990-2019. Les données utilisées pour l'analyse de tendance ont été générées sur base de la technique d'interpolation RIO.

## 5.5 Évolution de la tendance pour les classes de concentrations d'O<sub>3</sub>

Afin d'établir la tendance à long terme des concentrations d'ozone, il est important de les subdiviser en plusieurs « classes de concentrations » ou centiles. En Belgique, les classes de concentrations de 40-50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , qui correspondent à peu près au 50<sup>ème</sup> centile, sont représentatives de la concentration de fond, alors que les pics de concentration correspondent aux concentrations supérieures à 180  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  (99,9<sup>ème</sup> centile). L'évolution des deux classes peut être très différente.

Pour chaque cellule de la grille RIO, les 1<sup>er</sup>, 10<sup>ème</sup>, 50<sup>ème</sup>, 90<sup>ème</sup>, 95<sup>ème</sup>, 99<sup>ème</sup> et 99,9<sup>ème</sup> centiles ont été calculés sur base des valeurs horaires de concentrations d'ozone pour les périodes 1990-1999 et 2009-2018. Ensuite, les différences entre ces deux périodes ont été calculées pour les différents centiles : la Figure 55 présente cette évolution en fonction des centiles durant la période 2008-2017. On peut voir clairement sur cette figure que les concentrations de fond, représentées par le 50<sup>ème</sup> et le 90<sup>ème</sup> centile, ont légèrement augmenté durant la période 2010-2019 par rapport à la période 1990-1999, jusque parfois plus de 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . A l'inverse, les concentrations plus élevées, représentées par le 99<sup>ème</sup> et le 99,9<sup>ème</sup> centile, ont baissé en certains endroits de 40  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . La tendance générale - hausse des basses concentrations et diminution des pics d'ozone - est comparable aux tendances observées dans le réseau du programme européen de surveillance et d'évaluation (EMEP; Torseth et al., 2012).



**Figure 55 : Evolution (différence entre les classes de concentrations) des centiles d' $\text{O}_3$  entre la période 1990-1999 et la période 2010-2019 en fonction des valeurs des centiles de la période 2010-2019 pour toutes les cellules de la grille RIO. Les données ont été générées sur base de la technique d'interpolation RIO. Les différentes couleurs indiquent les valeurs des centiles (cf. légende).**

## 6 Dioxyde de soufre

Le dioxyde de soufre (SO<sub>2</sub>) est un gaz à l'odeur caractéristique et irritant à fortes concentrations (à partir de 1000 µg/m<sup>3</sup>). Le SO<sub>2</sub> est principalement émis dans l'atmosphère lors de la combustion de carburants fossiles contenant du soufre, comme le charbon et le pétrole brut. Les principales sources de SO<sub>2</sub> sont l'industrie et les raffineries, suivies par le chauffage des bâtiments et le transport. Les éruptions volcaniques sont une source naturelle de SO<sub>2</sub>.

Le SO<sub>2</sub> est nocif pour l'homme, la faune et la flore. L'inhalation de SO<sub>2</sub> peut occasionner des irritations des voies respiratoires même à faible concentration. Une exposition de courte durée à de fortes concentrations entraîne une réduction de la fonction pulmonaire et des problèmes respiratoires, surtout chez les asthmatiques et les personnes souffrant d'affections pulmonaires.

Le SO<sub>2</sub> se dilue aisément dans l'eau pour former de l'acide sulfurique (H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>). Le dépôt sec de SO<sub>2</sub> ainsi que les dépôts secs ou humides d'acide sulfurique provoquent l'acidification du sol et de l'eau et affectent ainsi les écosystèmes. En outre, le SO<sub>2</sub> est l'un des principaux responsables de la dégradation des bâtiments historiques (et des immeubles en pierre de manière générale) et de la corrosion des métaux.

Le SO<sub>2</sub> est également un précurseur de la formation d'aérosols. Par réaction chimique dans l'atmosphère, le SO<sub>2</sub> peut entraîner la formation d'ions sulfates (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>), un composant des particules fines secondaires.

Le SO<sub>2</sub> peut être transporté sur de grandes distances et ainsi causer des dégâts dans des zones plus isolées.

### 6.1 Stations de mesure de SO<sub>2</sub>

La Figure 56 montre l'évolution du nombre de stations de mesure des concentrations de SO<sub>2</sub> qui sont utilisées afin de générer les cartes d'interpolation RIO de ce rapport. Celles-ci comprennent à la fois les stations des réseaux téléométriques, les stations utilisées dans le cadre d'études spécifiques ainsi que les stations gérées par les producteurs d'électricité et la Fédération pétrolière belge en collaboration avec les administrations régionales en charge de l'environnement. Le nombre de stations de mesure de SO<sub>2</sub> a baissé de 81 en 1990 à 38 depuis 2018. Les valeurs interpolées présentent une plus grande incertitude durant les années où les stations de mesure sont moins nombreuses.

### 6.2 Moyenne horaires de SO<sub>2</sub>

La directive européenne sur la qualité de l'air impose une valeur limite de 350 µg/m<sup>3</sup> pour la concentration moyenne horaire de SO<sub>2</sub>. Cette valeur limite horaire ne peut pas être dépassée plus de 24 fois par an.

Les concentrations de SO<sub>2</sub> présentent un caractère extrêmement local, une grande variabilité spatiale et un lien étroit avec les sources émettrices. D'autre part, du fait de la résolution de l'interpolation RIO, les dépassements locaux ne sont pas nécessairement visibles. Il est cependant possible d'estimer que les valeurs limites horaires sont largement respectées en Belgique (voir Figure 57, Figure 58 et Figure 59). Les valeurs les plus élevées sont mesurées à proximité des sources de SO<sub>2</sub> (dans les zones industrielles). Le maximum de la 25<sup>ème</sup> valeur horaire la plus élevée en Belgique en 2018, représentative pour une zone de 4x4 km<sup>2</sup>, s'élève à 20,8 µg/m<sup>3</sup>, ce qui est largement sous la limite européenne de 350 µg/m<sup>3</sup>.

Le graphique de l'évolution de la 25<sup>ème</sup> concentration moyenne horaire la plus élevée montre clairement une tendance à la baisse. Depuis 1997, les pics de concentration de SO<sub>2</sub> ont diminué de manière systématique et importante. Depuis 2015, les pics de concentrations sont plus ou moins constants (Figure 58).

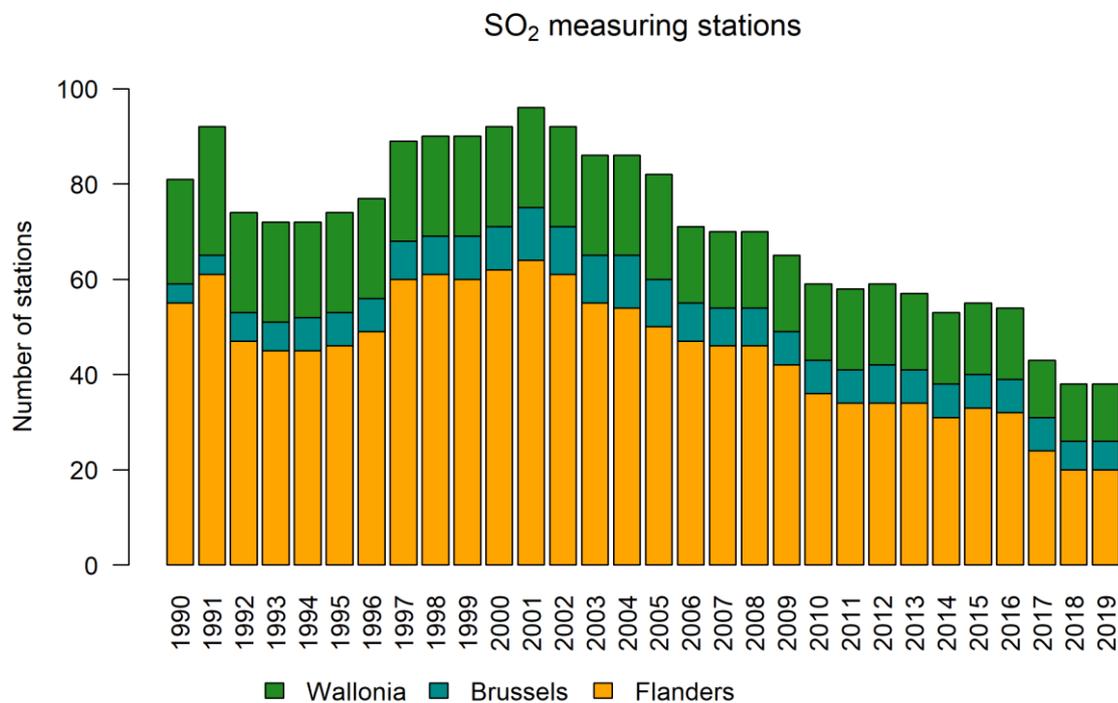


Figure 56 : Évolution du nombre de stations de mesure de SO<sub>2</sub> en Belgique.

25th highest hourly mean SO<sub>2</sub> (Belgium, 2019)

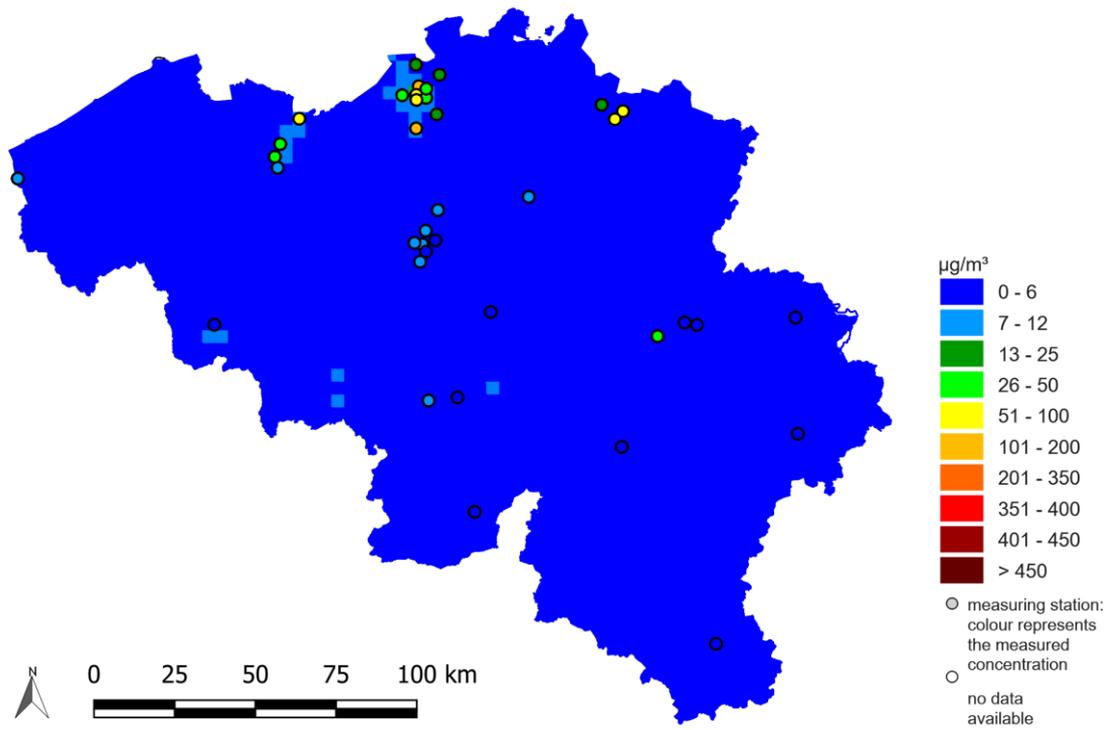


Figure 57 : Distribution spatiale de la 25<sup>ème</sup> concentration moyenne horaire la plus élevée. Toutes les données ont été calculées sur base de la technique d'interpolation RIO

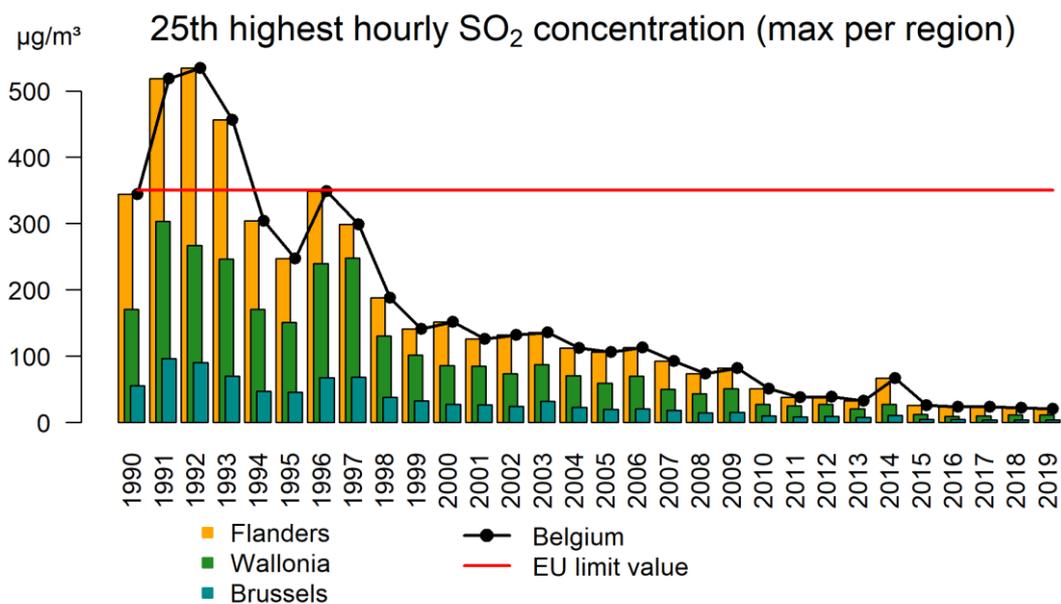


Figure 58 : Evolution de la 25<sup>ème</sup> concentration moyenne horaire de SO<sub>2</sub> maximale par Région et en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.

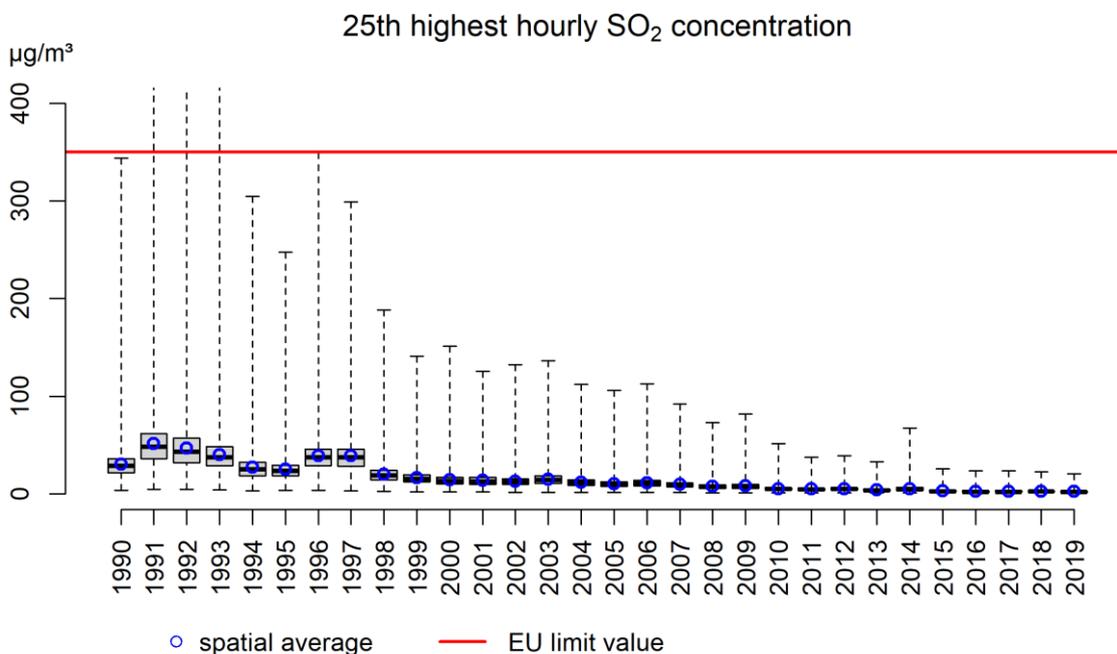


Figure 59 : Diagramme en boîtes de la 25<sup>ème</sup> concentration moyenne horaire de SO<sub>2</sub> la plus élevée sur la période 1990-2019 en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.

### 6.3 Moyennes journalières de SO<sub>2</sub>

La directive européenne impose également une valeur limite pour la concentration moyenne journalière de SO<sub>2</sub> ayant pour but de protéger la population contre les effets à court terme du SO<sub>2</sub>. Cette valeur limite journalière de 125 µg/m<sup>3</sup> peut être dépassée au maximum trois fois par an. La norme OMS, renforcée depuis 2006, s'élève quant à elle à 20 µg/m<sup>3</sup>. La valeur limite européenne est largement respectée partout en Belgique. La valeur recommandée par l'OMS a été dépassée pour la dernière fois en 2014 dans certaines zones industrielles.

Comme pour les moyennes horaires de SO<sub>2</sub>, l'évolution des 4<sup>èmes</sup> moyennes journalières les plus élevées montre une tendance résolument décroissante (Figure 60 et Figure 61).

### 6.4 Moyennes annuelles de SO<sub>2</sub>

Afin de protéger la végétation et les écosystèmes naturels, la directive européenne prévoit également un niveau critique de concentration de SO<sub>2</sub> de 20 µg/m<sup>3</sup>, en moyenne sur la période hivernale. Cette valeur limite doit être considérée pour des stations représentatives d'une superficie de 1000km<sup>2</sup>, situées au minimum à 20 km d'une agglomération et au minimum à 5 km d'une zone bâtie, d'une route très fréquentée, d'une industrie... Comme aucun site ne satisfait à ces critères en Belgique, cette norme ne s'applique pas, néanmoins les stations s'en rapprochant le plus ne présentent aucun dépassement de la norme durant les 5 dernières années.

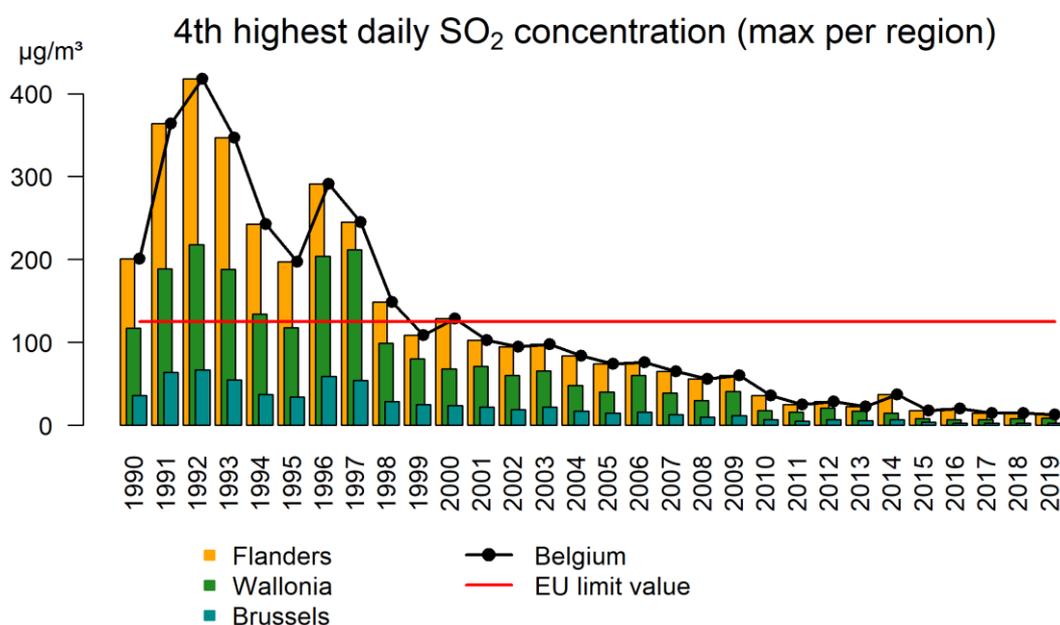
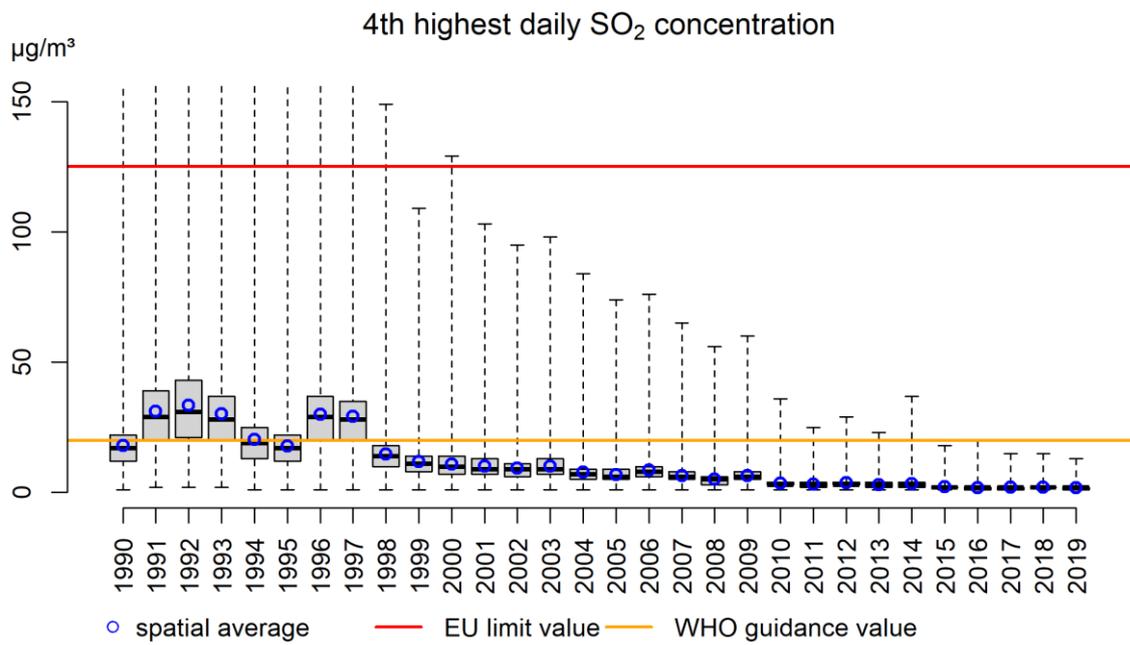


Figure 60 : évolution de la 4<sup>ème</sup> concentration moyenne journalière de SO<sub>2</sub> maximale par Région et en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.



**Figure 61: Diagramme en boîtes de la 4<sup>ème</sup> concentration moyenne horaire de SO<sub>2</sub> la plus élevée sur la période 1990-2019 en Belgique sur base de la technique d'interpolation RIO.**

## Conclusions

Le présent rapport donne un aperçu de la qualité de l'air en Belgique pour 2019, et en particulier de la distribution spatiale des concentrations des principaux polluants (PM, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> et SO<sub>2</sub>), ainsi que l'évolution temporelle de différents indicateurs utiles. Pour tous les indicateurs, on observe une diminution depuis le début des mesures. Les Tableaux 1 et 2 du résumé révèlent ainsi que le minimum, la moyenne et le maximum de presque tous les indicateurs sont en 2019 soit inférieurs, soit comparables aux moyennes sur les 10 dernières années, à l'exception de l'Ozone, pour lequel la plupart des indicateurs sont plus mauvais.

L'analyse des tendances sur le long terme montre que les concentrations de la plupart des polluants ont diminué. En 2019, les concentrations de particules fines ont été les plus basses depuis les mesures de surveillance des particules. Les concentrations spatiales moyennes de NO<sub>2</sub> ont également été plus basses que les années précédentes. Les concentrations moyennes annuelles de SO<sub>2</sub>, déjà très faibles, stagnent.

A l'inverse, les concentrations moyennes annuelles d'ozone ont augmenté au cours des dernières décennies. Des dépassements des normes européennes sont toujours constatés en Belgique pour le nombre de jours où le maximum journalier de la concentration en moyenne sur 8 heures d'ozone est supérieur à 120 µg/m<sup>3</sup> (et l'excédent accumulé - AOT60), l'objectif à long terme pour la protection de la population, et l'AOT40 pour la végétation et pour les forêts.

Si l'on compare avec les valeurs recommandées par l'OMS, plus strictes et liées à la santé, des dépassements sont constatés pour presque tous les polluants, à l'exception du NO<sub>2</sub> et du SO<sub>2</sub>.

En conclusion, nous pouvons constater que la qualité de l'air s'est significativement améliorée en Belgique au cours des dix dernières années, mais qu'une partie importante de la population est toujours exposée à des niveaux de pollution de l'air trop élevés, avec un impact significatif sur la santé publique et les écosystèmes. Il est important de souligner que les résultats mentionnés dans ce rapport sont basés sur des calculs effectués à l'aide de la technique d'interpolation RIO, à une résolution spatiale de 4x4 km<sup>2</sup>. Les résultats de ce rapport sont dès lors représentatifs de zones d'une superficie de 4x4 km<sup>2</sup> – à proximité de sources d'émissions importantes (voies de circulation, zones industrielles...), les concentrations peuvent être localement plus élevées. Des études locales au cas par cas doivent être effectuées afin de distinguer les effets plus spécifiques, mais ceci sort du cadre de ce rapport qui vise à fournir une vue d'ensemble de la problématique et à cartographier la qualité de l'air.

## Références

- Amann M. et al. (2005) A final set of scenarios for the Clean Air For Europe (CAFE) programme. Studie in opdracht van de Europese Commissie. Final Report, International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Austria.
- Brunekreef B. & Forsberg B. (2005) Epidemiological evidence of effects of coarse airborne particles on health. *European Respiratory Journal* 26: 309-318.
- Buekers J., Torfs R., Deutsch F., Lefebvre W. & Bossuyt M. (2012) Inschatting ziektelast en externe kosten veroorzaakt door verschillende milieufactoren in Vlaanderen, studie uitgevoerd in opdracht van de Vlaamse Milieumaatschappij, MIRA, MIRA/2012/06, VITO, 2012/MRG/R/187.
- David Carslaw and Karl Ropkins (2012) Openair: Open-source tools for the analysis of air pollution data. R package version 0.6-0.
- Grice S., Stedman J., Kent A., Hobson M., Norris J., Abott J. & Cooke S. (2009) Recent trends and projections of primary NO<sub>2</sub> emissions in Europe. *Atmospheric Environment* 43: 2154-2167.
- Hooyberghs J., Mensink C., Dumont G. & Fierens F. (2006) Spatial interpolation of ambient ozone concentrations from sparse monitoring points in Belgium. *Journal of Environmental Monitoring* 8: 1129-1135.
- Janssen S., Dumont G., Fierens F. & Mensink C (2008) Spatial interpolation of air pollution measurements using CORINE land cover data. *Atmospheric Environment* 42: 4884-4903.
- Jerret M., Burnett R.T., Pope A., Ito K., Thurston G, Krewski D, Shi Y., Calle E. & Thun M. (2009) Long-term ozone exposure and mortality. *New England Journal of Medicine* 360-11: 1085-1095.
- Lefebvre W., Degrawe G., Beckx C., Vanhuelel M., Kochan B., Bellemans T., Janssens D., Wets G., Janssen S., de Vlioger I., Int Panis L. & Dhondt S. (2013) Presentation and evaluation of an integrated model chain to respond to traffic and health –related policy questions. *Environmental Modelling and Software* 40: 160-170.
- LNE (2012) Luchtkwaliteitsplan in het kader van de uitstelaanvraag voor de normen van NO<sub>2</sub>, Joke Schauvliege, Vlaams minister van Leefmilieu, Natuur en Cultuur, <http://www.lne.be/themas/luchtverontreiniging/bijlage1-luchtkwaliteitsplan-v5.pdf>.
- LNE (Euronormen voor voertuigen), <http://www.lne.be/themas/milieu-en-mobiliteit/milieuvriendelijke-voertuigen/ecoscore-en-euronormen/euronormen-voor-voertuigen>
- MIRA (2006) Milieu Vlaanderen, Achtergronddocument 2006 Verzuring, Van Avermaet P., Van Hooste H. & Overloop S.. Vlaamse Milieumaatschappij, [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be)
- MIRA (2011) Milieurapport Vlaanderen, Achtergronddocument 2011 Vermesting. Overloop S., Bossuyt M., Claeys D., D’hooghe J., Elsen A., Eppinger R. & Wustenberghs H., Vlaamse Milieumaatschappij, [www.milieurapport.be](http://www.milieurapport.be)
- OMS (2006) *Air quality guidelines — global update 2005*, World Health Organization Regional Office for Europe, Copenhagen.
- OMS (2012), [http://www.iarc.fr/en/media-centre/pr/2012/pdfs/pr213\\_E.pdf](http://www.iarc.fr/en/media-centre/pr/2012/pdfs/pr213_E.pdf)
- OMS (2013), Review of evidence on health aspects of air pollution (REVIHAAP) : <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air->

quality/publications/2013/review-of-evidence-on-health-aspects-of-air-pollution-revihaap-project-final-technical-report

Quantum GIS Development Team (2012) Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

R Core Team (2012) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.

Sen P.K. (1986) Estimates of regression coefficient based on Kendall's tau. *Journal of the American Statistical Association* 63 (324).

Theil H. (1950) A rank invariant method of linear and polynomial regression analysis. *Proceedings of the Koninklijke Nederlandse Akademie Wetenschappen, Series A- Mathematical Sciences* 53: 386-392, 521-525, 1397-1412.

Torseth K., Aas W., Breivik K., Fjaeraa A.M., Fiebig M., Hjellbrekke A.G., Lund Myhre C., Solberg S. & Yttri K.E. (2012) Introduction to the European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP) and observed atmospheric composition change during 1972-2009. *Atmospheric Chemistry and Physics* 12, 5447-5481.

UE (1996) Directive 1996/62/CE du conseil du 27 septembre 1996 concernant l'évaluation et la gestion de la qualité de l'air ambiant

UE (2001) Directive 2001/81/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2001 fixant des plafonds d'émission nationaux pour certains polluants atmosphériques.

UE (2008) Directive 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe

UE (2011) Décision d'exécution 2011/850/EU de la commission portant modalités d'application des directives 2004/107/CE et 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil concernant l'échange réciproque d'informations et la déclaration concernant l'évaluation de la qualité de l'air ambiant

VMM (2009) Chemkar PM<sub>10</sub>: Chemische karakterisatie van fijn stof in Vlaanderen, 2006-2007

VMM (2010) Chemkar PM<sub>10</sub> 'hotspots': Chemische karakterisatie van fijn stof in Vlaanderen, 2008-2009

## Annexe A: Stations de mesure

Le tableau ci-dessous dresse la liste des stations dont les mesures figurent sur les cartes de qualité de l'air de ce rapport.

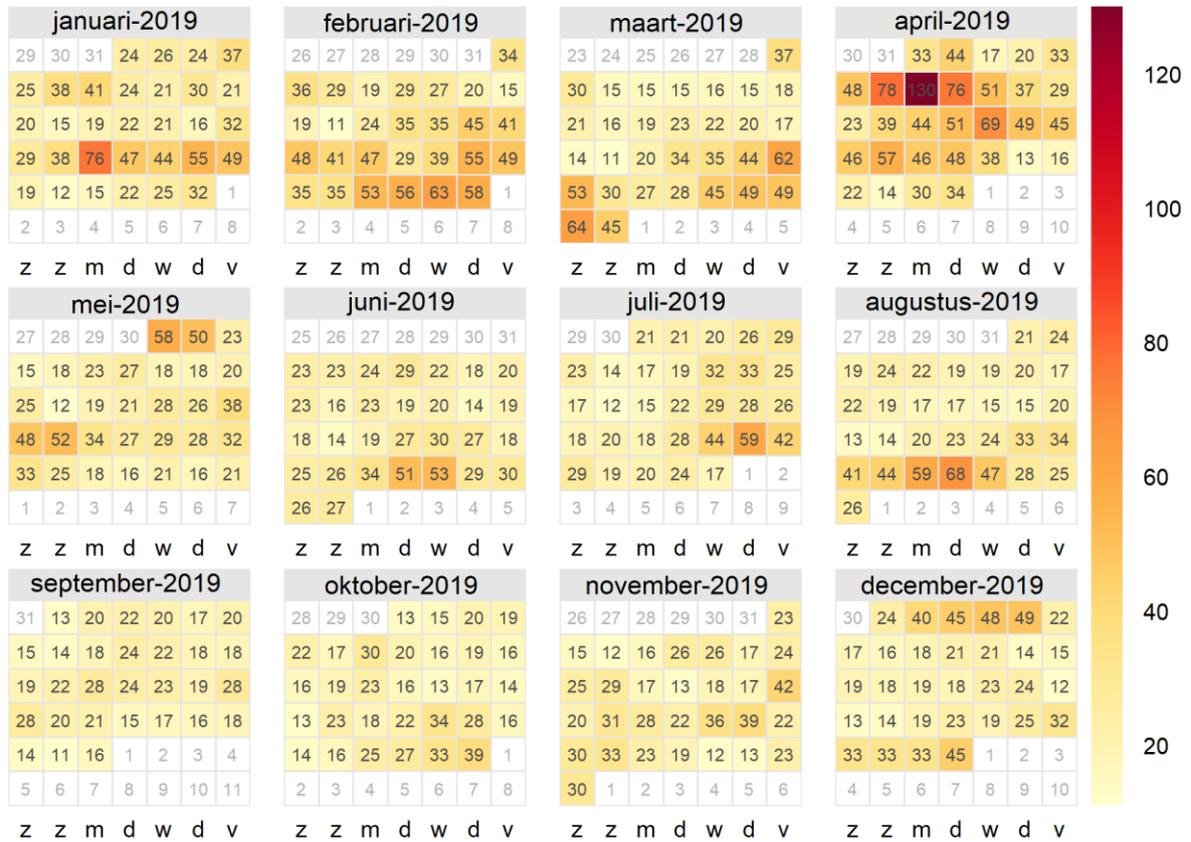
Code de la station	Localisation	PM <sub>10</sub>	PM <sub>2,5</sub>	O <sub>3</sub>	NO <sub>2</sub>	BC	SO <sub>2</sub>
40AL01	ANTWERPEN-LINKEROEVER	X	X			X	
40AL02	DOEL (ENGELSESTEENWEG)	X	X				
40AL03	BEVEREN	X	X				
40AL04	BEVEREN	X	X			X	
40AL05	KALLO (SLUIS KALLO)	X	X			X	
40GK06	DIEPENBEEK	X	X				
40GK09	GENK				X		X
40GK11	GENK	X	X				
40HB23	HOBOKEN	X	X		X		X
40HH08	HOUTHALEN-HELCHTEREN	X	X				
40LD01	LAAKDAL-GEEL				X		
40LD02	LAAKDAL - GEEL				X		
40MN01	MENEN	X	X				
40OB01	OOSTROZEBEKE	X	X				
40OB02	WIELSBEKE	X	X				
40R833	STABROEK				X		
40RL01	ROESELARE (BRUGSESTEENWEG)	X	X				
40SA04	HOEVENEN	X	X			X	
40SZ01	STEENOKKERZEEL	X	X		X	X	
40SZ02	STEENOKKERZEEL	X	X		X	X	
40TS21	TESSENDERLO						X
40WZ02	MOL (WEZEL)						X
41B004	BRUXELLES (SAINTE-CATHERINE)			X	X		
41B006	BRUXELLES (EU-PARLEMENT)			X	X		
41B008	BRUXELLES (BELLIARD)				X		X
41B011	Berchem Ste AGATHE	X	X	X	X		
41MEU1	MEUDON	X	X		X		X
41N043	HAREN	X	X	X	X	X	X
41R001	MOLENBEEK ST JEAN	X	X	X	X	X	X
41R002	IXELLES				X	X	X
41R012	UCCLE	X	X	X	X	X	X
41WOL1	WOLUWE ST LAMBERT	X		X	X	X	X

42M802	ANTWERPEN LUCHTBAL	X	X		X	X	X
42MW04	NOEVEREN	X	X			X	
42N016	DESSEL	X	X	X	X	X	X
42N027	BREE			X	X		
42N035	AARSCHOT	X	X	X	X		X
42N040	SINT-PIETERS-LEEJW			X	X		
42N046	GELLIK			X	X		
42N047	HASSELT	X	X			X	
42N054	LANDEN	X	X	X	X		
42R010	SINT-STEVENS-WOLUWE				X		
42R020	VILVOORDE	X	X		X		X
42R801	ANTWERPEN	X	X	X	X	X	X
42R802	ANTWERPEN	X	X		X	X	
42R803	ANTWERPEN	X	X		X	X	
42R805	ANTWERPEN	X	X		X	X	
42R804	BORGERHOUT (Ring)	X	X		X	X	
42R811	SCHOTEN	X	X	X	X		
42R817	ANTWERPEN	X	X		X	X	
42R818	ANTWERPEN	X	X			X	
42R820	KAPellen				X		X
42R822	ANTWERPEN				X		X
42R823	BEVEREN WAAS	X	X				
42R830	DOEL				X		X
42R831	BERENDRECHT	X	X	X	X		X
42R834	BOOM	X	X		X		
42R891	ANTWERPEN				X		X
42R892	KALLO				X		X
42R893	ANTWERPEN				X		X
42R897	ANTWERPEN				X		X
43H201	SAINT NICOLAS	X	X				X
43M204	ANGLEUR	X	X				
43N060	HAVINNES	X	X	X	X		X
43N063	CORROY LE GRAND	X	X	X	X		X
43N066	EUPEN			X	X		X
43N067	MEMBACH	X	X				
43N070	MONS	X	X	X	X		X
43N073	VEZIN	X	X	X	X		
43N085	VIELSALM	X	X	X	X	X	X
43N093	SINSIN	X	X	X	X		X
43N100	DOURBES	X	X	X	X		X
43N113	SAINT-ODE	X	X	X	X		

43N121	OFFAGNE	X	X	X	X		
43N132	HABAY-LA-NEUVE	X	X	X	X		X
43R221	LUIK	X	X			X	X
43R222	LUIK	X	X	X	X		X
43R223	JEMEPPE	X	X		X		X
43R240	ENGIS	X	X	X	X		X
44M702	ERTVELDE				X		
44M705	ROESELARE	X	X	X	X	X	
44N012	MOERKERKE	X	X	X	X		
44N029	HOUTEM	X	X	X	X	X	X
44N051	IDEGEM			X	X		
44N052	ZWEVEGEM	X	X	X	X		
44R701	GENT	X	X	X	X	X	X
44R702	GENT	X	X		X	X	
44R710	DESTELBERGEN	X	X	X	X		
44R721	WONDELGEM				X		X
44R731	EVERGEM	X	X		X		X
44R740	SINT-KRUIS-WINKEL	X	X	X	X		X
44R750	ZELZATE	X	X		X	X	X
45R501	CHARLEROI	X	X		X		
45R502	LODELINSART	X	X	X	X		
45R510	CHATELINEAU	X	X				X
45R511	MARCINELLE	X	X				
45R512	MARCHIENNE AU PONT	X	X		X	X	X

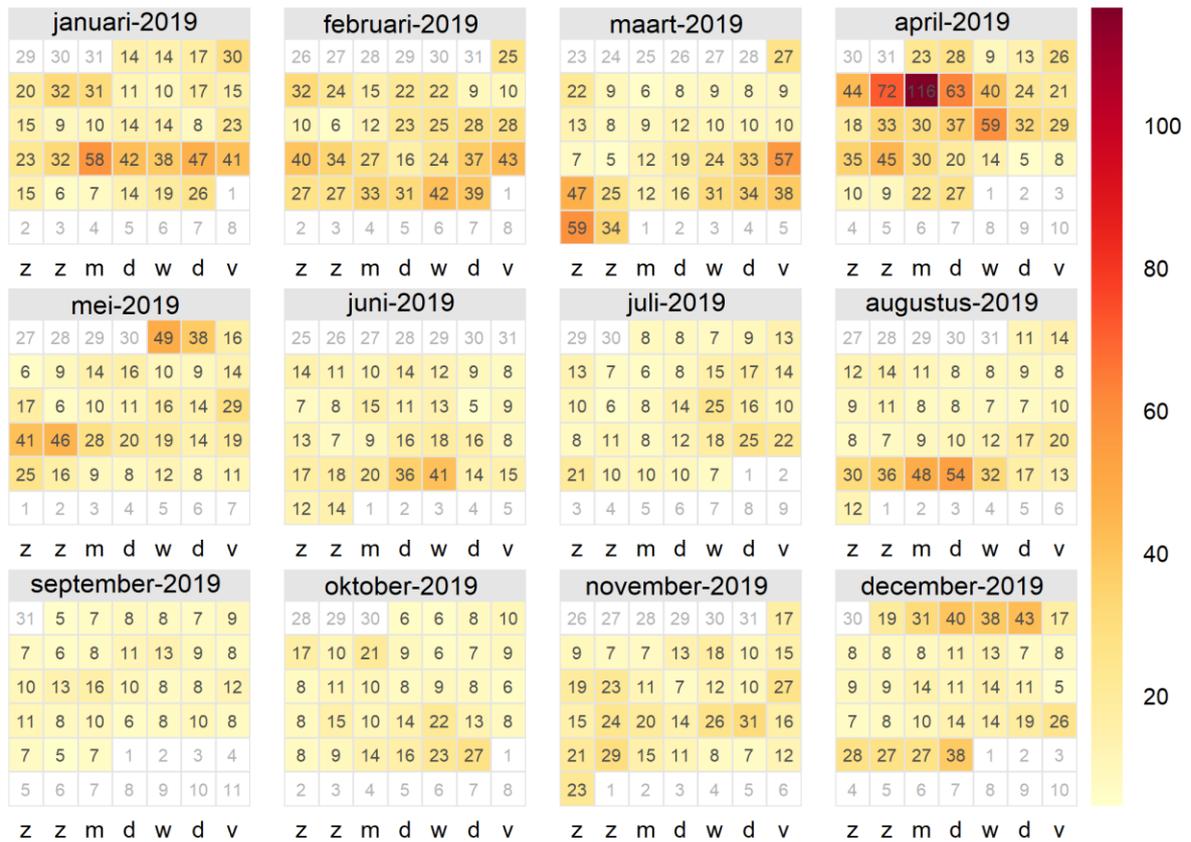
## Annexe B : Relevé annuel des polluants atmosphériques

### Mean daily PM<sub>10</sub> concentrations in 2019



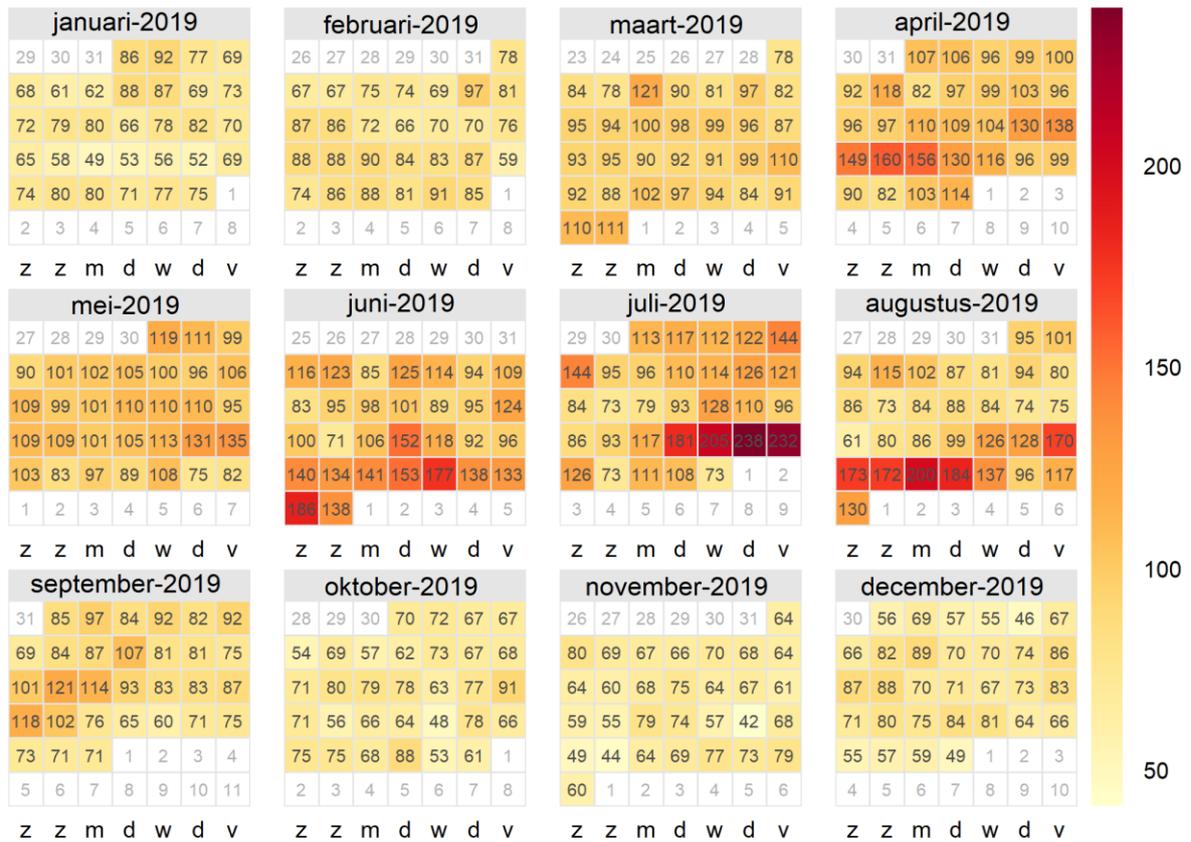
**Maximum (sur la Belgique) de la moyenne journalière de PM<sub>10</sub> en 2019.**

## Mean daily PM<sub>2.5</sub> concentrations in 2019



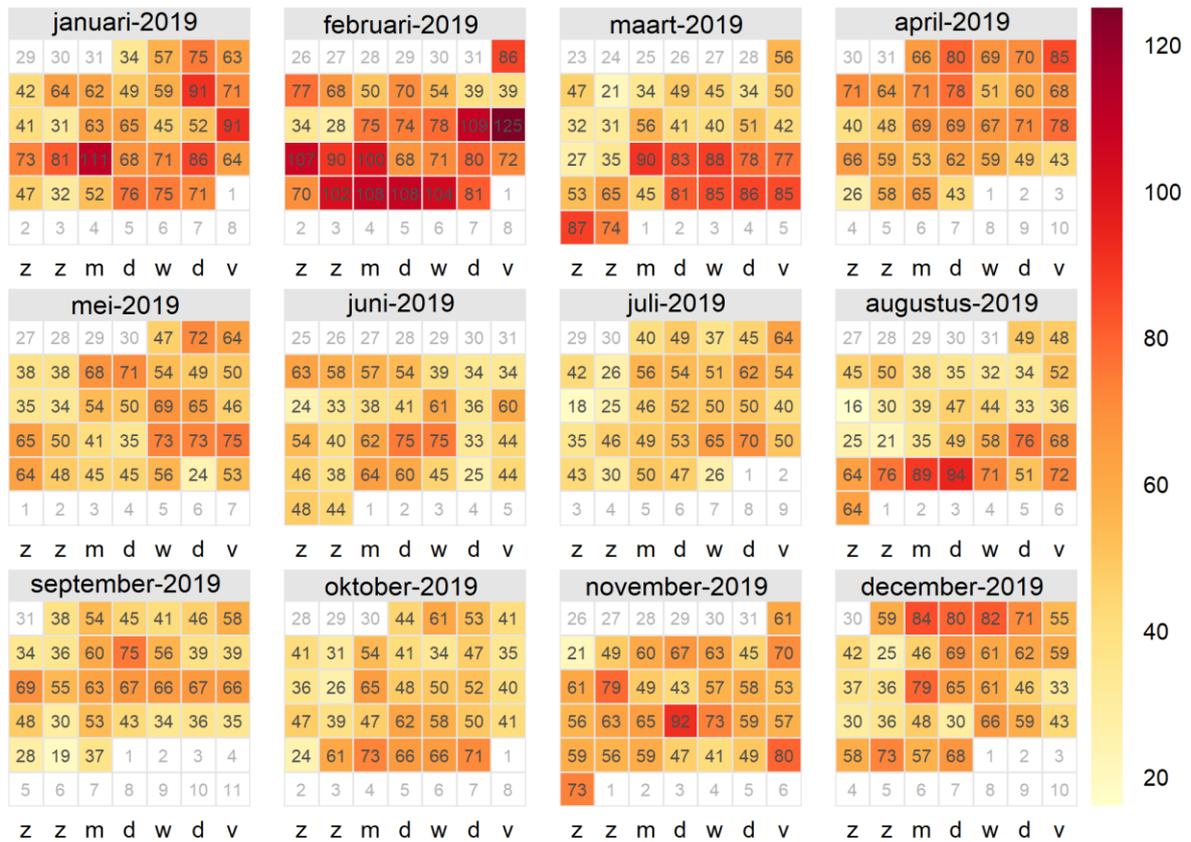
Maximum (sur la Belgique) de la moyenne journalière de PM<sub>2.5</sub> en 2019.

## Maximum daily O<sub>3</sub> concentrations in 2019



**Concentrations journalières maximales d’ozone en 2019.**

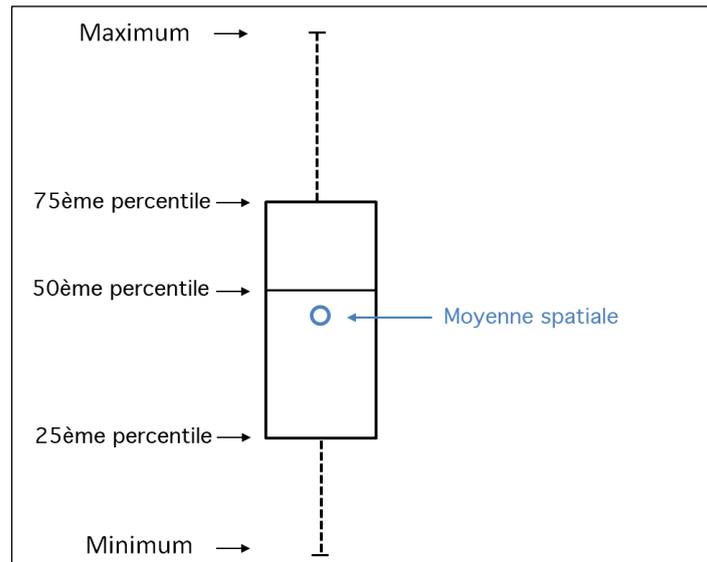
## Maximum daily NO<sub>2</sub> concentrations in 2019



**Concentrations journalières maximales de dioxyde d'azote en 2019.**

## Annexe C : Interprétation des diagrammes en boîtes

Un diagramme en boîtes (« box plot ») est une représentation graphique permettant d'obtenir rapidement une vue globale de la distribution d'une série de données. Il présente les quartiles (soit les 25<sup>ème</sup> et 75<sup>ème</sup> centiles), la médiane (le 50<sup>ème</sup> centile) et la valeur la plus élevée et la plus basse de la série. Le x-ième centile est la valeur à laquelle x% des données lui sont inférieures, et (100-x) % des données lui sont supérieures.



**Présentation d'un diagramme en boîtes.**

## Annexe D : Cartes d'incertitudes

De manière générale, une valeur interpolée, et en particulier par la méthode RIO, n'est bien sûr pas une valeur exacte. Une méthode d'interpolation est une méthode de cartographie pondérant les valeurs mesurées d'une grandeur (par exemple, de concentration) en différents points de mesure de la manière la plus efficace possible afin d'obtenir des valeurs approximées en tous les points d'une grille de référence.

D'une part, outre l'incertitude liée aux concentrations moyennes horaires ou journalières interpolées, l'agrégation en moyennes annuelles ou en dépassements journaliers est également génératrice d'incertitude.

Dans la technique d'interpolation RIO, plusieurs aspects contribuent à l'incertitude entachant les concentrations interpolées :

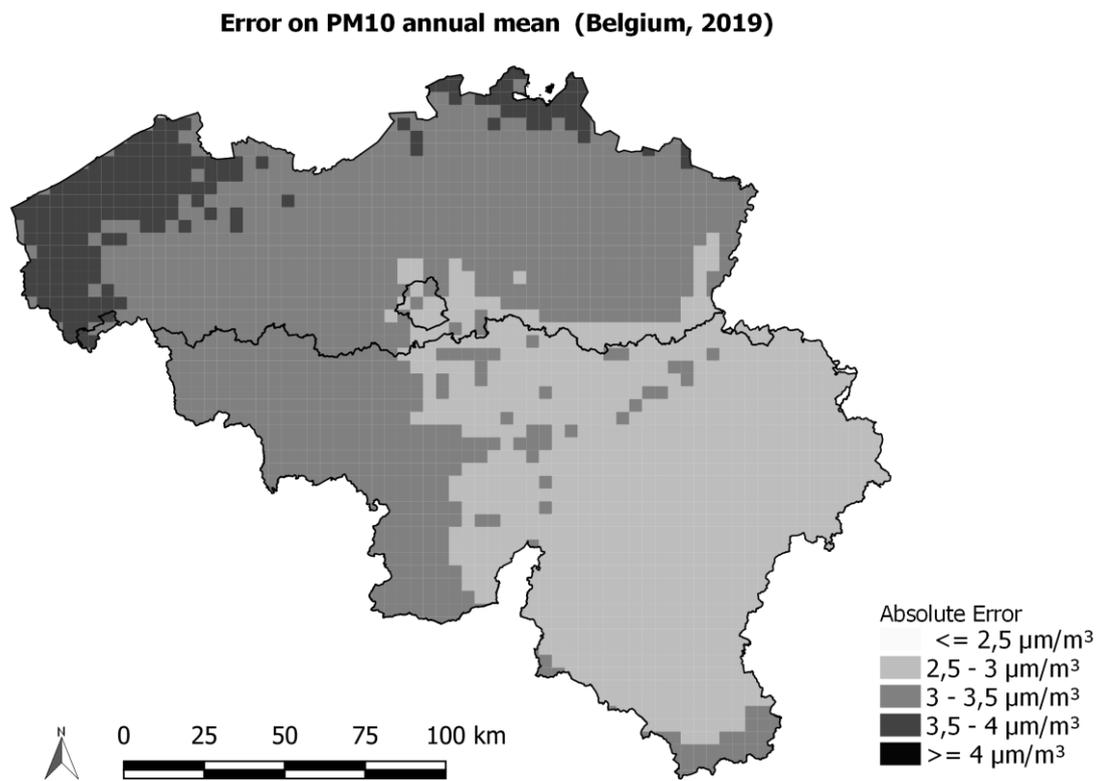
1. Erreur liée aux valeurs de mesure : elle est indirectement prise en compte en raison étant donné que le variogramme utilisé dans le kriging (la méthode sous-jacente à la technique d'interpolation RIO) présente un effet « nugget » (c.-à-d. qu'on ne présuppose pas une concentration mesurée identique en cas de distance nulle entre les stations de mesure).
2. Agglomération ou « clustering » des stations de mesure : un plus grand nombre de stations à proximité les unes des autres réduisent la précision de l'interpolation.
3. Distance par rapport aux stations de mesure : l'incertitude d'interpolation est plus grande à un endroit plus éloigné des stations de mesure.
4. Variation des mesures proprement dites : si les mesures prises à des endroits proches les uns des autres présentent une grande variation, l'incertitude d'interpolation est également plus grande.
5. Erreur par de-trending et re-trending : erreur commise en renormalisant les stations afin qu'elles aient toutes la même représentativité spatiale, ainsi que lors de l'exercice inverse après leur interpolation.

Une fois que l'incertitude liée aux concentrations moyennes horaires ou journalières interpolées a été déterminée, il faut également tenir compte, lors de l'agrégation, de :

1. L'autocorrélation temporelle des données, liée au fait que les concentrations d'aujourd'hui dépendent de celles d'hier, qui réduit l'information disponible dans les données.
2. La covariance entre les différentes cellules qui est représentée par un modèle spatial fixe au fil du temps (variogramme).

Une incertitude basée sur l'écart-type d'une distribution normale de probabilité est calculée pour les concentrations interpolées par la méthode RIO sur base des sources d'incertitude citées plus haut (voir cartes ci-dessous). Pour une distribution de probabilité normale, avoir une valeur  $x$  et une erreur de  $5,0 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , signifie qu'il y a alors 68 % de chance que la valeur réelle soit comprise entre  $(x-5,0)$  et  $(x+5,0) \mu\text{g}/\text{m}^3$  (« erreur d'un sigma »), 95% de chance que la valeur réelle soit comprise entre  $(x-2*5)$  et  $(x+2*5) \mu\text{g}/\text{m}^3$ , etc. Il est alors possible de calculer une probabilité de dépassement des valeurs limite européennes (probability of exceedance) sur base de la concentration interpolée, de l'incertitude calculée et de la valeur limite.

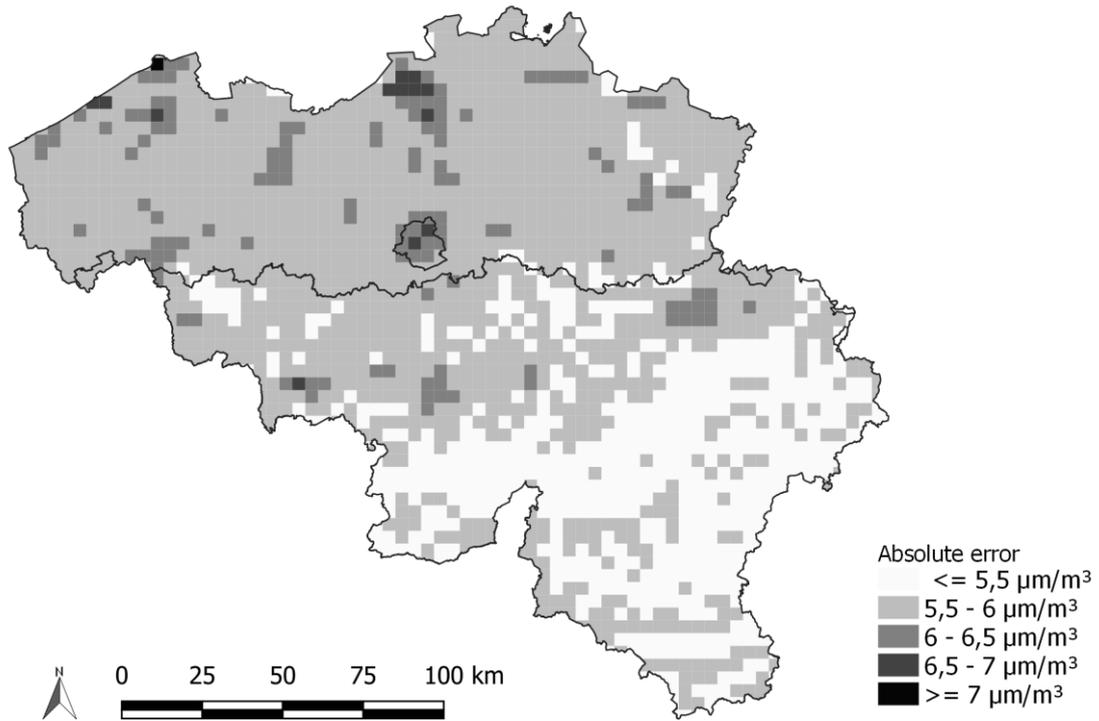
## PM10



Distribution spatiale de l'erreur absolue ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) pour la concentration moyenne annuelle de PM<sub>10</sub>

## NO2

### Error on NO2 annual mean (Belgium, 2019)



Distribution spatiale de l'erreur absolue (µg/m<sup>3</sup>) pour la concentration moyenne annuelle de NO<sub>2</sub>.