



Informing you on ambient air quality  
in the Belgian Regions

Effet des mesures prises dans le cadre de  
la crise sanitaire COVID-19 sur la qualité  
de l'air en Belgique :  
Evaluation par modélisation « Random Forest »



Vlaanderen  
is milieu



BRUXELLES ENVIRONNEMENT  
LEEFMILIEU BRUSSEL  
- IEGE - BIM -



VLAAMSE  
MILIEUMAATSCHAPPIJ

## Table des matières

<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>4</b>
<b>1. DISSOCIER L'INFLUENCE DES CONDITIONS MÉTÉOROLOGIQUES DE LA MODIFICATION DES ÉMISSIONS.</b>	<b>5</b>
<b>2. MODÈLES RANDOM FOREST</b> .....	<b>5</b>
<b>3. VALIDATION DU MODÈLE "RANDOM FOREST"</b> .....	<b>6</b>
<b>4. IMPACT DES MESURES COVID-19 SUR LA QUALITÉ DE L'AIR</b> .....	<b>14</b>
NOX (OXYDES D'AZOTE) .....	18
4.2 DIOXYDE D'AZOTE (NO <sub>2</sub> ) .....	22
4.3 PARTICULES FINES (PM2.5) .....	25
4.4 PARTICULES FINES (PM10) .....	28
4.5. BC.....	30
4.6 OZONE (O <sub>3</sub> ) .....	33
<b>CONCLUSIONS</b> .....	<b>38</b>

## Liste des figures

<i>Figure 1 Relation de dépendance pour les différentes variables d'entrée après la phase d'apprentissage du modèle.</i> .....	<b>7</b>
<i>Figure 2. : Validation du modèle Random Forest pour les stations de fond urbain 42R801 (Antwerpen-Borgerhout), 41R001 (Bruxelles-Molenbeek) en 43R401 (Namur) pour les 6 polluants. Les concentrations mesurées sont en abscisse, et les résultats modélisés en ordonnée. La ligne bleue représente la droite de régression. La ligne en pointillé représente la pente 1 (x=y), les lignes pointillées grises marquent les limites pour lesquelles les mesures et les résultats diffèrent au maximum d'un facteur deux</i> .....	<b>10</b>
<i>Figure 3: Moyenne hebdomadaire du facteur de ventilation (vitesse du vent x hauteur de la couche de mélange) pour les points de mesure d'Anvers(T2M802), Bruxelles (T1M003), Charleroi (T5M501) et Liège (T3M202) pour les semaines 1 à 19 de 2020</i> .....	<b>15</b>
<i>Figure 4: Concentrations journalières moyennes en NO<sub>2</sub> mesurées (bleu) et modélisées (rouge) pour les stations urbaines de Bruxelles (41B001) et Anvers (42R802) et les stations de fond rural de Furnes (44N029) et Dourbes (43N100). La ligne pointillée verticale bleue indique la date de début des mesures de confinement (19/03/2020)</i> .....	<b>16</b>
<i>Figure 5: Moyenne hebdomadaire mesurée (bleu) et la différence entre les concentrations prévues (par le modèle RF) et mesurées (rouge) des concentrations de NO<sub>x</sub> pour les 19 premières semaines de 2020 pour 4 stations de mesures types. De haut en bas: station trafic, suburbaine, fond urbain et rurale. La ligne pointillée bleue indique la semaine 12, semaine de début des mesures de confinement. Pour chaque semaine, la diminution (ou augmentation) des concentrations mesurées par rapport aux prévisions est indiquée en %</i> .....	<b>20</b>
<i>Figure 6: Moyenne hebdomadaire mesurée (bleu) et la différence entre les concentrations prévues (RF modèle) et mesurées (rouge) des concentrations de NO<sub>2</sub> pour les 19 premières semaines de 2020 pour 4 stations de mesures types. De haut en bas: station trafic, suburbaine, fond urbain et rurale. La ligne pointillée bleue indique la semaine 12, semaine de début des mesures de confinement. Pour chaque semaine, la diminution (ou augmentation) des concentrations mesurées par rapport aux prévisions est indiquée en %.</i> .....	<b>22</b>
<i>Figure 7: Moyenne hebdomadaire mesurée (bleu) et la différence entre les concentrations prévues (RF modèle) et mesurées (rouge) des concentrations de PM<sub>2.5</sub> pour les 19 premières semaines de 2020. La ligne pointillée bleue indique la semaine 12, semaine de début des mesures de confinement. Pour chaque semaine, la diminution (ou augmentation) des concentrations mesurées par rapport aux prévisions est indiquée en %</i> .....	<b>26</b>
<i>Figure 8: Moyenne hebdomadaire mesurée (bleu) et la différence entre les concentrations prévues (RF modèle) et mesurées (rouge) des concentrations de PM<sub>10</sub> pour les 19 premières semaines de 2020. La ligne pointillée bleue indique la semaine 12, semaine de début des mesures de confinement. Pour chaque semaine, la diminution (ou augmentation) des concentrations mesurées par rapport aux prévisions est indiquée en %.</i> .....	<b>28</b>
<i>Figure 9: moyenne hebdomadaire mesurée (en bleu) et différence entre la concentration de BC attendue (modélisée) et mesurée (en rouge) pour les 19 premières semaines en 2020 pour une station trafic (Anwerpen-Borgerhout-42R802), une station de banlieue (Antwerpen-Wilrijk-42R817), deux stations de fond urbaines</i>	

(Gand-44R701 et Namur-43R401) et un site de mesure de fond (Furnes- 44N029). La ligne bleue en pointillés indique la semaine 12, le début des mesures de confinement. Les pourcentages correspondent à la diminution (ou l'augmentation) de la concentration moyenne hebdomadaire de BC par rapport aux concentrations (attendues) calculées par le modèle. \_\_\_\_\_ 31

Figure 10 : moyenne hebdomadaire mesurée (bleu) et différence entre la concentration d'ozone (O3) modélisée et mesurée (rouge) pour les 19 premières semaines de 2020 à la station trafic (Molenbeek-41R001), aux stations de fond urbain (Anwerpen-Borgerhout-42R801, Gand-44R701 et Liège-43R222) et à deux stations de fond (Furnes-44N029 et Dourbes-43N100). La ligne bleue indique la semaine 12, le début des mesures de confinement. Les pourcentages indiquent la diminution (ou l'augmentation) de la concentration moyenne hebdomadaire d'O3 par rapport aux concentrations (attendues) calculées par le modèle \_\_\_\_\_ 34

## Liste des tableaux

Tableau 1: Station de mesures météorologiques des réseaux régionaux utilisé pour le set de données météorologiques. ....	6
Tableau 2 : Stations de mesure et polluants pour lesquels le modèle Random Forest a été paramétré. ....	8
Tableau 3: Paramètres statistiques de validation (médiane des stations sélectionnées) par polluant.....	9
Tableau 4: Impact ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) des mesures de confinement sur la qualité de l'air ( semaines 12 à 19) estimé par le modèle Random Forest pour les différents points de mesure. ....	36
Tableau 5: Impact (%) des mesures de confinement sur la qualité de l'air ( semaines 12 à 19) estimé par le modèle Random Forest pour les différents points de mesure. ....	37

## Résumé

L'estimation de l'impact de la crise COVID-19 sur la qualité de l'air n'est pas aussi facile qu'il y paraît. Ce rapport utilise un modèle de type « Random Forest » pour évaluer l'effet des mesures de confinement sur les concentrations de divers polluants (pour les semaines 12 à 19 en 2020).

Avec ce type de modèle, l'effet des conditions météorologiques peut être isolé des changements d'émissions après la mise en place du confinement à la mi-mars 2020.

Cet exercice a été réalisé pour différents types de stations de mesure dans les trois régions<sup>1</sup>.

Sur la base de cette modélisation, on constate que les mesures de confinement ont eu un effet variable sur la qualité de l'air (semaines 12 à 19) :

- Il y a un impact positif significatif sur les concentrations de polluants directement liés au trafic tels que les oxydes d'azote (NO<sub>x</sub>), le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) et le Black carbon (BC ou carbone suie). En l'absence de confinement, les concentrations de ces paramètres auraient été plus de 50% (NO<sub>x</sub>) et 35-40% (NO<sub>2</sub> et BC) plus élevées sur les sites de mesure les plus influencés par le trafic. L'impact diminue à mesure que la station de mesure est moins influencée par le trafic.
- Les mesures de confinement semblent n'avoir qu'un impact limité sur les concentrations de particules fines (PM<sub>2,5</sub> et PM<sub>10</sub>). Une des causes est que les conditions météorologiques sont plus défavorables après la mise en place du confinement. La contribution des particules fines "primaires" (i.e. émissions directes) à la concentration totale des particules est également limitée. Il y a généralement beaucoup plus de sources d'émissions de particules fines que le seul trafic routier. L'industrie, l'activité domestique et l'agriculture sont également des sources importantes de particules fines. Ces secteurs ont été moins touchés par les mesures de confinement.
- On observe un effet négatif sur les concentrations d'ozone. Dans la troposphère, il y a un équilibre complexe entre la formation de l'ozone et sa destruction. Malgré un trafic nettement moins important sur une longue période, il reste suffisamment de "précurseurs" (NO<sub>2</sub> et composés organiques volatils) dans l'air pour former de l'ozone. Par contre, les concentrations plus faibles de monoxyde d'azote (NO) aux points de mesure à proximité du trafic impliquent que l'ozone est moins dégradé, ce qui a entraîné une augmentation des concentrations.

---

<sup>1</sup> Les réseaux de mesure de la qualité de l'air sont gérés en Flandre par la Vlaamse Milieumaatschappij (<http://www.vmm.be>), en Wallonie par l'Institut Scientifique de Service Public (<http://www.issep.be>) et l'Agence Wallonne de l'Air et du Climat (AWAC) (<http://airclimat.wallonie.be>) et à Bruxelles par Bruxelles Environnement (<http://www.ibgebim.be>).

## 1. Dissocier l'influence des conditions météorologiques de la modification des émissions

Quantifier l'impact des mesures de confinement sur la qualité de l'air sur la base uniquement des mesures n'est pas aussi simple qu'il n'y paraît. Les concentrations de polluants dans l'air ambiant sont déterminées non seulement par les émissions, mais aussi par les conditions météorologiques. En comparant les concentrations mesurées après le début du confinement avec les concentrations de la période immédiatement précédente ou des mêmes périodes des années précédentes, il n'est pas facile de distinguer l'effet de la variation due aux émissions de l'effet dû à la variation des conditions météorologiques. Ce problème a déjà été souligné dans la note d'information publiée début avril 2020 (<https://www.irceline.be/fr/nouvelles/impact-du-confinement-sur-la-qualite-de-lair>).

Les modèles déterministes, Chemical Transport Models (CTM), peuvent être utilisés pour isoler l'effet des mesures spécifiques COVID-19 sur la qualité de l'air des conditions météorologiques. Les CTM sont des modèles qui simulent des processus physiques et chimiques complexes dans l'atmosphère à l'aide d'algorithmes mathématiques. Ces modèles utilisent des données d'émissions (polluants), météorologiques et géographiques comme données d'entrée. Un modèle CTM peut être utilisé uniquement pour déterminer l'impact des émissions sur les concentrations dans l'air. Pour déterminer l'impact des mesures COVID-19, deux simulations doivent être effectuées : une avec des émissions "normales" ou "BAU" (Business As Usual) en supposant qu'il n'y a pas eu de crise ni de mesures spécifiques, et une seconde avec les émissions estimées pendant le confinement. La différence entre les concentrations calculées par les deux simulations est l'effet spécifique des mesures de confinement sur la qualité de l'air, indépendamment des conditions météorologiques. Ce type de modèle de calcul présente un certain nombre d'avantages, par exemple effectuer un calcul sur l'ensemble du territoire y compris les lieux où aucune mesure n'est effectuée, mais il est compliqué à mettre en œuvre. De plus, une estimation réaliste des émissions de polluants pendant le confinement est nécessaire. Et ce n'est pas évident : une diminution du volume du trafic entraîne une réduction de la pollution liée au trafic, mais l'estimation exacte de son ampleur n'est pas évidente. L'impact des mesures COVID-19 sur les émissions dans d'autres secteurs, tel que le chauffage résidentiel par exemple, n'est pas encore clair non plus.

## 2. Modèles Random Forest

Les modèles Random Forest sont un type relativement nouveau de modèles d'apprentissage automatique (« Machine learning ») capables de déterminer des relations non linéaires entre des variables indépendantes à partir de grands ensembles de données (<https://link.springer.com/article/10.1023/A:1010933404324>).

Dans ce but, un modèle de Random Forest est d'abord constitué : le modèle utilise des arbres de décision pour classer la relation entre un paramètre (par exemple, la concentration d'un polluant atmosphérique) et des variables (par exemple, la direction du vent, la température, ...), qui, prises individuellement, n'ont souvent qu'une valeur prédictive limitée. Tous les arbres de décision sont ensuite regroupés et forment une forêt aléatoire. On obtient ainsi un algorithme qui peut établir une prévision robuste pour un

paramètre (par exemple, la concentration d'un polluant dans l'air) à partir d'un ensemble de variables utilisées dans le processus d'apprentissage.

A partir des concentrations mesurées et de l'ensemble des variables météorologiques et éventuellement d'autres variables (date, jour de la semaine,...) nous pouvons utiliser un modèle Random Forest pour "prédire" la relation entre les concentrations mesurées et ces variables. Avec un modèle Random Forest, nous pouvons également estimer l'effet spécifique de la réduction des émissions du trafic pendant le confinement en comparant les résultats prédits par le modèle avec les concentrations mesurées.

La différence majeure avec les modèles déterministes (CTM) est qu'avec cette approche, il n'est pas nécessaire d'utiliser les données d'émission en entrée.

Différents outils sont désormais disponibles pour mettre en place un modèle de Random forest. Dans cet exercice, nous avons utilisé le package "rmweather" (<https://CRAN.R-project.org/package=rmweather>) qui utilise le logiciel statistique "R". Ce package est spécialement conçu pour utiliser la technique de modélisation « Random Forest » afin d'étudier la variation des concentrations de polluants due à l'évolution des conditions météorologiques.

### 3. Validation du modèle "Random Forest"

Un modèle de Random Forest a été établi à partir des concentrations moyennes journalières des polluants, une série de paramètres météorologiques (vitesse minimale, maximale et moyenne journalière du vent, direction du vent, température moyenne minimale et maximale journalière, humidité relative, hauteur de la couche de mélange et couverture nuageuse). Le jour de l'année (en tant que tendance saisonnière), le jour de la semaine (pour estimer l'effet semaine week-end) et le temps écoulé (en tant qu'indicateur de la tendance à long terme) depuis le 1/1/1970 (ce qu'on appelle l'"unix timestamp") sont également utilisés comme variables supplémentaires. Pour l'apprentissage automatique du modèle, une série chronologique allant du 1/1/2015 au 29/2/2020<sup>2</sup> inclus a été utilisée, c'est-à-dire la période précédant les mesures sanitaires COVID-19.

L'ensemble de données météorologiques a été créé sur la base des mesures effectuées dans les stations de mesures météorologique du réseau téléométrique. La liste des stations de mesure utilisées sont listées dans le tableau 1

Tableau 1: Station de mesures météorologiques des réseaux regionaux utilisé pour le set de données météorologiques.

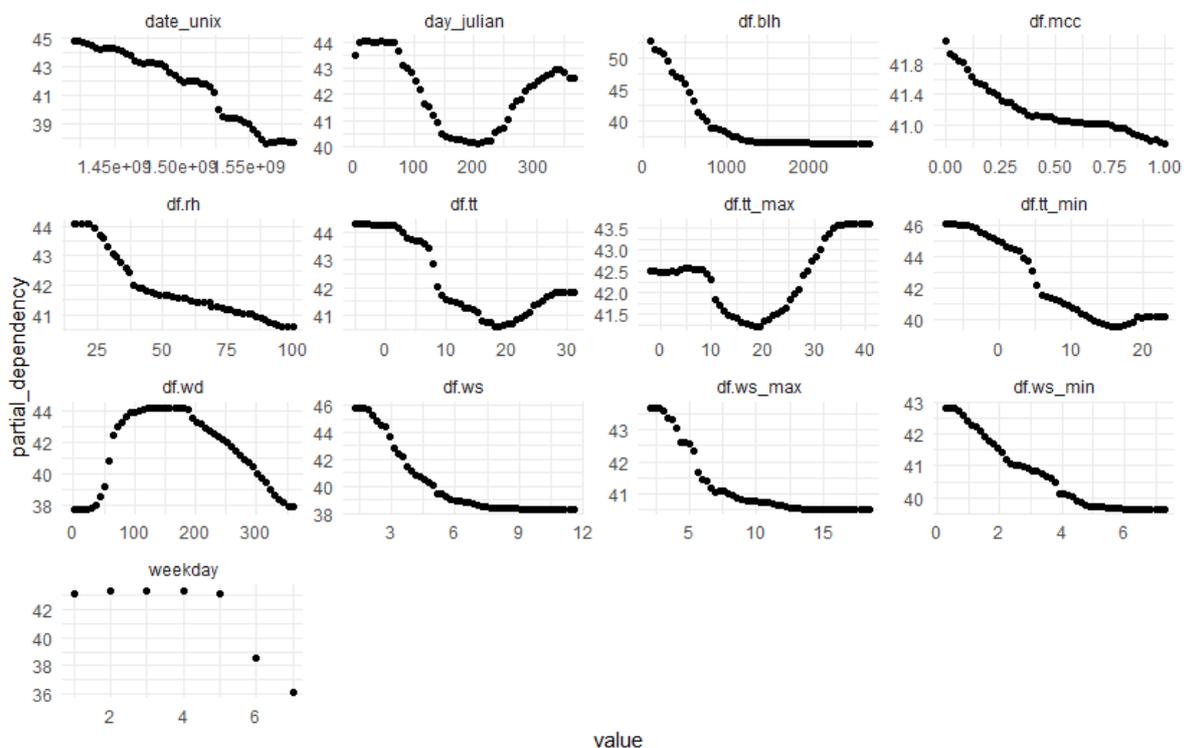
Code station	Région	Commune
T2M802	Flandre	Anvers
T4M701	Flandre	Gand
T4N029	Flandre	Furnes
T1M003	Bruxelles	Molenbeek
T5M501	Wallonie	Charleroi
T3M202	Wallonie	Liège
T3M205	Wallonie	Saint-Ode

<sup>2</sup> Pour certains polluants et points de mesure, la série temporelle est plus courte.

Les paramètres suivants, mesurés dans ces stations, ont été utilisés : vitesse et direction du vent, température et humidité relative . Les données du Centre européen pour les prévisions météorologiques à moyen terme (ECMWF) ont été utilisées pour la hauteur de la couche de mélange<sup>3</sup> et la couverture nuageuse.

La figure 1 montre les relations de dépendance pour les différentes variables après la phase d'apprentissage du modèle pour le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) à la station de mesure du trafic 42R802 à Borgerhout. Ces chiffres montrent donc l'effet individuel d'un paramètre sur la concentration modélisée. Cela montre que le modèle peut estimer de manière réaliste les relations entre les paramètres météo et la pollution de l'air (par exemple, des concentrations plus élevées de NO<sub>2</sub> pour une vitesse de vent et une hauteur de couche de mélange plus faibles). Les relations entre les variables temporelles et les concentrations de NO<sub>2</sub> (comme la baisse du NO<sub>2</sub> pendant les mois d'été et les week-ends) sont également conformes aux attentes.

Figure 1 Relation de dépendance pour les différentes variables d'entrée après la phase d'apprentissage du modèle.<sup>4</sup>



Afin d'estimer dans quelle mesure l'algorithme du modèle peut prévoir les concentrations d'un polluant en un point de mesure en fonction des variables météorologiques et temporelles, un ensemble de tests aléatoires a été créé : 20 % de l'ensemble des jours de la

<sup>3</sup> La hauteur de la couche de mélange est la hauteur jusqu'à laquelle la pollution se disperse aisément. Plus cette hauteur est élevée, plus la pollution est diluée. Pour un même niveau d'émissions, les concentrations dans l'air seront plus faibles si cette couche est plus élevée.

<sup>4</sup> date\_unix est un indicateur de la tendance long terme, "day\_julian" est le jour de l'année et un indicateur de la saison, blh=hauteur de la couche de mélange, mcc=indice de couverture nuageuse, rh = humidité relative, tt=température moyenne journalière(avec tt\_min et tt\_max respectivement les températures min et max), wd=direction journalière moyenne du vent, ws=vitesse du vent (avec ws\_min et ws\_max respectivement les vitesses min et max), weekday est le jour de la semaine (1=lundi et 7=dimanche)

série de mesures entre le 1/1/2015 et le 29/2/2020 n'ont pas été pris en compte pour l'apprentissage automatique. La sélection de ces 20 % de jours a été faite aléatoirement par le programme informatique. Les 80 % de jours restants ont donc été utilisés pour la phase d'apprentissage automatique du modèle. La comparaison des concentrations calculées par le modèle Random Forest pour les "jours de test" avec les concentrations réellement mesurées, permet d'estimer de manière indépendante la performance du modèle..

Tableau 2 : Stations de mesure et polluants pour lesquels le modèle Random Forest a été paramétré.

code	Point de mesure	Région	Type de station	Meteo	NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	PM2.5	PM10	BC	O3
42R801	Anvers (Borgerhout)	VLA	Background urbain	T2M802	x	x	x	x	x	x
42R802	Anvers (Borgerh-straat)	VLA	Urbaine-Trafic	T2M802	x	x	x	x	x	
42R803	Anvers (park spoor N)	VLA	Background urbain	T2M802	x	x	x	x	x	
42R804	Anvers (Ring)	VLA	Urbaine-Trafic	T2M802	x	x	x	x	x	
42R805	Anvers (Belgiëlei)	VLA	Urbaine-Trafic	T2M802	x	x	x	x	x	
42R817	Anvers (Wilrijk)	VLA	Suburbaine	T2M802	x	x	x	x	x	
44R701	Gand (Baudelo)	VLA	Background urbain	T4M701	x	x	x	x	x	x
44R702	Gand (Gustaaf Callier)	VLA	Urbaine-Trafic	T4M701	x	x	x	x	x	
44R703	Gand(Lange Violettestraat)	VLA	Urbaine-Trafic	T4M701						x
44N029	Veurne (Houtem)	VLA	Background	T4M029	x	x	x	x	x	x
42N040	Sint-Pieters-Leeuw	VLA	Background	T1M001	x	x				x
42N016	Dessel	VLA	Background	T2M802 <sup>5</sup>	x	x	x	x	x	x
42N046	Lanaken (Gellik)	VLA	Background	T2M802 <sup>4</sup>	x	x				x
41B001	Bruxelles (Arts-Loi)	BRU	Urbaine-Trafic	T1M001	x	x				
41R001	Molenbeek	BRU	U	T1M001	x	x	x	x	x	x
41B004	Bruxelles (Ste Catherine)	BRU	urbaine	T1M001	x	x				x
41R012	Uccle	BRU	Background urbain	T1M001	x	x	x	x	x	x
45R501	Charleroi	WAL	Background urbain	T5M501	x	x	x	x		
45R502	Charlerloi (Lodelinsart)	WAL	Urbaine	T5M501	x	x	x	x		x
43R401	Namur	WAL	Background urbain	T5M501	x	x	x	x		x
43R222	Liège	WAL	Background urbain	T3M202	x	x	x	x		x
43N060	Havannes	WAL	Background	T5M501	x	x	x	x		x
43N063	Corroy-Le-grand	WAL	Background	T5M501	x	x	x	x		x
43N100	Dourbes	WAL	Background	T3M202	x	x	x	x		x

Le modèle Random Forest a été paramétré pour 6 polluants et 13 sites de mesure en Flandre, 4 à Bruxelles et 7 en Wallonie. A partir de cet ensemble de point de mesure, il a été possible (cf § 4), d'obtenir une image globale de l'impact des mesures COVID-19 sur la qualité de l'air en Belgique (à proximité du trafic, pour le fond urbain et également les sites de mesure de fond). Pour plus de détails sur les sites de mesure et les polluants par site, se reporter au tableau 2.

<sup>5</sup> Pour les paramètres météorologiques (sauf la hauteur de la couche de mélange et l'indice de couverture nuageuse), pour les points de mesure de Dessel (Campine) et Lanaken (Est-Limbourg) les données de la station d'Anvers ont été utilisées car il n'y a pas de station météo à proximité de ces deux points de mesure

La figure 2 montre les graphiques de corrélation des polluants (NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, PM<sub>2.5</sub>, PM<sub>10</sub> et BC) pour les stations de fond urbain d'Anvers-Borgerhout (42R801), de Molenbeek (41R001) et de Namur (43R401) avec, en abscisse, les concentrations moyennes quotidiennes mesurées et, en ordonnée, les concentrations calculées par le modèle en fonction des conditions météorologiques et des variables temporelles. Dans ces 3 stations de mesure, les 6 polluants évoqués sont mesurés. Les graphiques de corrélation obtenus pour les autres stations de mesure sont similaires.

Sur les graphiques sont mentionnés certains paramètres statistiques de validation des performances du modèle (pour plus d'explications, voir l'annexe I). Le tableau 3 reprend la médiane pour les trois stations de chacun de ces paramètres de validation.

Ces résultats montrent que le modèle Random Forest utilisé peut estimer de manière fiable les concentrations de NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> et BC (R<sup>2</sup> élevé, MB faible et RMSE acceptable). Pour NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub> et BC, 75 à 80% de la variance peut être expliquée par le modèle. Pour les PM<sub>2.5</sub> et les PM<sub>10</sub>, les statistiques de validation (en particulier le R<sup>2</sup>) sont un peu moins bonnes mais toujours acceptables : 50 à 60 % de la variance peut être expliquée par le modèle. Il est important d'en tenir compte lorsque l'on utilise le modèle pour calculer l'impact des mesures COVID-19 (cf. § 4).

Les graphiques de corrélation montrent également que le modèle surestime les concentrations les plus faibles et sous-estime les concentrations les plus élevées. Ce phénomène est nettement plus prononcé pour les PM<sub>2.5</sub> et les PM<sub>10</sub>.

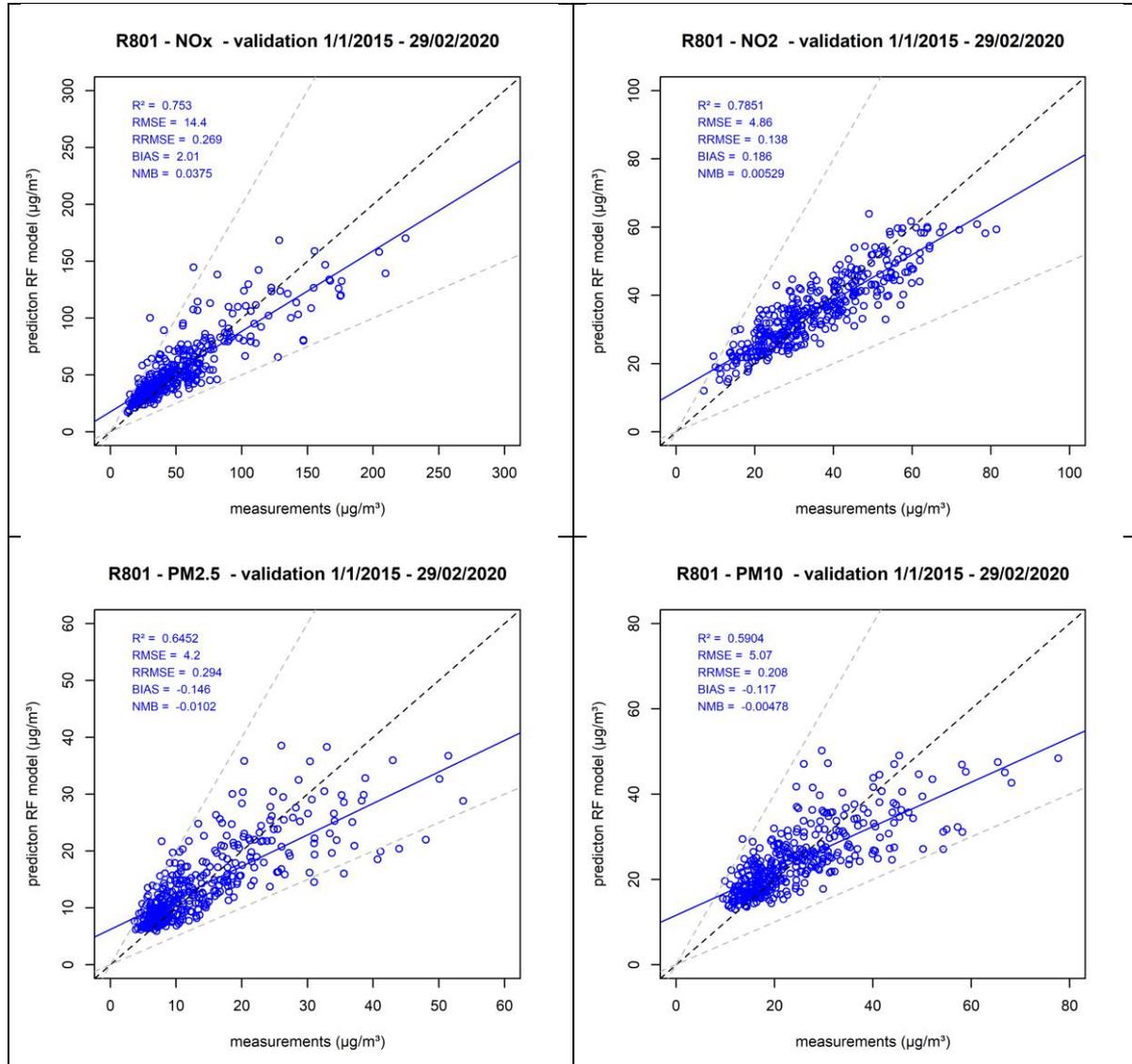
Cet exercice de validation montre que si la température, la direction et la vitesse du vent etc. sont connus pour un jour donné et qu'il n'y a pas de changement soudain dans les émissions, il est possible d'estimer de manière fiable les concentrations de polluants du jour.

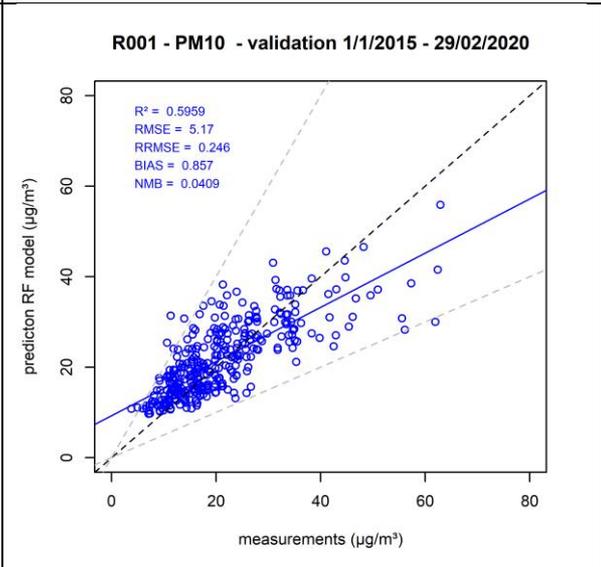
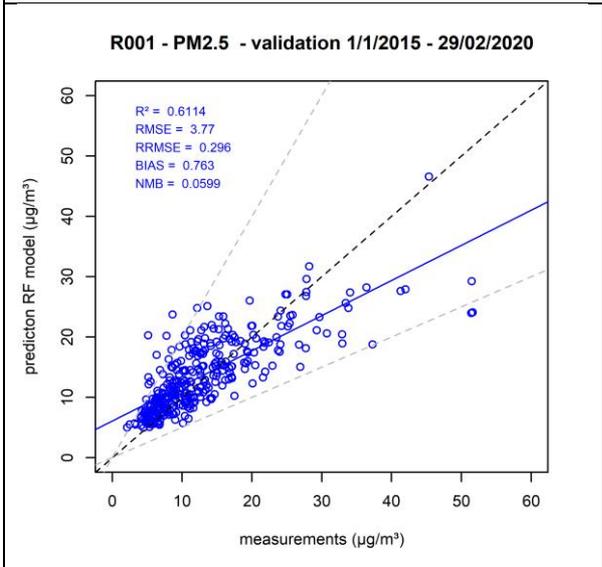
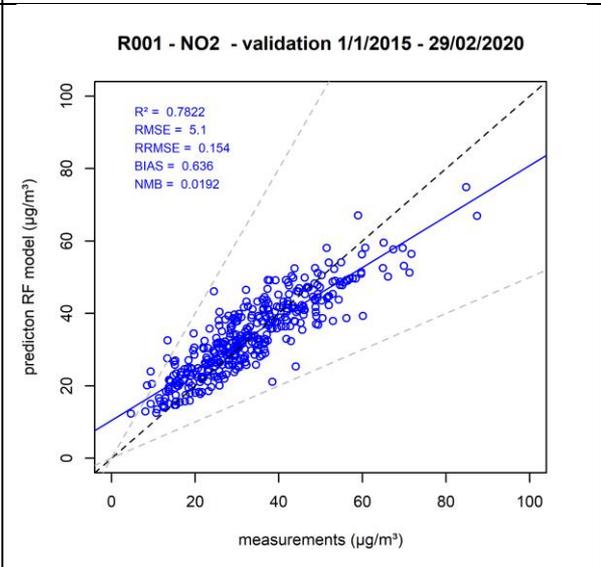
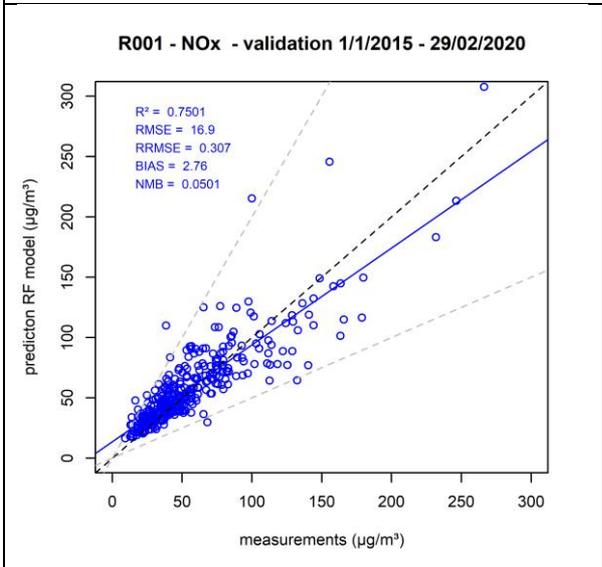
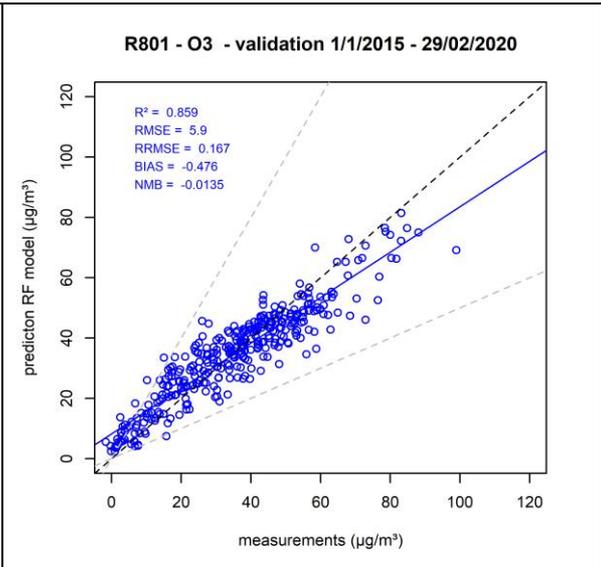
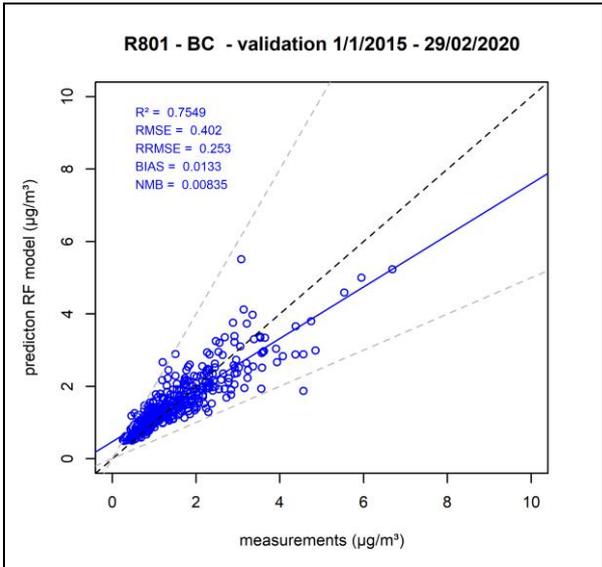
Cependant, cela n'est possible que dans les endroits où des mesures sont effectuées et où l'on dispose d'une série chronologique suffisamment longue de concentrations de polluants et de variables météorologiques.

Tableau 3: Paramètres statistiques de validation (médiane des stations sélectionnées) par polluant

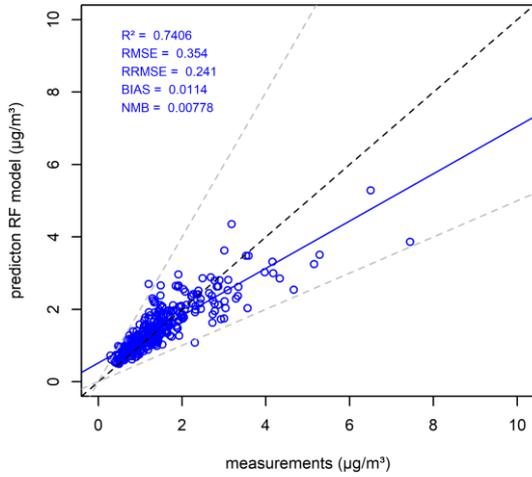
	R <sup>2</sup>	RMSE	RRMSE	MB	NMB
NO <sub>x</sub>	0.73	11.80	28.8%	0.32	1.7%
NO <sub>2</sub>	0.76	4.37	15.5%	0.19	0.5%
PM <sub>2.5</sub>	0.61	4.33	34.7%	0.34	2.9%
PM <sub>10</sub>	0.54	5.17	24.4%	0.27	1.8%
BC	0.75	0.36	24.3%	0.03	0.8%
O <sub>3</sub>	0.84	6.95	15.6%	0.15	0.1%

Figure 2.: Validation du modèle Random Forest pour les stations de fond urbain 42R801 (Antwerpen-Borgerhout), 41R001 (Bruxelles-Molenbeek) en 43R401 (Namur) pour les 6 polluants. Les concentrations mesurées sont en abscisse, et les résultats modélisés en ordonnée. La ligne bleue représente la droite de régression. La ligne en pointillé représente la pente 1 (x=y), les lignes pointillées grises marquent les limites pour lesquelles les mesures et les résultats diffèrent au maximum d'un facteur deux

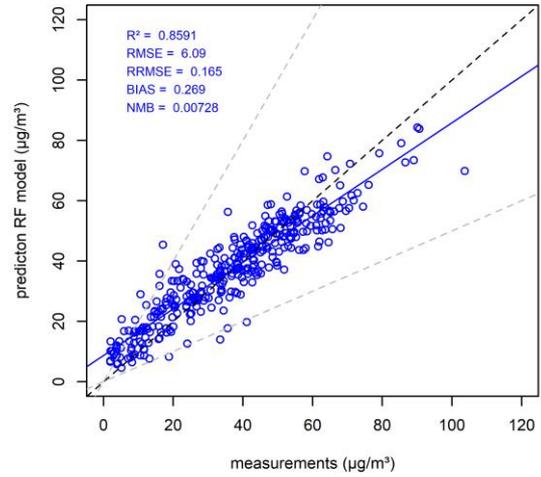




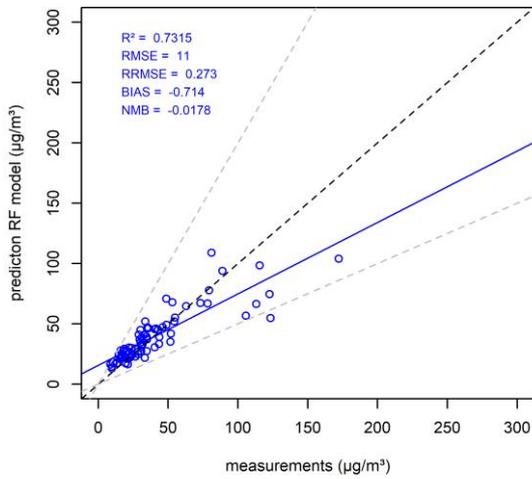
**R001 - BC - validation 1/1/2015 - 29/02/2020**



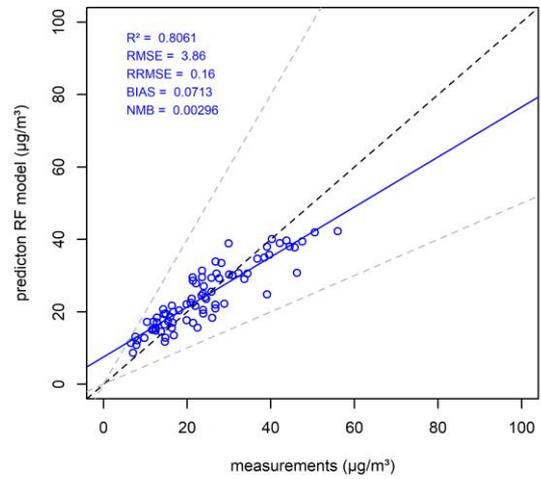
**R001 - O3 - validation 1/1/2015 - 29/02/2020**



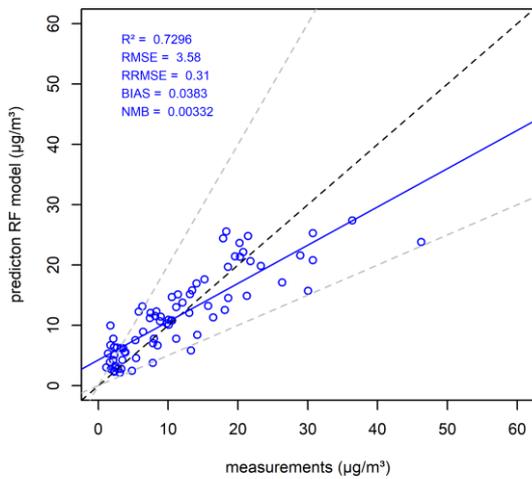
**R401 - NOx - validation 1/1/2015 - 29/02/2020**



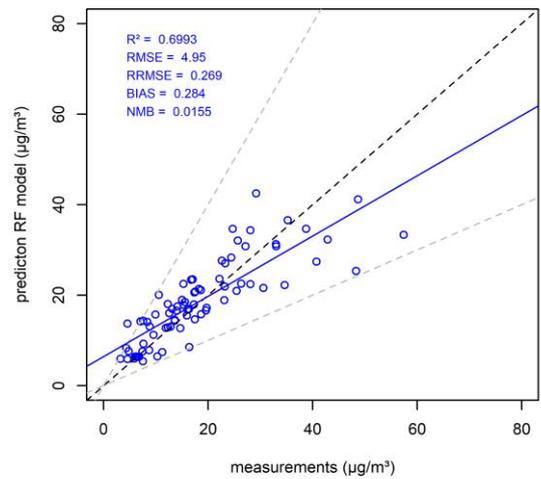
**R401 - NO2 - validation 1/1/2015 - 29/02/2020**

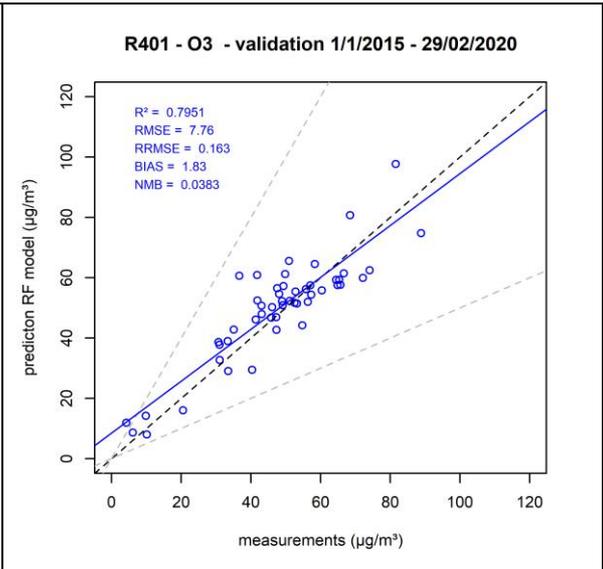
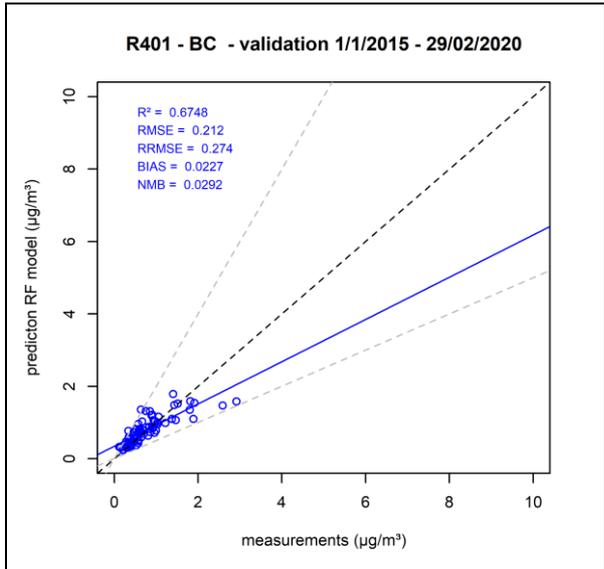


**R401 - PM2.5 - validation 1/1/2015 - 29/02/2020**



**R401 - PM10 - validation 1/1/2015 - 29/02/2020**





#### 4. Impact des mesures COVID-19 sur la qualité de l'air

Le modèle Random Forest permet d'évaluer les concentrations de différents polluants de manière fiable sur la base d'un ensemble de variables météorologiques et temporelles (cf §3), ce modèle peut être appliqué pour évaluer l'effet des mesures COVID-19. Comme la période après la mise en place des mesures de confinement n'a pas été incluse dans la phase d'apprentissage, l'impact des mesures COVID-19 n'est pas prise en compte par le modèle. Les concentrations lors de la période de confinement calculées par le modèle sont les concentrations estimées sur base uniquement des conditions météorologiques et des variables temporelles (tendance à long terme, tendance saisonnière et tendance hebdomadaire) pendant cette période. En d'autres termes, des concentrations dans le cadre d'un scénario BAU ("Business As Usual") s'il n'y avait pas eu de confinement. La différence entre les concentrations calculées par le modèle et les concentrations réellement mesurées sur un site de mesure représente l'impact des mesures COVID-19 (y compris une baisse significative du trafic) sur la qualité de l'air pendant la période de confinement.

Le modèle Random Forest a été appliqué aux mêmes stations de mesure et aux mêmes polluants que ceux utilisés pour la validation (cf § 3).

En début d'année 2020 avant le confinement, il y a eu plusieurs périodes (février) où le temps a été très pluvieux et venteux, ce qui a assuré des conditions de dispersion favorables et une faible pollution de l'air. La figure 3 montre que les conditions météorologiques se sont détériorées après le début du confinement et indique le "facteur de ventilation" moyen hebdomadaire pour Anvers, Bruxelles, Charleroi et Liège. Le facteur de ventilation est le produit de la vitesse du vent et de la hauteur de la couche de mélange. Plus le facteur de ventilation est élevé, meilleures sont les conditions de dispersion ou de dilution dans l'atmosphère. Des émissions égales à un facteur de ventilation élevé se traduiront par des concentrations plus faibles. Si le facteur de ventilation est faible, la pollution s'accumule et les concentrations sont plus élevées. Cela se voit aussi clairement sur la figure 3: pendant la semaine 4 en 2020, le facteur de ventilation moyen était très faible. Il en résulte des concentrations très élevées (voir plus loin). Le fait que les conditions météorologiques soient devenues plus défavorables après l'entrée dans le confinement est un élément à prendre en compte dans l'analyse ultérieure.

Figure 3: Moyenne hebdomadaire du facteur de ventilation (vitesse du vent x hauteur de la couche de mélange) pour les points de mesure d'Anvers(T2M802), Bruxelles (T1M003), Charleroi (T5M501) et Liège (T3M202) pour les semaines 1 à 19 de 2020

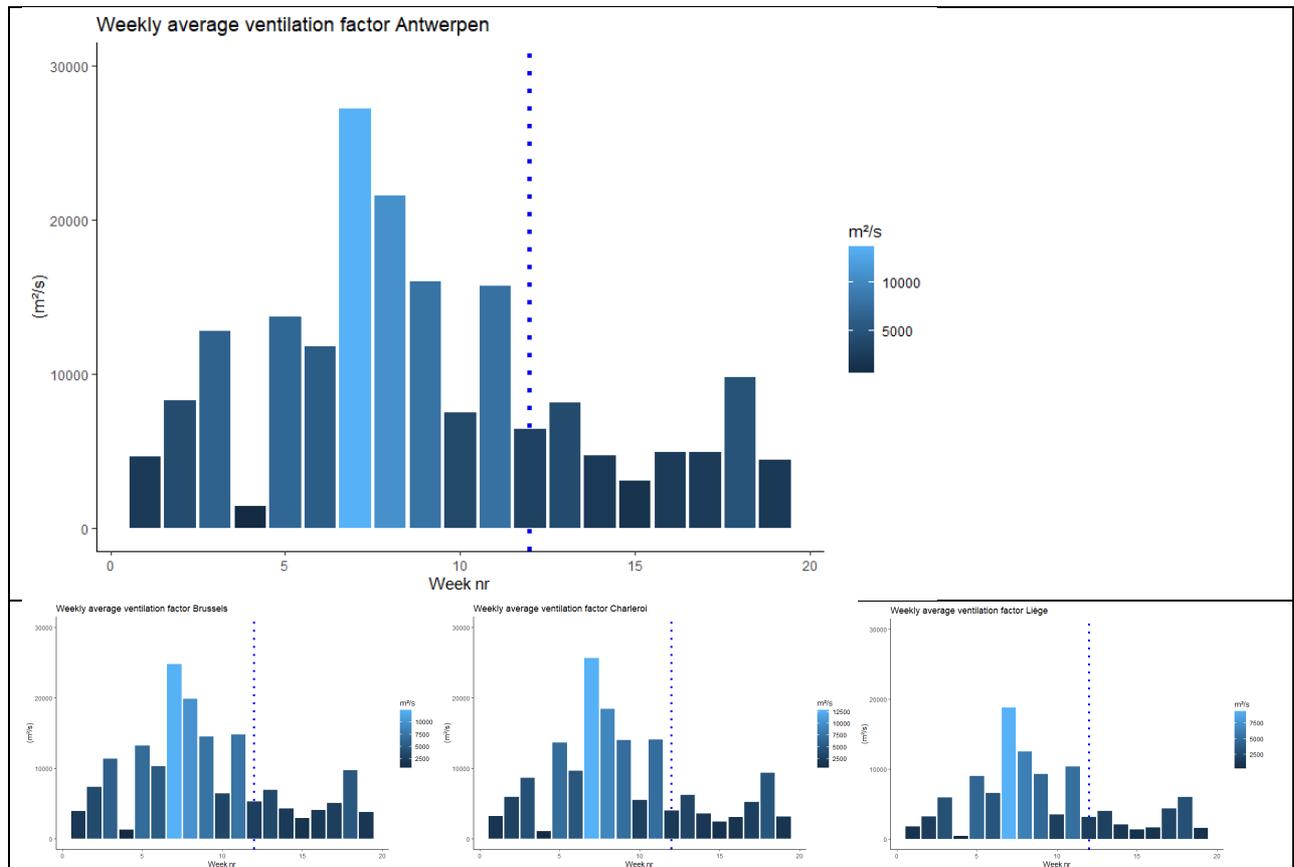
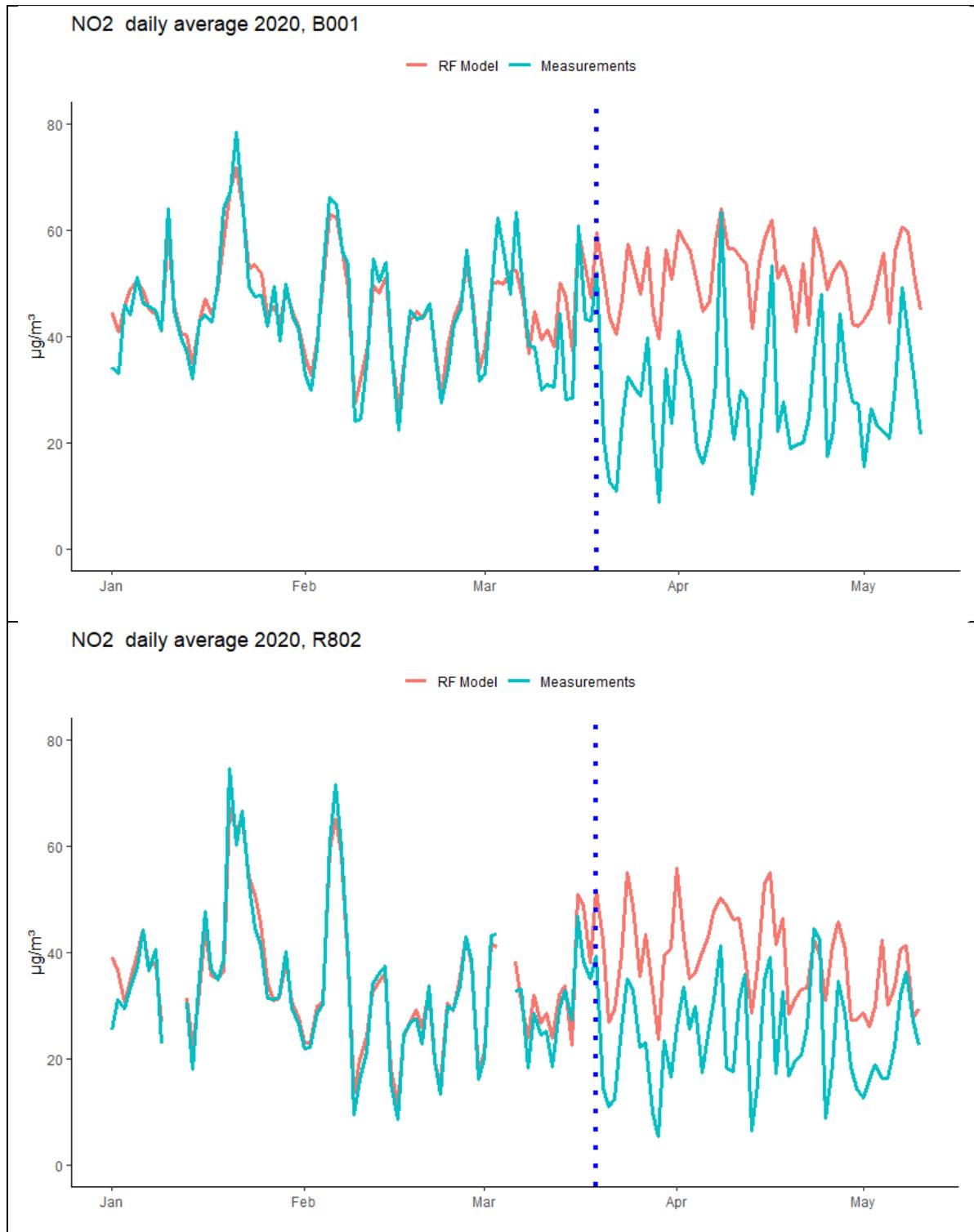
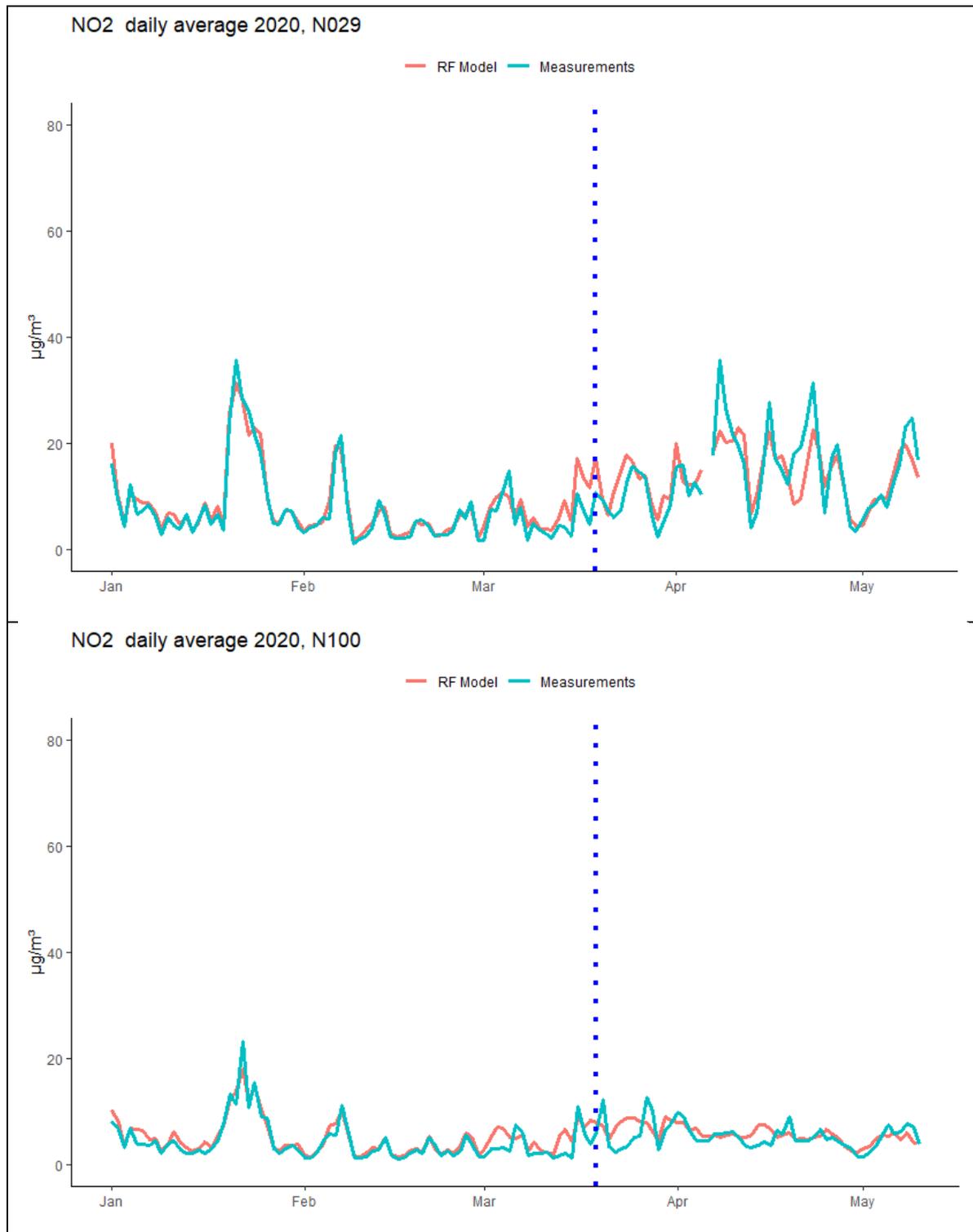


Figure 4: Concentrations journalières moyennes en NO<sub>2</sub> mesurées (bleu) et modélisées (rouge) pour les stations urbaines de Bruxelles (41B001) et Anvers (42R802) et les stations de fond rural de Furnes (44N029) et Dourbes (43N100). La ligne pointillée verticale bleue indique la date de début des mesures de confinement (19/03/2020)





La figure 4 montre clairement que le modèle Random Forest "surestime" de manière significative les concentrations de NO<sub>2</sub> dans les stations urbaines d'Anvers et de Bruxelles quasiment tous les jours après l'entrée dans la période de confinement. Sur la base des conditions météorologiques et des indicateurs temporels, les concentrations dans un scénario BAU ("Business As Usual") ou un scénario "sans confinement" auraient donc été plus élevées. La différence entre les résultats modélisés (ligne rouge) et les mesures (ligne bleue) peut être considérée comme l'impact des mesures COVID-19 sur les concentrations de NO<sub>2</sub> dans les stations urbaines à Anvers et à Bruxelles. Le NO<sub>2</sub> est un polluant typique lié

au trafic. La réduction du trafic automobile entraîne une diminution des concentrations de  $\text{NO}_2$  sur un site de mesure qui est fortement influencé par les émissions (locales) du trafic routier.

Dans les stations de fond à Furnes (côte) et Dourbes (Ardennes), la différence entre les concentrations mesurées et les concentrations calculées par le modèle est moins importante. Cela indique que la diminution de la circulation pendant le confinement a eu moins d'impact sur les concentrations de  $\text{NO}_2$  dans les stations de mesure qui sont éloignées des sources d'émissions liées à la circulation.

Le modèle Random Forest calcule les concentrations moyennes journalières. Dans les paragraphes suivants, les moyennes hebdomadaires sont utilisées pour évaluer plus en détail l'impact des mesures COVID-19 pour les différents polluants. À cette fin, les concentrations moyennes hebdomadaires modélisées ont été calculées pour les semaines 1 à 19 en 2020.

#### 4.1 NOX (Oxydes d'azote)

Lors des processus de combustion, tels que le trafic routier, les oxydes d'azote sont émis essentiellement sous la forme de dioxyde d'azote,  $\text{NO}_2$ , et de monoxyde d'azote,  $\text{NO}$ , majoritaire.  $\text{NO}_x$  désigne la somme molaire des deux composés. Pour des stations de mesures urbaines, le trafic automobile à proximité est la source principale de  $\text{NO}_x$ .

Habituellement, aucune analyse spécifique n'est effectuée pour les  $\text{NO}_x$  dans les rapports d'évaluation de l'air ambiant. Pour cet exercice de modélisation, le  $\text{NO}_x$  est utilisé comme un polluant atmosphérique distinct car la concentration de  $\text{NO}_x$  dans l'air est plus directement liée à l'émission (et à la quantité) du trafic automobile que le dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ ). Le  $\text{NO}_2$  est également émis directement dans une mesure limitée, mais il s'agit aussi d'un composant secondaire qui se forme dans l'atmosphère (par exemple à partir de réactions très rapides entre le  $\text{NO}$  et l'ozone). La concentration de  $\text{NO}_2$  dans l'air, y compris dans les stations urbaines, est déterminée non seulement par le trafic local mais aussi par des sources plus éloignées. Le  $\text{NO}_x$  est donc l'un des polluants pour lesquels est attendu le plus grand impact lié à la forte diminution du trafic consécutive au lockdown.

La figure 5 montre la concentration moyenne hebdomadaire mesurée (bleu) et la différence entre la concentration moyenne hebdomadaire de  $\text{NO}_x$  calculée par le modèle et la concentration moyenne hebdomadaire mesurée de  $\text{NO}_x$  (rouge) pour les 19 premières semaines en 2020. Le confinement a débuté à la semaine 12.

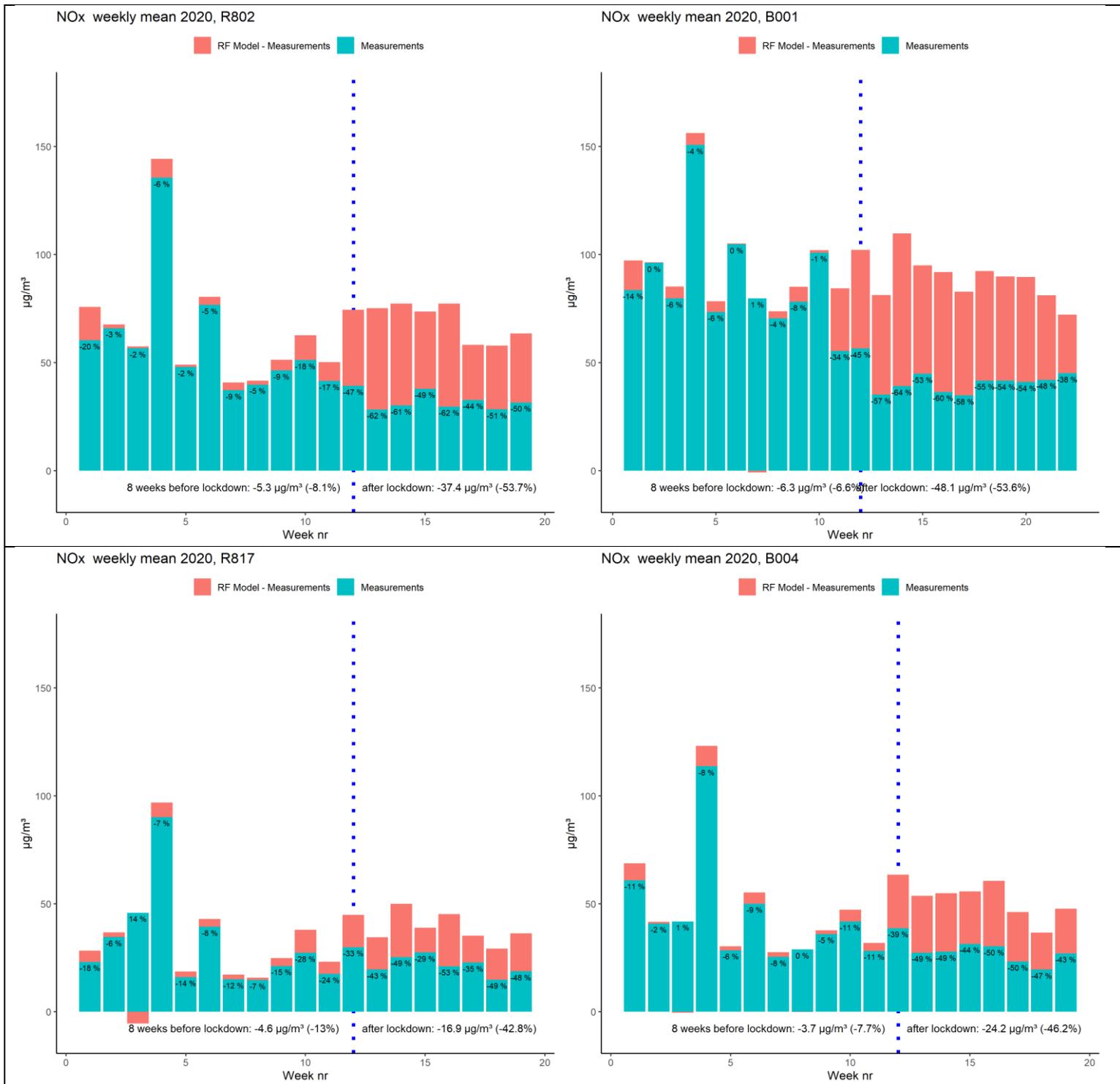
À partir de la semaine 12, il faut remarquer que la concentration moyenne hebdomadaire mesurée de  $\text{NO}_x$  est inférieure à celle des semaines précédentes. Et ce, malgré des conditions météorologiques nettement plus mauvaises pour la qualité de l'air (cf §4 plus haut et figure 3). Cependant, la différence entre les concentrations attendues (BAU) et les concentrations mesurées (rectangles rouges) montre que, sur la base de cette météo (défavorable) et des variables temporelles, le modèle calcule des concentrations de  $\text{NO}_x$  plus élevées que ce qui a été effectivement mesuré. Cet effet est plus important pour les stations trafic et est légèrement moins marqué pour les stations de fond urbaines ou suburbaines et beaucoup moins prononcé pour les stations rurales, que ce soit à la côte ou dans les Ardennes. L'importance de cette différence est représentative de l'impact des volumes de

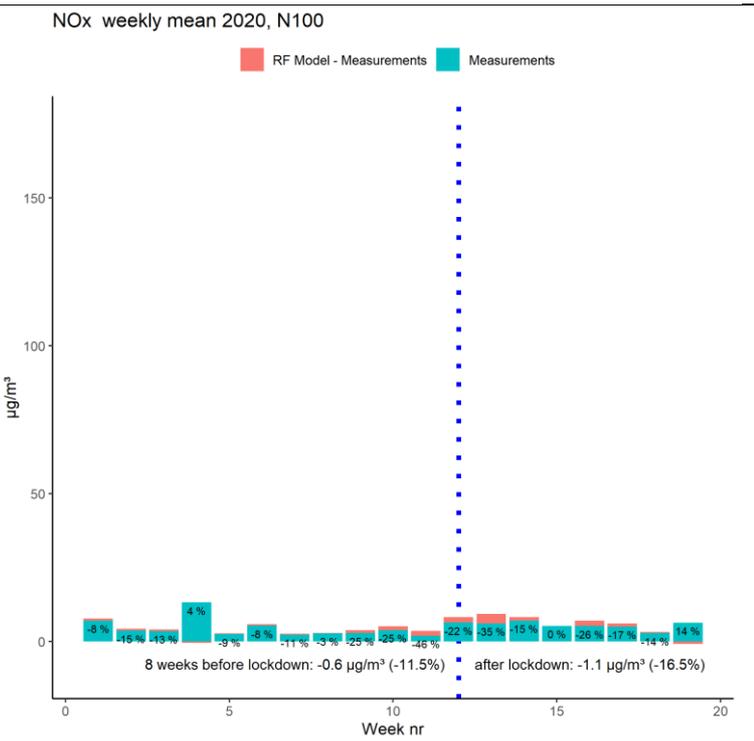
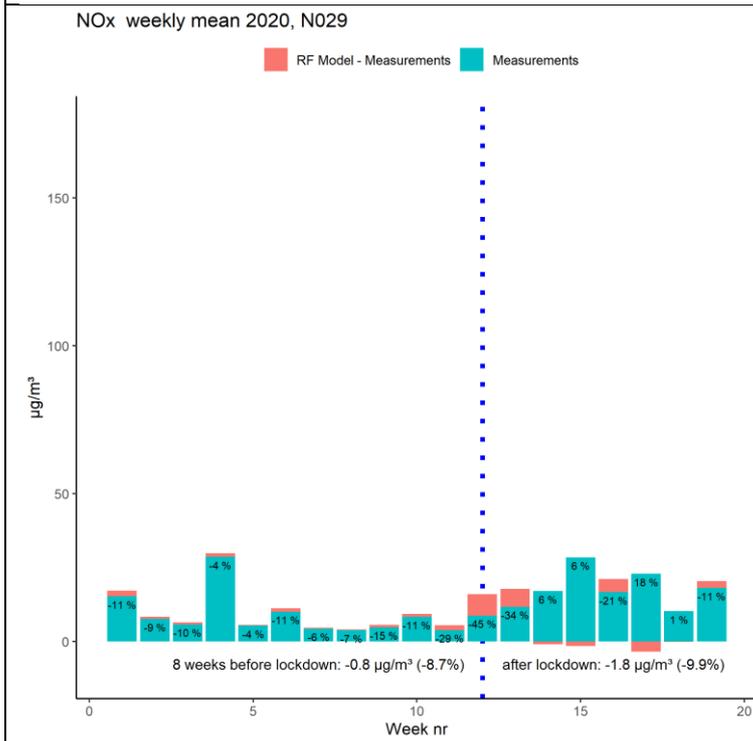
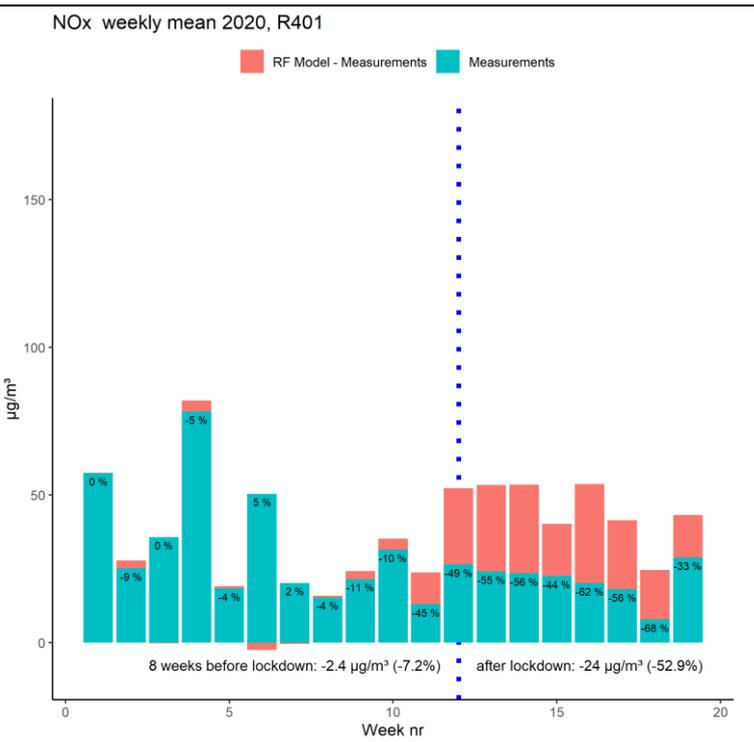
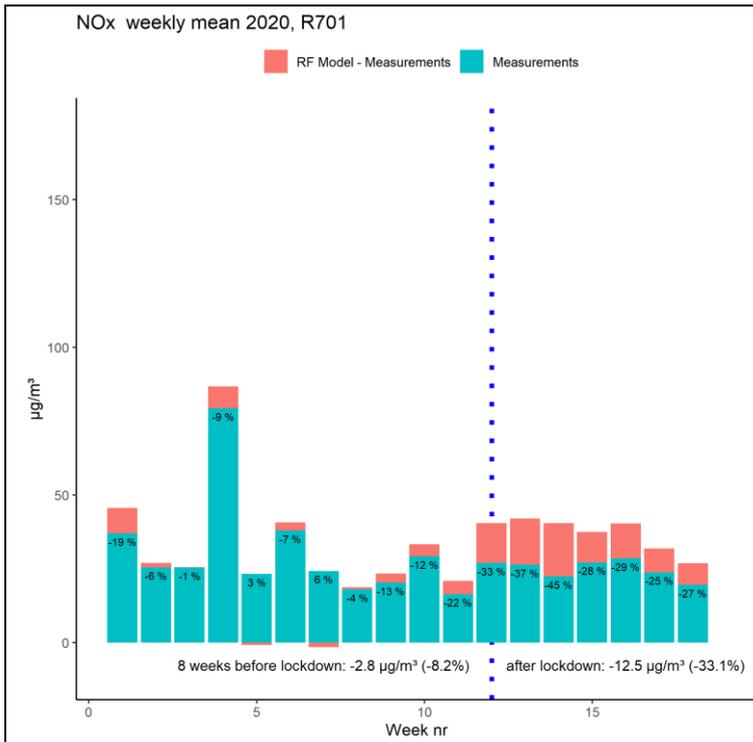
trafic sensiblement plus faibles après la mise en place du confinement, ce qui se traduit par des émissions de NOx plus faibles et donc des concentrations de NOx plus faibles.

Pour chaque semaine, la différence relative est indiquée dans le rectangle bleu. La différence moyenne pour les 8 semaines précédant et suivant le confinement est indiquée en bas de la figure. Le fait que le pourcentage de réduction dans les semaines précédant le verrouillage n'est pas égal à 0 est lié à l'incertitude du modèle (cf. § 3).

La diminution (ou l'augmentation) des concentrations pour les autres stations de mesure sont indiquées dans le tableau 4 (valeurs absolues) et le tableau 5 (valeurs relatives, %).

Figure 5: Moyenne hebdomadaire mesurée (bleu) et la différence entre les concentrations prévues (par le modèle RF) et mesurées (rouge) des concentrations de NOx pour les 19 premières semaines de 2020 pour 4 stations de mesures types. De haut en bas: station trafic, suburbaine, fond urbain et rurale. La ligne pointillée bleue indique la semaine 12, semaine de début des mesures de confinement. Pour chaque semaine, la diminution (ou augmentation) des concentrations mesurées par rapport aux prévisions est indiquée en %





## 4.2 Dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>)

Le dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) est un bon indicateur de la pollution atmosphérique liée au trafic dans les environnements urbains ou les zones à forte circulation, tout comme le NOx. Comme déjà mentionné au § 4.1, le NO<sub>2</sub> est principalement un polluant secondaire (non directement émis) et donc légèrement moins directement lié aux émissions d'oxydes d'azote dues au trafic. Le NO<sub>2</sub> est le composant du mélange de NOx qui a un impact direct sur la santé. C'est pourquoi il existe des valeurs limites européennes pour NO<sub>2</sub> et des valeurs recommandées par l'OMS (Organisation mondiale de la santé).

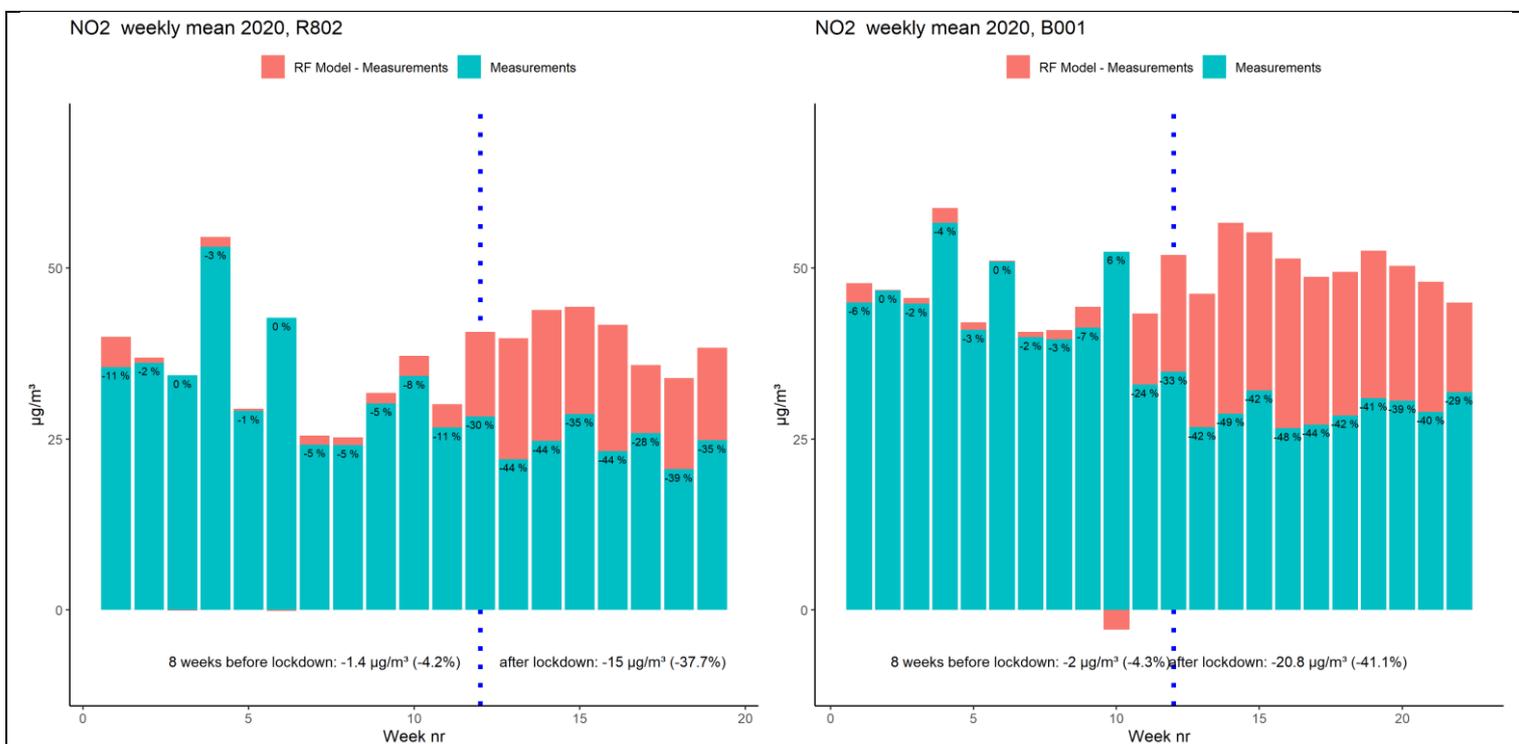
La figure 6 montre les concentrations moyennes hebdomadaires de NO<sub>2</sub> mesurées et calculées par le modèle pour les mêmes sites de mesure qu'au point 4.1.

Les conclusions pour le NO<sub>2</sub> sont similaires à celles pour le NOx : les plus fortes baisses sont enregistrées dans les stations les plus proches du trafic. La diminution des concentrations de NO<sub>2</sub> due aux mesures de confinement est légèrement moins prononcée que pour les NOx.

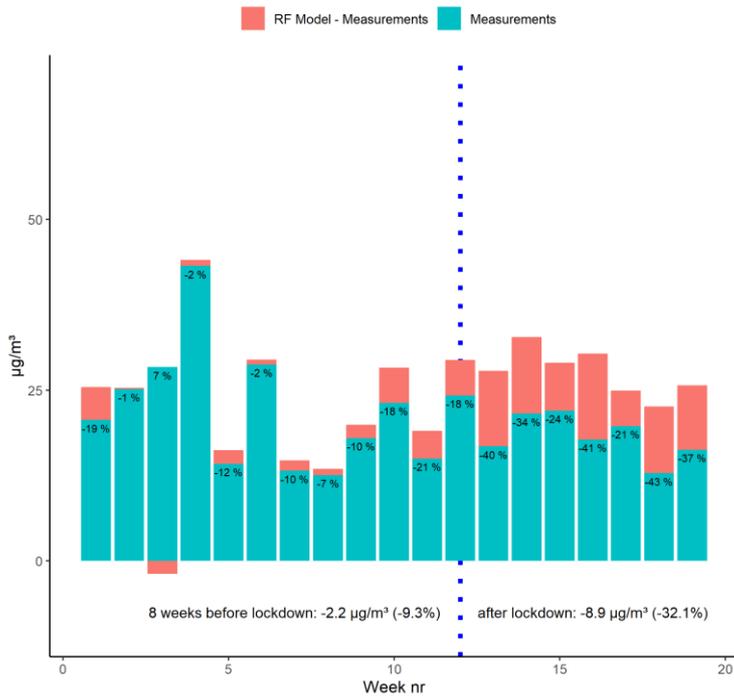
D'avantage que les NOx, les concentrations de NO<sub>2</sub> sont également déterminées par les concentrations de fond, c'est-à-dire par des sources plus éloignées des stations de mesure. Les sources non liées au trafic (telles que les émissions de l'industrie, moins touchée par les mesures de confinement) contribuent également à ces concentrations de fond.

L'impact des mesures COVID-19 sur les concentrations de NO<sub>2</sub> aux autres stations est indiqué dans les tableaux 3 (en valeur absolue) et 4 (en valeur relative, %).

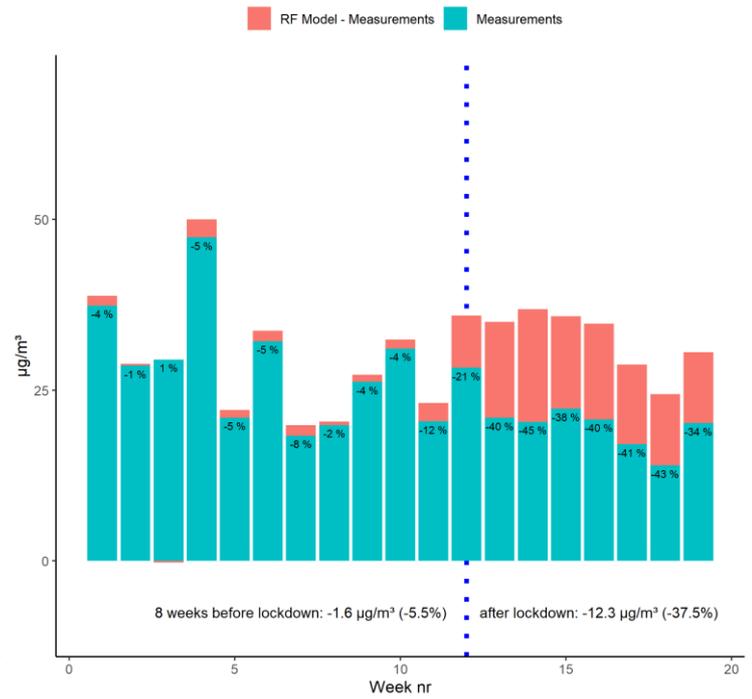
Figure 6: Moyenne hebdomadaire mesurée (bleu) et la différence entre les concentrations prévues (RF modèle) et mesurées (rouge) des concentrations de NO<sub>2</sub> pour les 19 premières semaines de 2020 pour 4 stations de mesures types. De haut en bas: station trafic, suburbaine, fond urbain et rurale. La ligne pointillée bleue indique la semaine 12, semaine de début des mesures de confinement. Pour chaque semaine, la diminution (ou augmentation) des concentrations mesurées par rapport aux prévisions est indiquée en %.



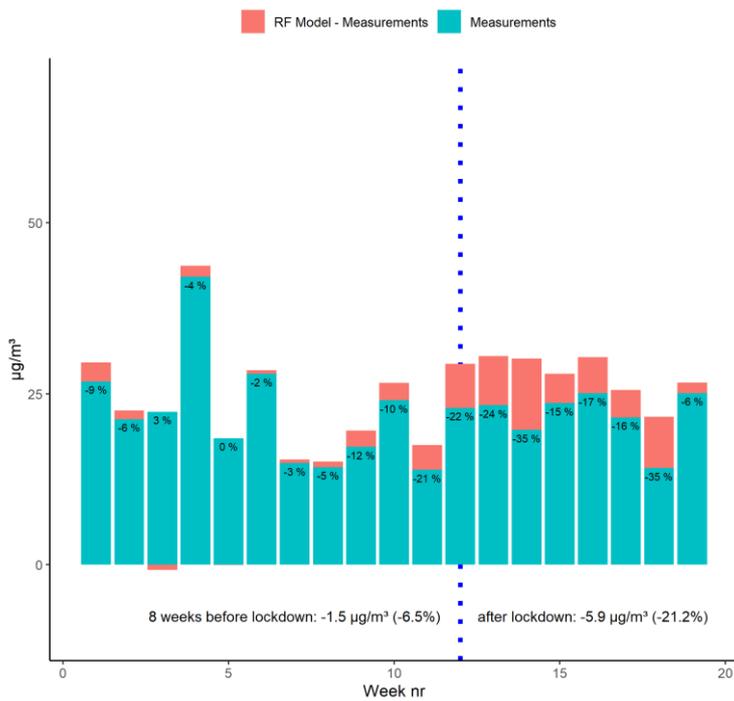
NO2 weekly mean 2020, R817



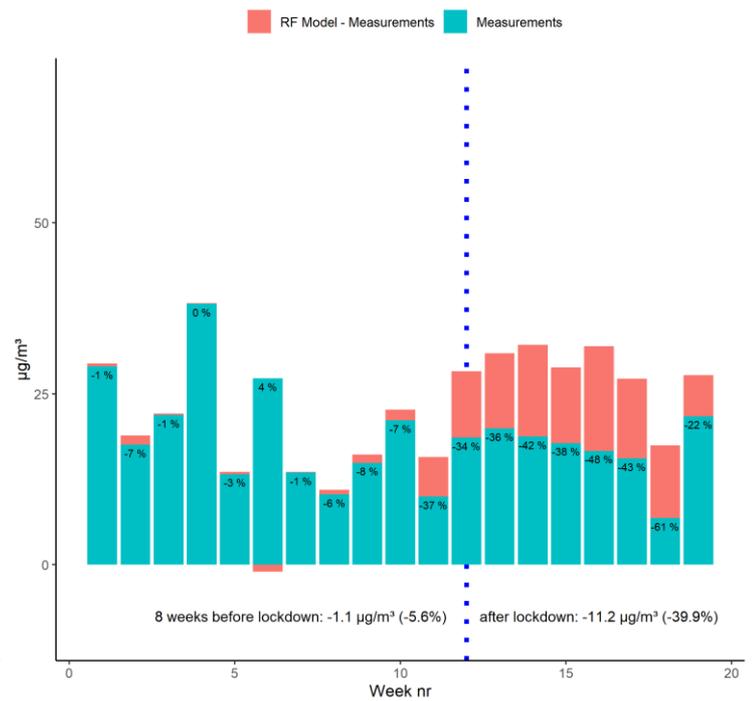
NO2 weekly mean 2020, B004

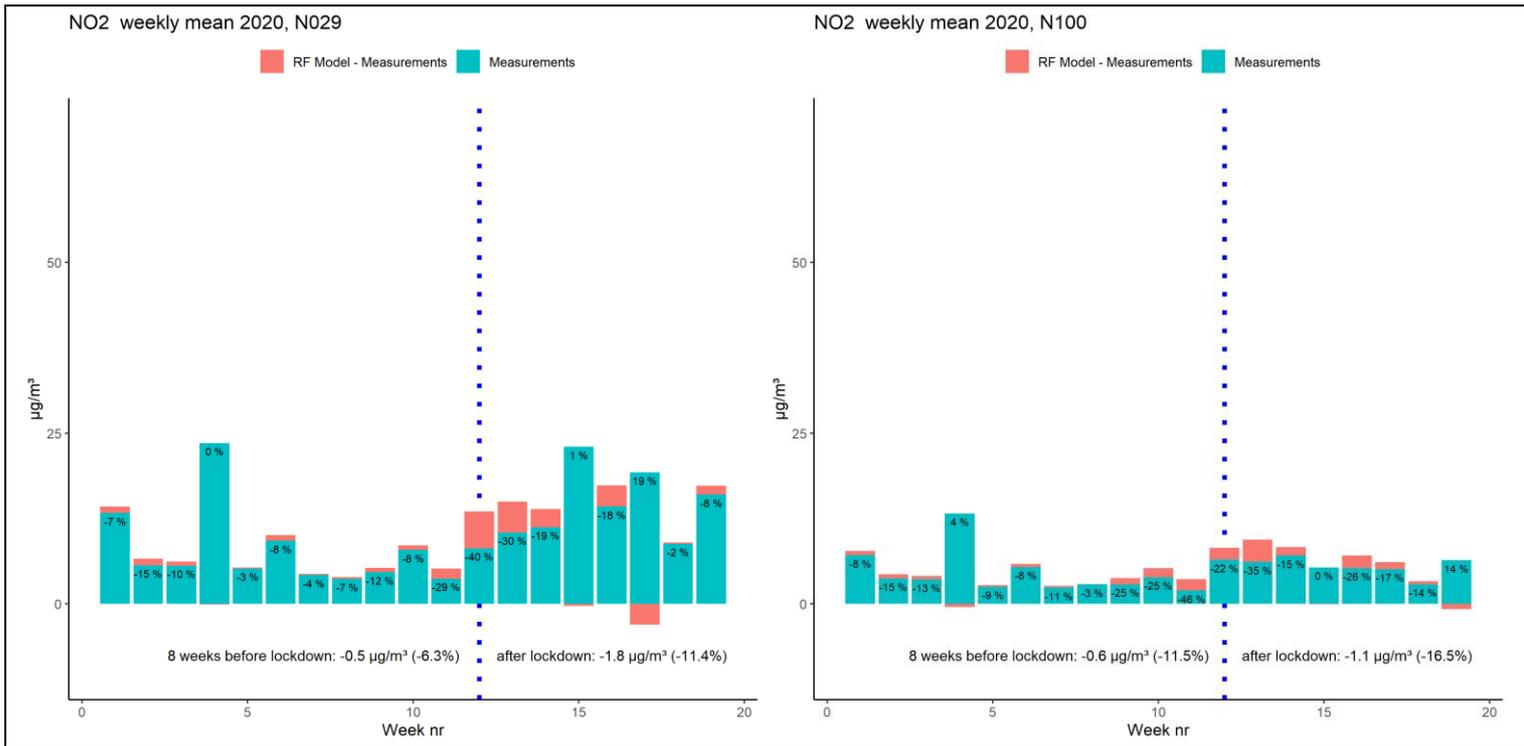


NO2 weekly mean 2020, R701



NO2 weekly mean 2020, R401





### 4.3 Particules fines (PM2.5)

La figure 7 montre les concentrations moyennes hebdomadaires de PM2.5 (mesurées et calculées par le modèle Random Forest) pour les mêmes sites de mesure qu'en 4.1 et 4.2 (à l'exception de la station trafic Arts-loi-41B001, remplacée par la station Molenbeek-41R001 et la station du centre-ville 41B004, remplacée par la station de fond urbain Liège-43R222). Pour les PM2.5, fraction de particules d'un diamètre inférieur à 2,5 micromètres, il existe un gradient différent de celui observé pour les NOx ou le NO<sub>2</sub> : après le début du confinement, les concentrations mesurées en moyennes hebdomadaires augmentent. Une diminution sensible du volume du trafic ne se traduit donc pas par une diminution mesurable des concentrations de particules.

Sur base du modèle, les concentrations auraient été plus élevées en l'absence de confinement à certaines périodes ou stations, mais pas systématiquement.

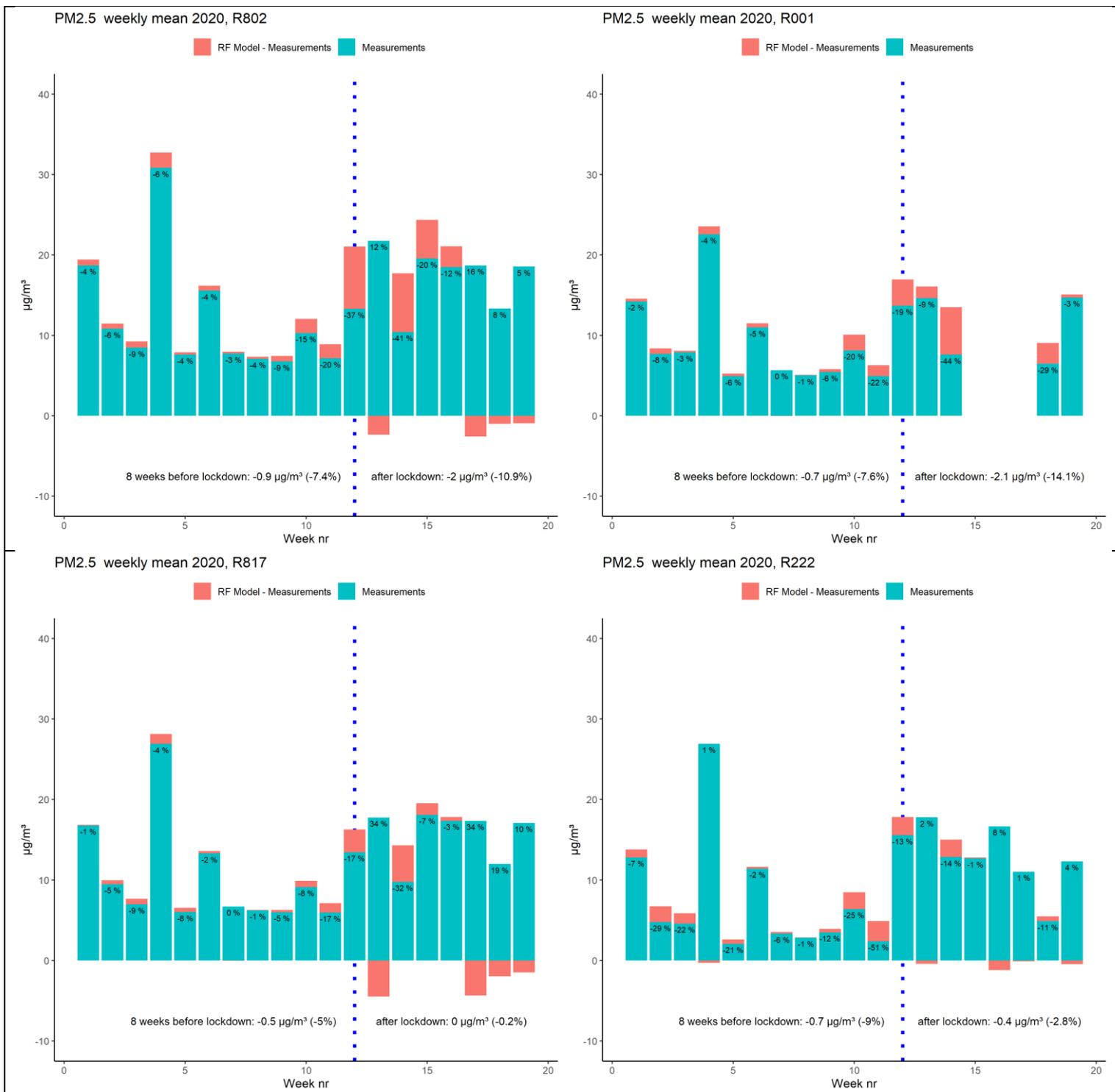
Comme mentionné au § 3, le modèle estime moins bien les concentrations des particules fines que pour les autres polluants. De plus, le modèle sous-estime les concentrations les plus élevées. Ces fortes concentrations se produisent (surtout) les jours où les conditions météorologiques sont défavorables. Il est donc possible que le modèle sous-estime les concentrations après le confinement en raison des conditions météorologiques plus incertaines pendant cette période. Il est donc possible que l'effet des mesures de confinement sur les concentrations de particules soit plus élevé que celui estimé ici.

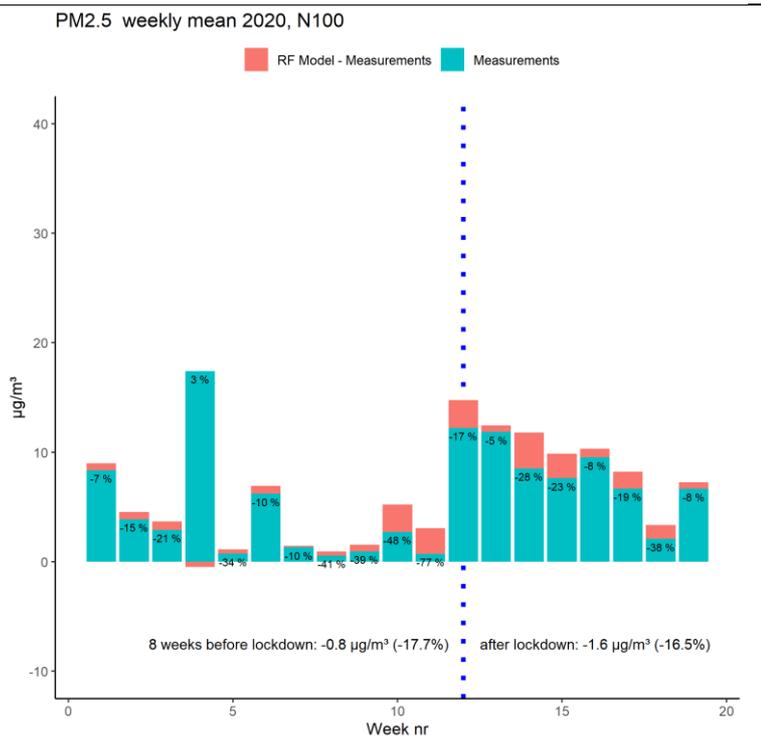
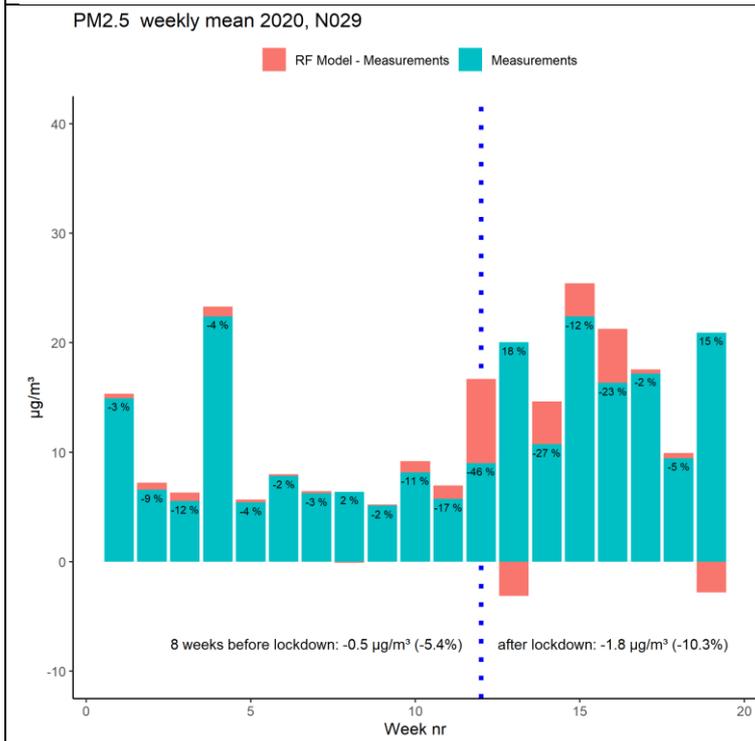
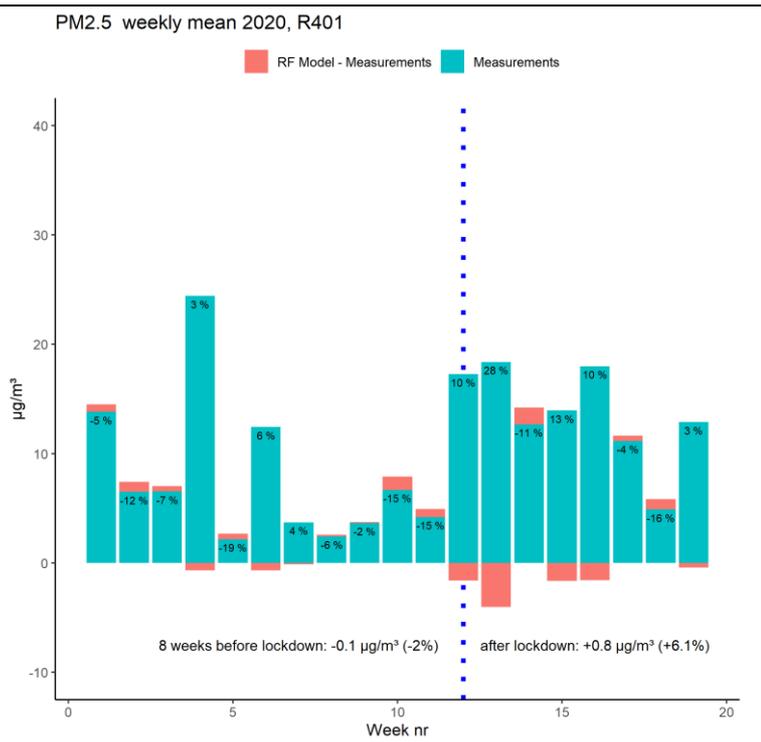
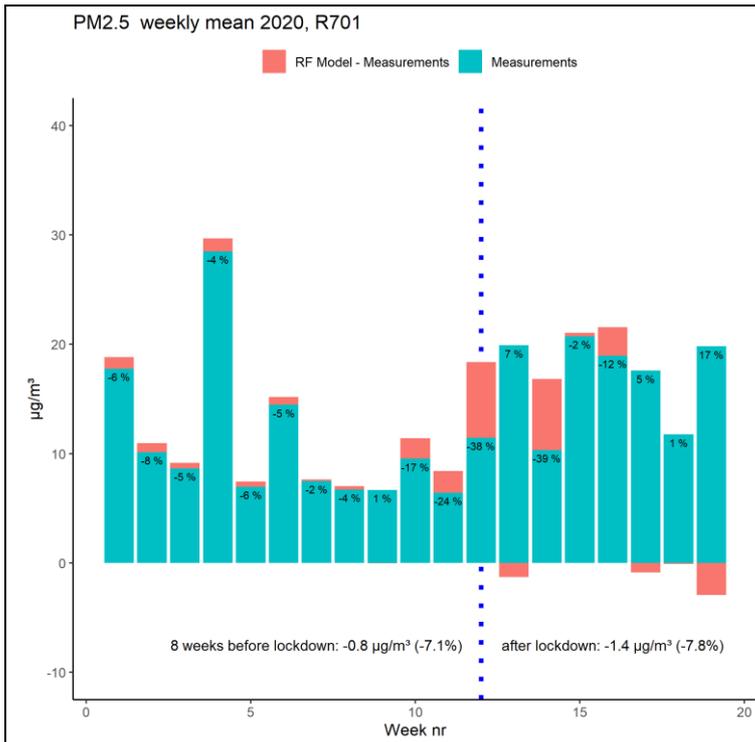
Des concentrations élevées de particules s'observent également lorsque les courants d'air continentaux apportent de l'air pollué. Pour l'instant, le modèle n'inclut aucun paramètre associé à cela. Il ne sera donc pas en mesure de prévoir correctement de telles situations. Il est toutefois clair que les mesures de confinement, qui provoquent une diminution conséquente du volume du trafic et donc une diminution conséquente des concentrations de NOx et de NO<sub>2</sub>, ne provoquent pas une diminution comparable des concentrations de particules fines.

Ce n'est pas tout à fait inattendu car les PM2.5 ne sont pas un bon indicateur du trafic. En effet, la contribution des particules "primaires" (ou directement émises) à la masse totale des PM2.5 est limitée. Il y a également beaucoup d'autres sources d'émissions de particules fines qu'uniquement le trafic routier. L'industrie, les activités domestiques (en particulier la combustion du bois) et l'agriculture sont également des sources importantes de particules. Au cours des mois de mars et avril, les émissions d'ammoniac provenant de l'agriculture (épandage de fertilisants) provoquent également la formation de particules fines secondaires à l'origine des épisodes de smog printanier. Les particules secondaires sont des particules qui ne sont pas directement émises dans l'air mais qui sont formées par des processus physico-chimiques à partir de gaz (ammoniac, oxydes d'azote, dioxyde de soufre, gaz organiques). Le principal composant des particules secondaires (inorganiques) est le nitrate d'ammonium. Ce phénomène se produit lorsque les oxydes d'azote (NOx) réagissent avec l'ammoniac. Malgré la diminution significative de la quantité de NOx, il restait suffisamment de NOx dans l'air (émis par le trafic restant et d'autres sources) pour permettre la formation de particules fines secondaires.

La diminution du trafic automobile n'a donc qu'un impact limité sur la concentration totale de PM2.5 dans l'air. Les conditions météorologiques défavorables après le confinement ont entraîné des concentrations de PM2.5 plus élevées qu'auparavant.

Figure 7: Moyenne hebdomadaire mesurée (bleu) et la différence entre les concentrations prévues (RF modèle) et mesurées (rouge) des concentrations de PM2.5 pour les 19 premières semaines de 2020. La ligne pointillée bleue indique la semaine 12, semaine de début des mesures de confinement. Pour chaque semaine, la diminution (ou augmentation) des concentrations mesurées par rapport aux prévisions est indiquée en %





#### 4.4 Particules fines (PM10)

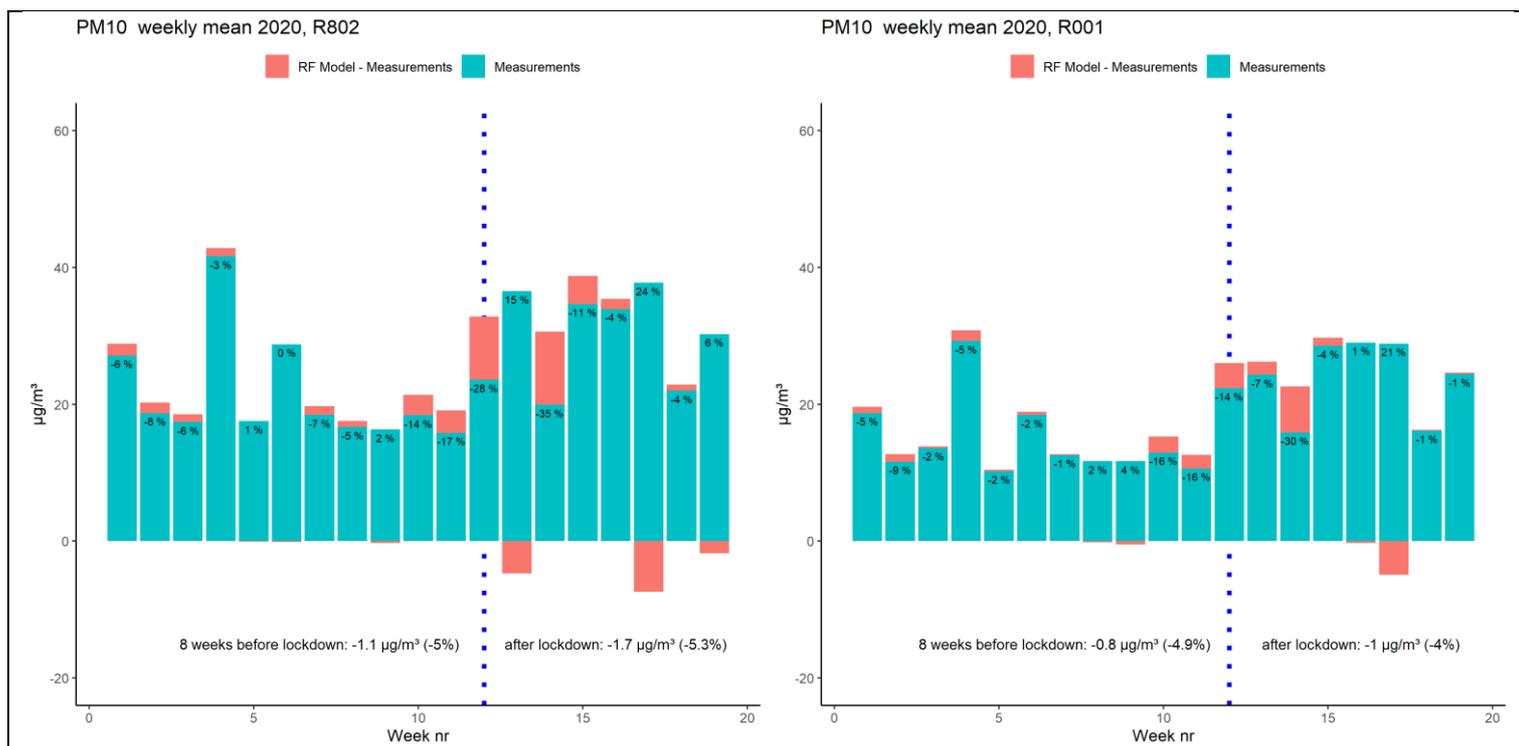
La figure 8 montre les concentrations moyennes hebdomadaires de PM10 (mesurées et calculées par le modèle) pour les mêmes sites de mesure qu'au point 4.3.

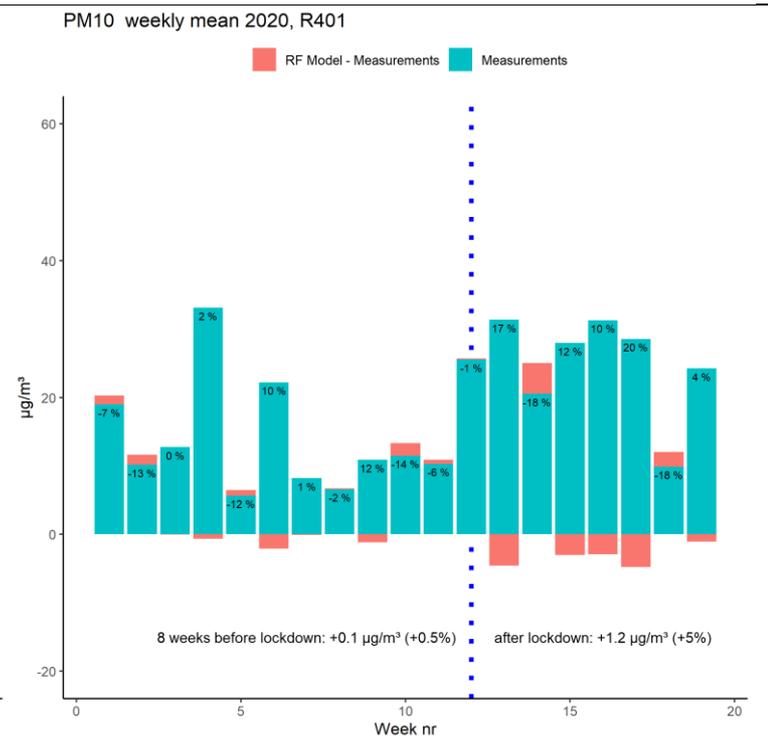
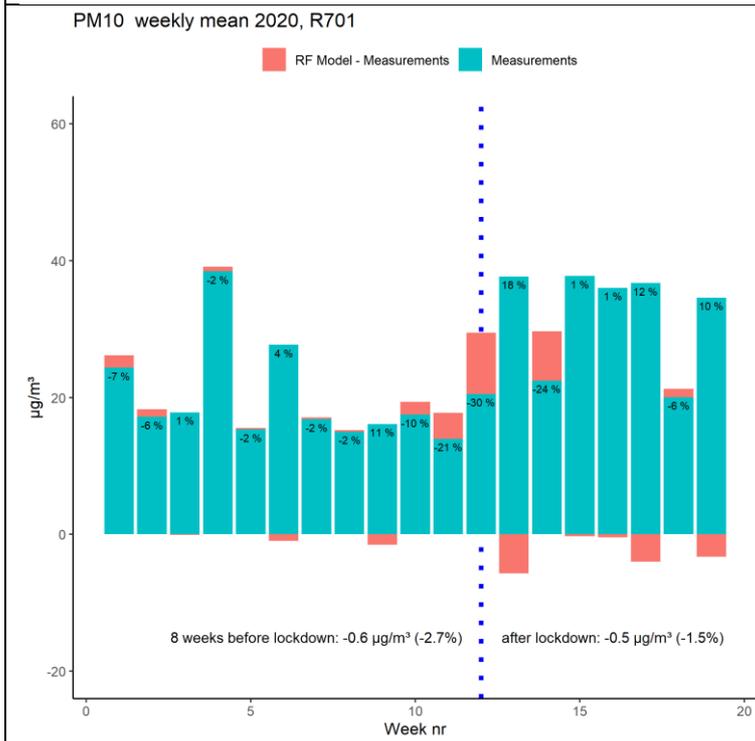
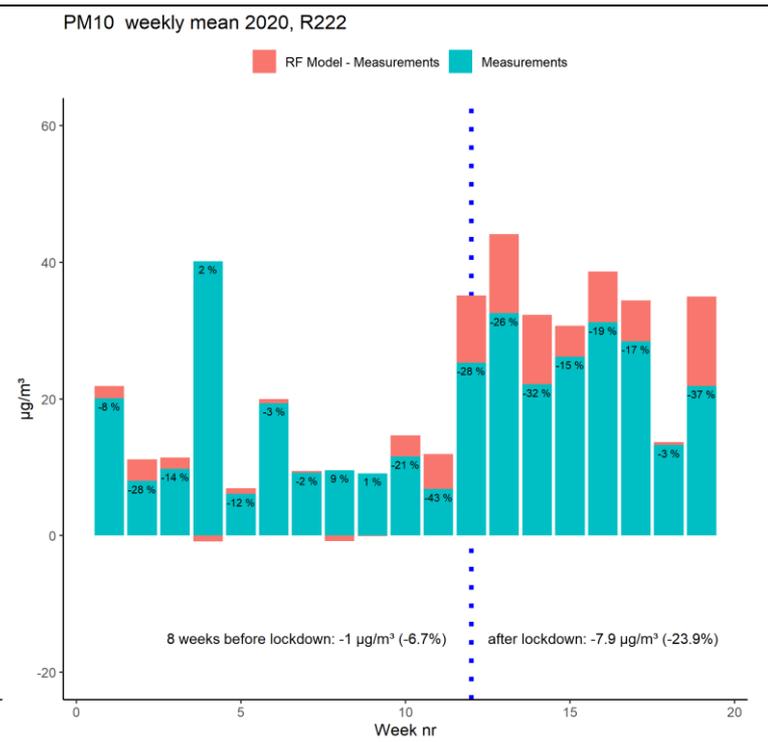
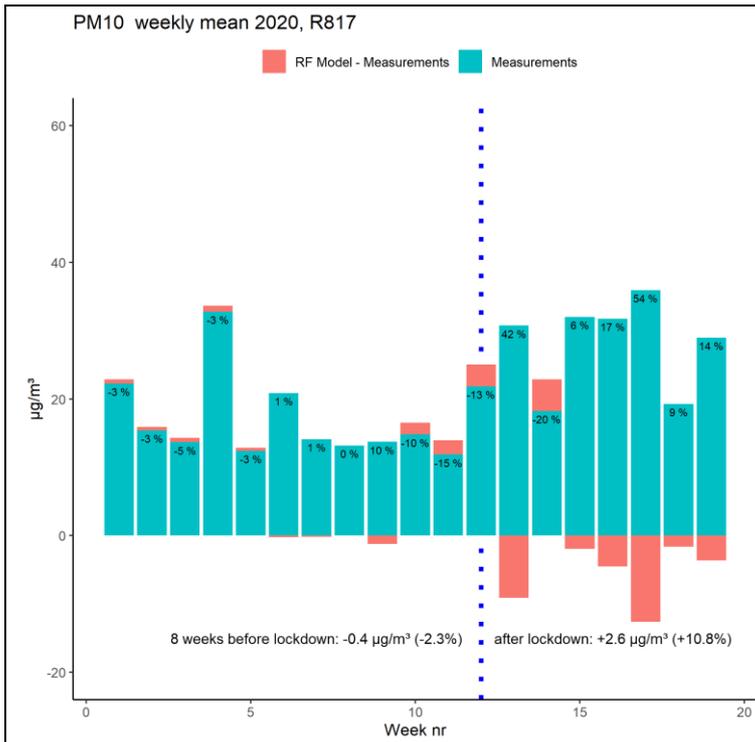
Comme pour les PM2.5, les concentrations de PM10 (particules d'un diamètre inférieur à 10 micromètres) augmentent pendant la période de confinement par rapport aux semaines précédentes. L'explication est en grande partie la même : des conditions météorologiques défavorables à l'origine du smog printanier (particules secondaires).

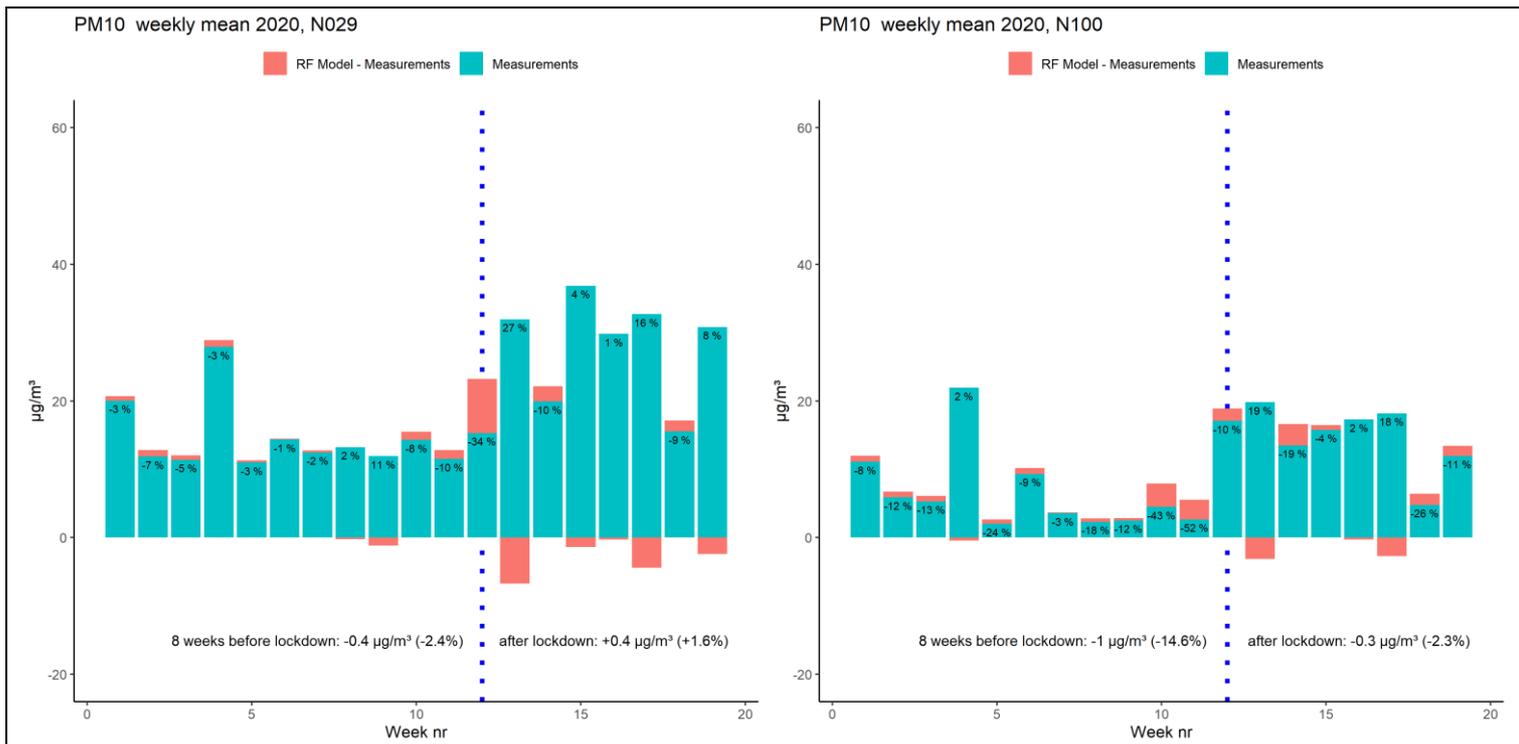
Tout comme pour les PM2.5, il est important de prendre en compte le fait (cf § 3) que le modèle Random Forest est moins performant pour la prévision des concentrations de particules fines que dans le cas d'autres polluants. Les résultats du modèle doivent donc être interprétés avec prudence pour les particules fines.

Les journées sèches et venteuses, les concentrations de PM10 peuvent augmenter de manière significative. Cette remise en suspension des poussières déposées au sol, qui est principalement présente dans la fraction la plus fine, ne se produit que rarement, de sorte que le modèle n'est pas en mesure de prévoir correctement ce phénomène.

Figure 8: Moyenne hebdomadaire mesurée (bleu) et la différence entre les concentrations prévues (RF modèle) et mesurées (rouge) des concentrations de PM10 pour les 19 premières semaines de 2020. La ligne pointillée bleue indique la semaine 12, semaine de début des mesures de confinement. Pour chaque semaine, la diminution (ou augmentation) des concentrations mesurées par rapport aux prévisions est indiquée en %.



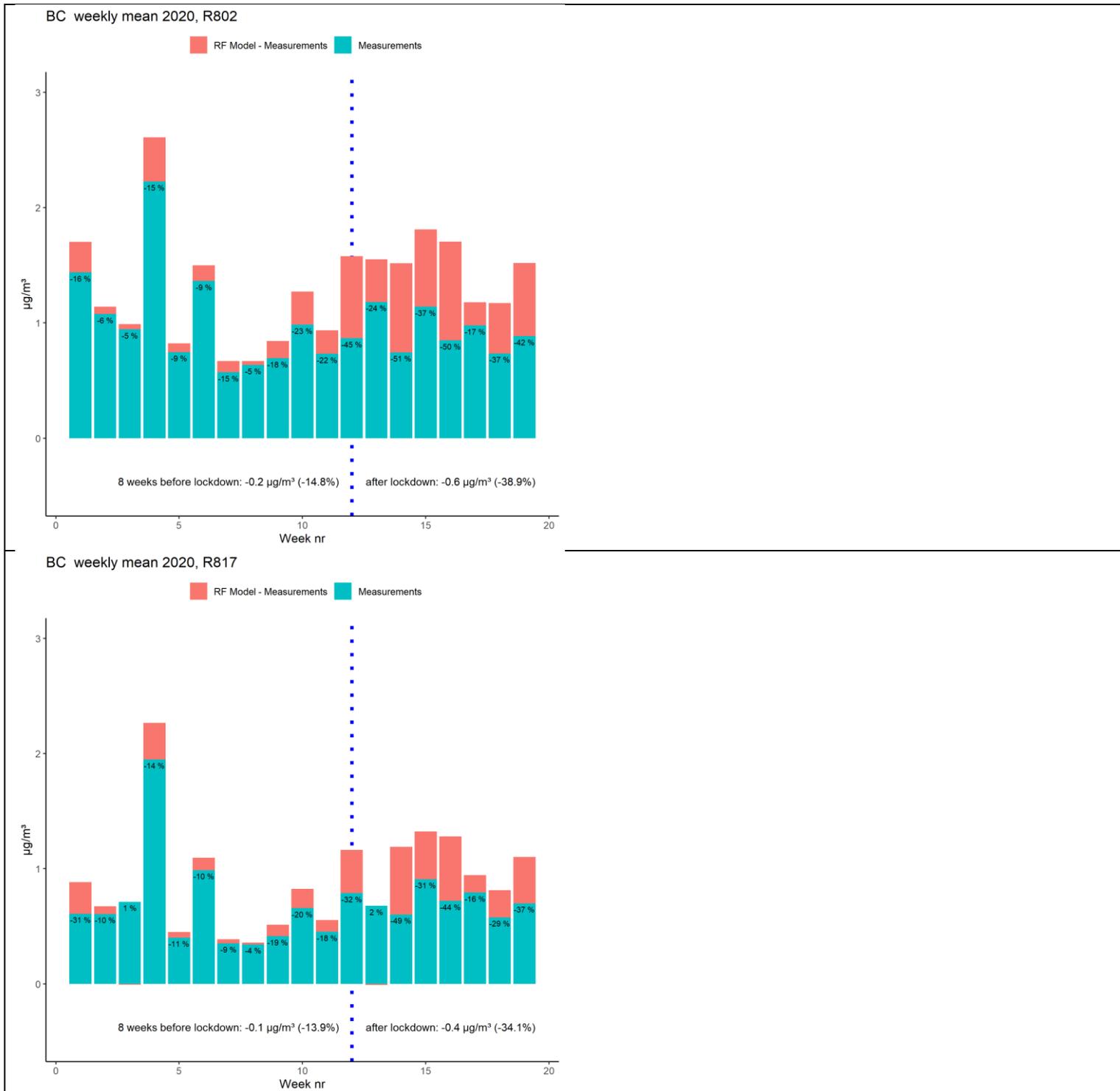




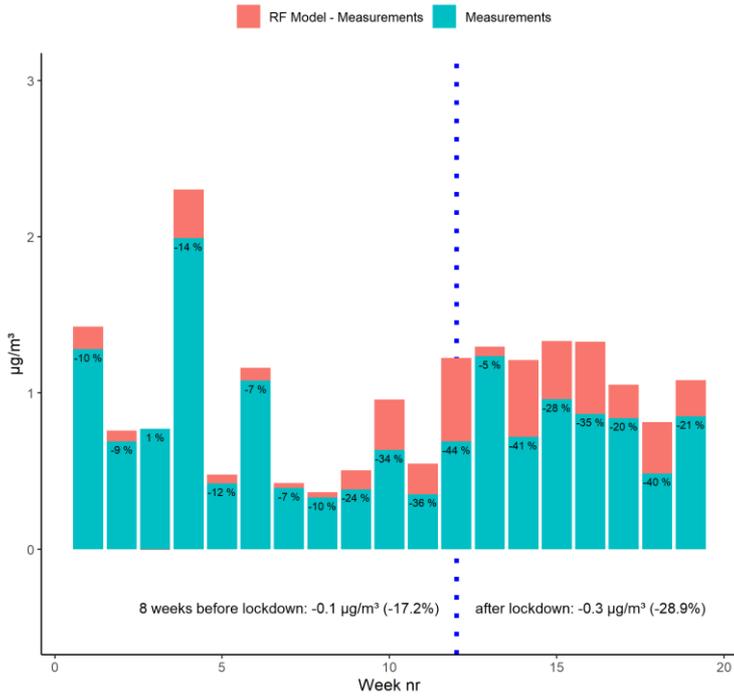
#### 4.5. BC

Pour le BC ("Black Carbon"), une mesure des suies (diesel), l'impact des mesures de confinement est très similaire à celui du dioxyde d'azote ( $\text{NO}_2$ ). Le BC et le  $\text{NO}_2$  sont fortement corrélés entre eux. Tout comme pour le  $\text{NO}_2$  (et les  $\text{NO}_x$ ), les plus fortes baisses sont enregistrées dans les stations de mesure trafic. L'impact est plus faible aux stations de mesure de fond urbaines et suburbaines. L'impact est le plus faible dans les lieux de mesure de fond éloignés des sources de trafic (voir figure 9).

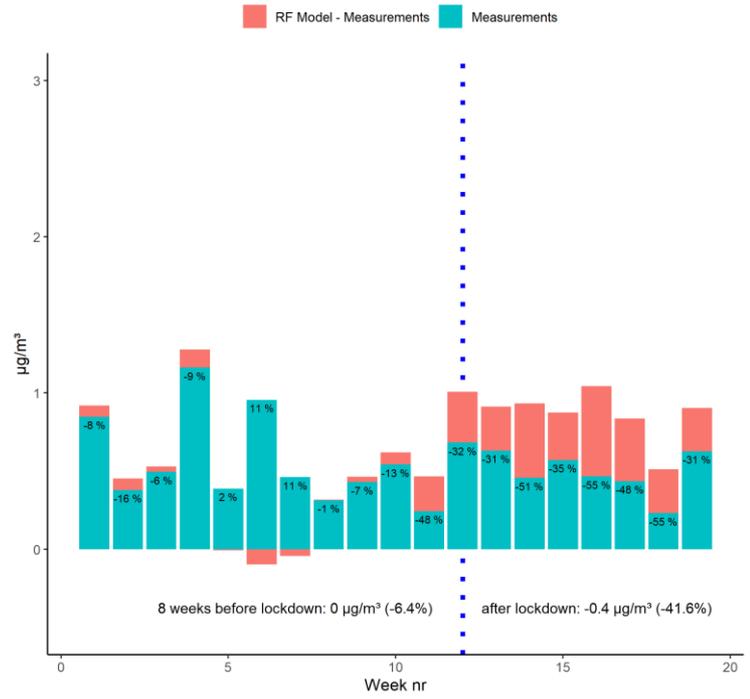
Figure 9: moyenne hebdomadaire mesurée (en bleu) et différence entre la concentration de BC attendue (modélisée) et mesurée (en rouge) pour les 19 premières semaines en 2020 pour une station trafic (Anwerpen-Borgerhout-42R802), une station de banlieue (Antwerpen-Wilrijk-42R817), deux stations de fond urbaines (Gand-44R701 et Namur-43R401) et un site de mesure de fond (Furnes- 44N029). La ligne bleue en pointillés indique la semaine 12, le début des mesures de confinement. Les pourcentages correspondent à la diminution (ou l'augmentation) de la concentration moyenne hebdomadaire de BC par rapport aux concentrations (attendues) calculées par le modèle.



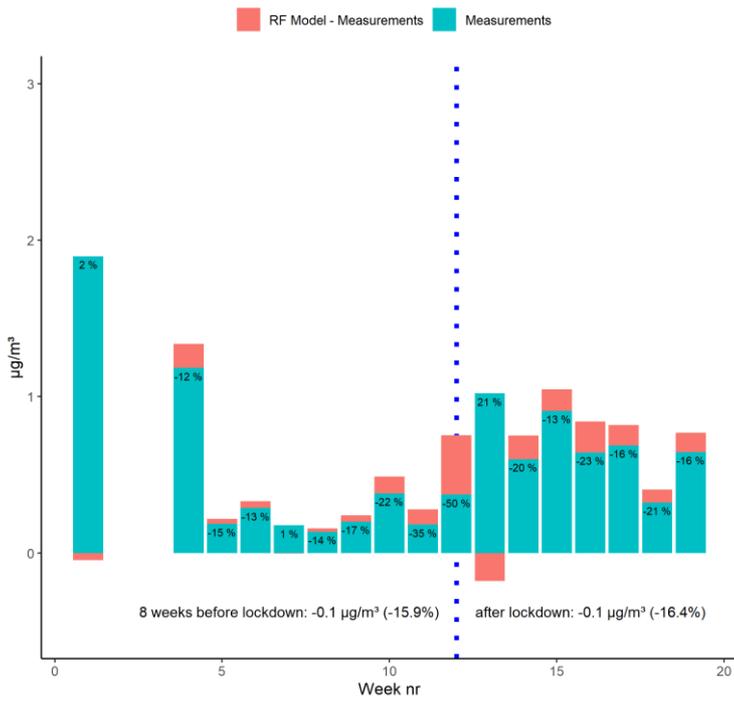
BC weekly mean 2020, R701



BC weekly mean 2020, R401



BC weekly mean 2020, N029



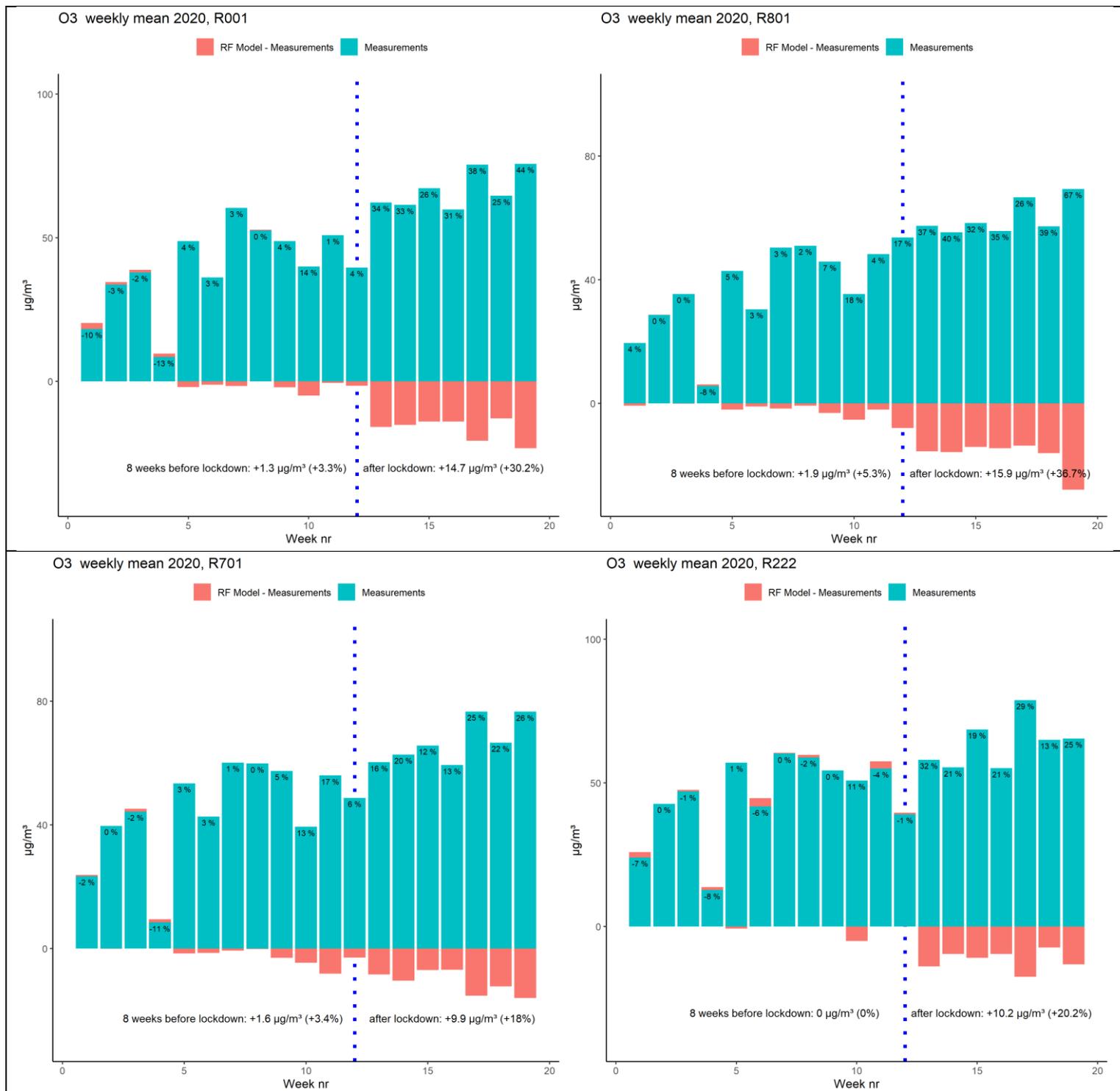
## 4.6 Ozone (O<sub>3</sub>)

L'ozone est un polluant secondaire: l'ozone n'est pas émis directement mais est formé dans l'atmosphère par réaction photochimique entre le dioxyde d'azote, le NO<sub>2</sub>, et l'oxygène de l'air. Les composés organiques volatils, i.e. des précurseurs d'ozone, interviennent également dans le processus de formation. Les concentrations d'ozone les plus élevées sont observées les jours chauds et ensoleillés. La réaction chimique de formation de l'ozone dans la troposphère (la partie inférieure de l'atmosphère) est une réaction d'équilibre : l'ozone est formé mais peut aussi être décomposé à nouveau notamment par réaction avec le monoxyde d'azote. À l'équilibre chimique, il se forme autant d'ozone qu'il s'en détruit. La réaction de formation de l'ozone est déterminée par la concentration de dioxyde d'azote (NO<sub>2</sub>) le rapport entre les concentrations de dioxyde d'azote et de composés organiques volatils dans l'air, la température et l'intensité de l'ensoleillement (rayonnement UV). La dégradation de l'ozone est principalement déterminée par la concentration de monoxyde d'azote (NO). Dans les endroits où le trafic est important (concentrations de NO élevées), la destruction de l'ozone prédomine généralement, ce qui entraîne des concentrations d'ozone mesurées généralement plus faibles. C'est ce que l'on appelle parfois le "paradoxe de l'ozone".

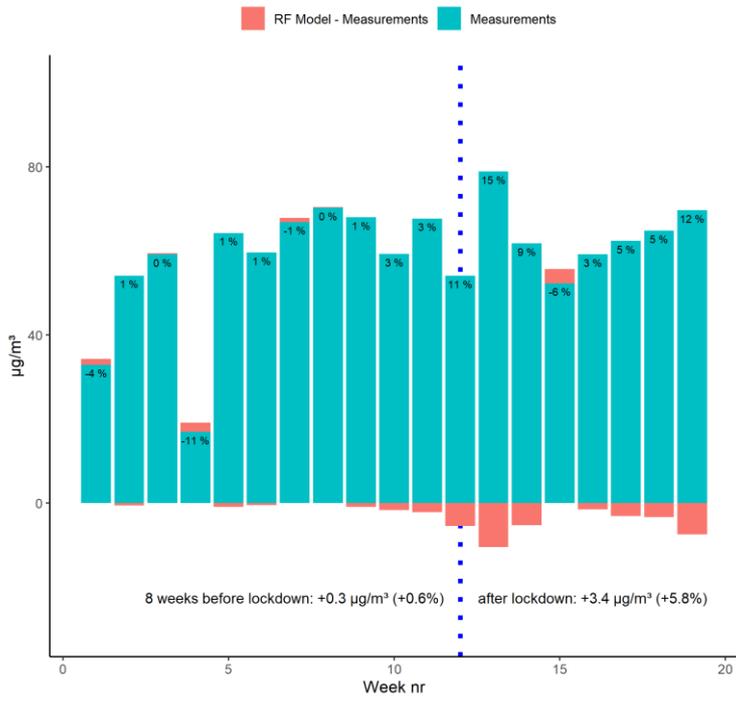
Ce paradoxe de l'ozone se reflète également pendant la période de confinement (voir figure 10) : les concentrations d'ozone ont augmenté. Cette augmentation est plus prononcée dans les stations de mesure trafic. Il est intéressant de noter que sur base du modèle, cette augmentation des concentrations d'ozone se poursuit sur toute la période de 8 semaines. Cela signifierait que, malgré un trafic nettement moins important sur une longue période, il reste suffisamment de "précurseurs" (NO<sub>2</sub> et composés organiques volatils) dans l'air pour former de l'ozone. Par contre, les concentrations plus faibles de monoxyde d'azote (NO) aux points de mesure à proximité du trafic impliquent que l'ozone est moins dégradé. Des analyses antérieures avec des modèles déterministes ont également montré que les concentrations (moyennes) d'ozone en Europe occidentale augmentent même après des réductions drastiques des émissions d'oxydes d'azote.

Il est également intéressant de constater que des concentrations d'ozone très élevées ont été mesurées le samedi 9 mai, pour des températures maximales qui n'ont pas dépassé 25°C. La moyenne horaire maximale enregistrée, 174 µg/m<sup>3</sup> à Gand, était très proche du seuil d'information EU de 180 µg/m<sup>3</sup>. Le fait que les concentrations d'ozone continuent d'augmenter même après une longue période avec moins de trafic indique que le problème de l'ozone ne peut être résolu que par des mesures à long terme de réduction des émissions de précurseurs d'ozone.

Figure 10 : moyenne hebdomadaire mesurée (bleu) et différence entre la concentration d'ozone (O3) modélisée et mesurée (rouge) pour les 19 premières semaines de 2020 à la station trafic (Molenbeek-41R001), aux stations de fond urbain (Anwerpen-Borgerhout-42R801, Gand-44R701 et Liège-43R222) et à deux stations de fond (Furnes-44N029 et Dourbes-43N100). La ligne bleue indique la semaine 12, le début des mesures de confinement. Les pourcentages indiquent la diminution (ou l'augmentation) de la concentration moyenne hebdomadaire d'O3 par rapport aux concentrations (attendues) calculées par le modèle



O3 weekly mean 2020, N029



O3 weekly mean 2020, N100

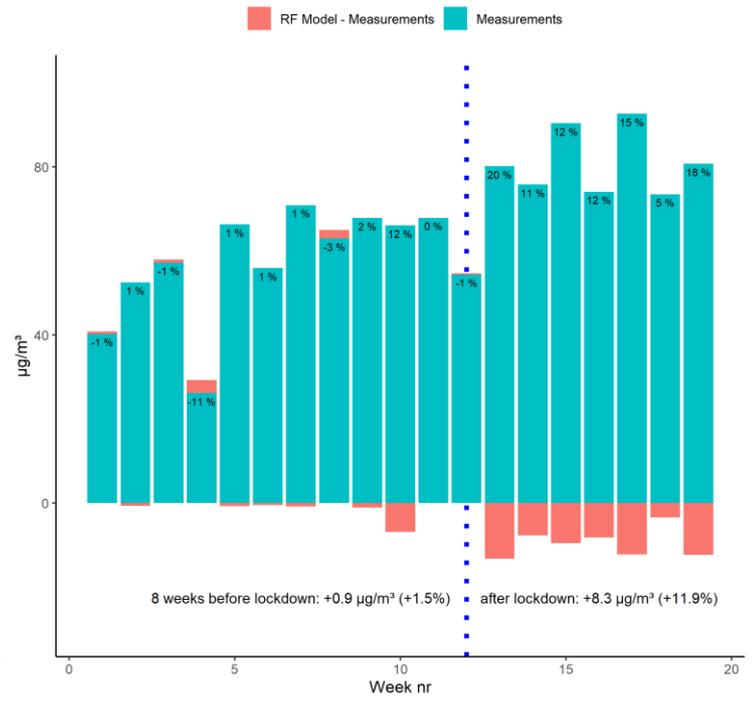


Tableau 4: Impact ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ) des mesures de confinement sur la qualité de l'air ( semaines 12 à 19) estimé par le modèle Random Forest pour les différents points de mesure.

code	Point de mesure	Classification du point de mesure	NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	PM2.5	PM10	BC	O3
<b>Flandre</b>								
42R801	Antwerpen (Borgerhout)	Background urbain	-27.6	-12.8	-0.8	-1.6	-0.6	15.9
42R802	Antwerpen (Borgerhout straat)	Urbaine-Trafic	-37.4	-15	-2	-1.7	-0.6	
42R803	Antwerpen (Park Spoor Noord)	Background urbain	-18.7	-9.5	-1.4	0.5	-0.4	
42R804	Antwerpen (Ring)	Urbaine-Trafic	-39.4	-14.8	-2.2	-1	-0.8	
42R805	Antwerpen (Belgiëlei)	Urbaine-Trafic	-33.2	-13.5	-1.2	0	-0.8	
42R817	Antwerpen (Wilrijk)	Suburbaine	-16.9	-8.9	0	2.6	-0.4	
44R701	Gent (Baudelo)	Background urbain	-12.5	-5.9	-1.4	-0.5	-0.3	9.9
44R702	Gent (Gustaaf Callier)	Urbaine-Trafic	-31.1	-14.4	-0.5	1.1	-0.6	
44R703	Gent (Lange Violettestraat)	Urbaine-Trafic					-0.9	
44N029	Veurne (Houtem)	Background	-1.8	-1.8	-1.8	0.4	-0.1	3.4
42N040	Sint-Pieters-Leeuw	Background	-8.7	-6.2				7.7
42N016	Dessel	Background	-7.4	-5.3	-1.4	1.8	-0.2	11.5
42N046	Lanaken (Gellik)	Background	-7.8	-4.3				9.5
<b>Bruxelles</b>								
41B001	Bruxelles (Arts-Loi)	Urbaine-Trafic	-52.1	-22.1				
41R001	Molenbeek	urbaine	-29.7	-13.9	-2.1	-1	-0.3	14.7
41B004	Brussel (Ste Catherine)	Background urbain	-24.2	-12.3				21.4
41R012	Uccle	Background urbain	-12.2	-9.4	-1	0.9	-0.1	11.7
<b>Wallonie</b>								
45R501	Charleroi	Urbaine	-25.4	-10.3	0.5	2.5		
45R502	Charleroi (Lodelinsart)	Background urbain	-15.1	-7.4	-0.1	1.6		8.9
43R401	Namur	Background urbain	-24	-11.2	0.8	1.2	-0.4	
43R222	Liège	Background urbain	-20.2	-9	-0.4	-7.9		10.2
43N060	Havannes	Background	-4.2	-3	-2.5	-3.2		4.7
43N063	Corroy-Le-grand	Background	-9.2	-5.8	-2.8	-0.7		12.4
43N100	Dourbes	Background	-1.1	-1.1	-1.6	-0.3		8.3

Tableau 5: Impact (%) des mesures de confinement sur la qualité de l'air ( semaines 12 à 19) estimé par le modèle Random Forest pour les différents points de mesure.

code	Point de mesure	Classification du point de mesure	NO <sub>x</sub>	NO <sub>2</sub>	PM2.5	PM10	BC	O3
<b>Flandre</b>								
42R801	Antwerpen (Borgerhout)	Background urbain	-50.5	-36.3	-4.5	-5.1	-40.1	36.7
42R802	Antwerpen (Borgerhout straat)	Urbaine-Trafic	-53.7	-37.7	-10.9	-5.3	-38.9	
42R803	Antwerpen (Park Spoor Noord)	Background urbain	-42.6	-31.9	-8	1.8	-34.2	
42R804	Antwerpen (Ring)	Urbaine-Trafic	-50	-35	-12.1	-3.6	-43.3	
42R805	Antwerpen (Belgiëlei)	Urbaine-Trafic	-49.9	-35.7	-6.9	0.1	-50.4	
42R817	Antwerpen (Wilrijk)	Suburbaine	-42.8	-32.1	-0.2	10.8	-34.1	
44R701	Gent (Baudelo)	Background urbain	-33.1	-21.2	-7.8	-1.5	-28.9	18
44R702	Gent (Gustaaf Callier)	Urbaine-Trafic	-56	-41.9	-3.1	4	-41.7	
44R703	Gent (Lange Violettestraat)	Urbaine-Trafic					-55.8	
44N029	Veurne (Houtem)	Background	-9.9	-11.4	-10.3	1.6	-16.4	5.8
42N040	Sint-Pieters-Leeuw	Background	-42	-38.2				12.9
42N016	Dessel	Background	-37.3	-32.7	-8.6	7.1	-21	19.1
42N046	Lanaken (Gellik)	Background	-29.6	-22.9				17.3
<b>Bruxelles</b>								
41B001	Bruxelles (Arts-Loi)	Urbaine-Trafic	-55.8	-42.9				
41R001	Molenbeek	urbaine	-46.9	-37.7	-14.1	-4	-19.3	30.2
41B004	Bruxelles (Ste Catherine)	Background urbain	-46.2	-37.5				49.8
41R012	Ucclel	Background urbain	-45.4	-50.1	-8.3	5.2	-23.8	19.2
<b>Wallonie</b>								
45R501	Charleroi	Urbaine	-44	-30.9	3.6	9.9		
45R502	Charleroi (Lodelinsart)	Background urbain	-40.9	-30.2	-0.7	6.7		17.4
43R401	Namur	Background urbain	-52.9	-39.9	6.1	5	-41.6	
43R222	Liège	Background urbain	-46.6	-33.8	-2.8	-23.9		20.2
43N060	Havannes	Background	-25.5	-22.1	-17.5	-14.5		8.4
43N063	Corroy-Le-grand	Background	-39.4	-31.7	-21.3	-3.5		21
43N100	Dourbes	Background	-16.5	-16.5	-16.5	-2.3		11.9

## Conclusions

Les modèles de type Random Forest peuvent être utilisés de manière fiable pour calculer l'impact des mesures de confinement sur la qualité de l'air.

L'impact de ces mesures est le plus important pour les polluants typiques liés au trafic (NO<sub>x</sub>, NO<sub>2</sub> et BC). Dans les rues où le trafic est intense en temps normal, la diminution des concentrations de NO<sub>x</sub> est supérieure à 50 %. Pour NO<sub>2</sub> et BC, elle est de 35 à 40 %. Les diminutions sont légèrement plus faibles dans les sites de mesure urbains, en centre-ville et en banlieue, en fonction de la densité du trafic à proximité. Dans les zones plus rurales, les diminutions (selon le site de mesure) des polluants liés au trafic sont nettement moins prononcées.

Les mesures de confinement semblent avoir peu d'impact sur les concentrations de particules fines. Les concentrations de particules fines ont même augmenté pendant la période de confinement, comparativement aux 8 semaines précédentes. Ceci est dû à des conditions météorologiques plus défavorables pendant la période de confinement. Certaines semaines, cette augmentation aurait été un peu plus prononcée en l'absence de confinement. Lors de l'interprétation des résultats, il faut noter que le modèle Random Forest est moins performant pour estimer les concentrations de particules fines. Le fait que selon le modèle, le confinement ait eu un impact négatif sur les concentrations est très peu probable.

Les concentrations d'ozone ont augmenté après le confinement. Ce phénomène est plus marqué aux stations de mesure où l'influence du trafic est importante et s'explique par le fait que, les émissions de NO ayant diminué, la destruction de l'ozone est localement plus faible. Le fait que les concentrations d'ozone continuent d'augmenter même après une longue période avec moins de trafic indique que le problème de l'ozone ne peut être résolu que par des mesures à long terme de réduction des émissions de précurseurs d'ozone.

## References

- Breiman L. 2001. Random forests. Mach. Learn. 45 (1), 5-32.  
<https://doi.org/10.1023.A:1010933404324>
- Grange SK, Carslaw D. 2019. Using meteorological normalisation to detect interventions in air quality time series. Sci. Tot. Environ. 653, 578-88.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.344>.
- <https://medium.com/@williamkoehrsen/random-forest-simple-explanation-377895a60d2d>
- [https://en.wikipedia.org/wiki/Random\\_forest](https://en.wikipedia.org/wiki/Random_forest)
- <https://CRAN.R-project.org/package=rmweather>