

Faculté des bioingénieurs

Évaluation de l'effet de la mise en place d'une rue à sens unique sur la concentration en dioxyde d'azote à Bruxelles

Auteur : Nève de Mévergnies Diego

Promoteurs : Bogaert Patrick

Lecteurs : Brasseur Olivier
Hanert Emmanuel

Année Académique : 2022 - 2023

Mémoire de fin d'études présenté en vue de l'obtention du diplôme de
Bioingénieur en Sciences et technologies de l'environnement

Remerciements

Je tiens à exprimer ma sincère gratitude envers toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation de mon mémoire. Leur soutien et leurs conseils précieux ont été d'une importance capitale pour la réussite de ce projet.

Tout d'abord, je tiens à remercier chaleureusement Axel Briffaut pour son rôle d'encadrant. Sa disponibilité et son accompagnement ont été d'une grande aide tout au long de cette aventure académique. Je remercie également Monsieur Bogaert pour son rôle de promoteur de mémoire et ses précieuses corrections. Ses commentaires et suggestions m'ont permis d'améliorer la qualité de mon travail.

Je suis également reconnaissant envers ma famille et mes amis pour leur soutien inconditionnel. Votre présence et votre soutien constant tout au long de la rédaction de ce mémoire ont été très appréciés. Je remercie plus particulièrement Géraldine, Tamara, Papa, Maman, Ségolène et Bonne Mamy pour leur relecture attentive et leurs corrections des fautes d'orthographe. Je remercie aussi Diego Lannoye, mon compagnon d'écriture qui, par sa présence, m'a donné le courage de finir ce travail.

Enfin, j'aimerais adresser mes remerciements à Alexandra Elbakyan pour sa contribution en fournissant un accès ouvert à des ressources académiques précieuses. Je suis aussi reconnaissant envers les créateurs de ChatGPT qui, en le rendant accessible à tous, m'ont permis d'optimiser le travail de codage en Python.

À toutes ces personnes ainsi que celles que je n'ai pu citer, je vous suis extrêmement reconnaissant pour votre aide et votre soutien tout au long de mon parcours académique. Votre contribution a été inestimable, et je suis honoré de vous avoir à mes côtés.

Table des matières

1. Introduction	1
2. État de l’art	5
2.1. Mesures des concentrations en NO ₂	5
2.2. Modélisation du NO ₂	7
2.2.1. La modélisation du trafic	7
2.2.2. La modélisation des émissions de trafic	9
2.2.3. Les modèles de dispersion	10
3. Matériel et méthodes	15
3.1. Choix des modèles	15
3.2. Présentation de SIRANE	16
3.2.1. Dispersion au sein de la canopée urbaine	17
3.2.2. Dispersion au-dessus des toits	18
3.2.3. Transformations physicochimiques des polluants	18
3.3. PySiWrap	20
3.4. Validation du modèle	20
3.4.1. Sources des données	21
3.4.2. Évaluation du modèle	31
3.4.3. Vérification des hypothèses	34
3.5. Analyse de scénario	36
3.5.1. Quantification des changements de concentration	36
3.5.2. Modélisation des changements d’émission	37
4. Résultats	42
4.1. Validation du modèle	42
4.1.1. Analyse qualitative	42
4.1.2. Analyse quantitative	47
4.1.3. Vérification des hypothèses	48
4.2. Analyse de scénario	52

5. Discussion	54
5.1. Validation du modèle	54
5.1.1. Analyse qualitative	54
5.1.2. Analyse quantitative	56
5.1.3. Vérification des hypothèses	57
5.1.4. Pistes d'amélioration	58
5.2. Analyse de scénario	59
5.2.1. Effet sur la santé	60
6. Conclusion	63
Annexe	80

Table des figures

1. Concentrations moyennes annuelles de NO ₂ de toutes les stations pour la Région Bruxelles-Capitale sur les dix dernières années.	2
2. Plan de la maille Colignon-Josaphat.	4
3. Structure de modélisation pour l'estimation des concentrations en NO ₂	8
4. Séquence des modèles utilisés dans ce travail.	16
5. Description de la simplification de la géométrie dans le modèle SIRANE.	17
6. Domaines de simulation autour des 11 stations de mesures.	21
7. Profils de circulation dans la Région Bruxelles-Capitale réalisés en 2017	26
8. Profils recalculés de circulation dans la Région Bruxelles-Capitale réalisés en 2017	27
9. Part des émissions de NO _x en Région Bruxelles-Capitale hors trafic routier en 2018.	28
10. Rose des vents annuelle moyenne pour la station d'Uccle de 2010 à 2021.	30
11. Étendue des domaines de simulation autour de la station d'Ixelles.	35
12. Plan des changements de circulation dans la maille des Azalées.	36
13. Localisation des points de comptage des deux campagnes de mesure.	37
14. Émissions linéaires annuelles de NO ₂ par unité de longueur avant et après la réattribution dans le quartier Josaphat.	38

15.	Profils de circulation aux points de comptages du quartier des Azalées.	39
16.	Carte des segments de rue répartis par groupe d'évolution.	41
17.	Profils moyens hebdomadaires des concentrations en NO ₂ mesurées et modélisées.	43
18.	Profils moyens des concentrations en NO ₂ mesurées et observées en fonction de la direction du vent.	44
19.	Moyenne des concentrations modélisées en NO ₂ en fonction des concentrations mesurées.	45
20.	Histogramme des concentrations de NO ₂ mesurées et modélisées.	46
21.	Boîtes à moustache des concentrations relatives en NO ₂ en fonction de la zone de modélisation autour du récepteur 41R002.	49
22.	Boîtes à moustache des concentrations en NO ₂ en fonction de la zone de modélisation autour du récepteur 41R002.	50
23.	Boîtes à moustache des concentrations en NO ₂ modélisées aux récepteurs en fonction de la taille de la zone modélisée.	50
24.	Évolution de la différence relative des quantiles 0.05, 0.5 et 0.95 des concentra- tions de NO ₂ modélisées entre la situation de référence et lors du changement d'un paramètre.	51
25.	Concentrations en NO ₂ annuelles moyennes modélisées dans la maille des Azalées avec un trafic avant et après la mise en place de la rue à sens unique.	52
26.	Différence des concentrations en NO ₂ annuelles moyennes modélisées dans la maille des Azalées entre avant et après la mise en place de la rue à sens unique.	53
27.	Densité de population par quartier.	61
28.	Évolution des concentrations moyennes en NO ₂ durant les heures d'ouverture.	62

Liste des tableaux

1.	Liste des stations de mesures automatisées présentes dans la Région Bruxelles- Capitale.	6
2.	Classification des modèles de dispersion atmosphérique selon l'échelle spatiale.	10
3.	Paramètres de sites de dispersion pour la RBC et des gammes de valeurs attendues en milieu urbain similaire.	23
4.	Critères d'acceptation des modèles de dispersion en milieu rural et urbain.	32

5.	Liste des paramètres utilisés dans le calcul d'incertitude.	33
6.	Rapport entre les flux de trafic avant et après la mise en place de la rue à sens unique.	40
7.	Indicateurs statistiques pour les NO ₂ des stations de mesures.	47

Liste des acronymes

Terme	Description
CO	monoxyde de carbone
Dir	direction du vent
FAC2	fraction des prédictions dans un facteur de deux des observations
FB	biais fractionnel
H ₂	dihydrogène
IRM	Institut Royal Météorologique
LEZ	Zone de basses émissions
MG	biais moyen géométrique
MQI	<i>modelling quality indicator</i>
MQI _y	<i>modelling quality indicator of yearly average</i>
MQO	<i>modelling quality objectives</i>
N ₂	diazote
NAD	différence absolue normalisée
NMSE	erreur quadratique moyenne normalisée
NO	monoxyde d'azote
NO ₂	dioxyde d'azote
NO _x	oxyde d'azote
O ₂	dioxygène

Terme	Description
O ₃	ozone
Pr	précipitations
R	coefficient de corrélation
R _{sol}	rayonnement solaire
RBC	Région Bruxelles-Capitale
T	température de l'air
U	vitesse du vent
VG	variance géométrique

1. Introduction

La pollution de l'air cause des millions de morts chaque année et est responsable d'une diminution de l'espérance de vie (OMS, 2021b). En effet, la morbidité due à la pollution de l'air est aussi importante que les différents risques sanitaires majeurs à l'échelle mondiale tels que le tabagisme ou la malnutrition. Cette pollution engendre une augmentation des risques cardiovasculaires, du cancer du poumon, d'artériosclérose, et a des effets sur d'autres organes (BOURDREL et al., 2017; OMS, 2021b).

La pollution atmosphérique a également un impact économique considérable. Selon l'OCDE (2016), d'ici à 2060, la pollution coûterait à l'économie mondiale environ 1 % de son produit intérieur brut (contre 0,3 % en 2015). Cette estimation prend en compte les pertes dues à la baisse de la productivité (3,7 milliards USD), l'augmentation des coûts de santé (176 milliards USD) et la perte de rendement agricole.

Le dioxyde d'azote (NO_2) est l'un des polluants atmosphériques majeurs. Ce gaz est un oxyde d'azote (NO_x) d'aspect brun-rougeâtre toxique pour l'appareil respiratoire. Une exposition prolongée à une concentration de l'ordre de quelques dizaines de parties par million peut déjà donner lieu à des effets néfastes chez les personnes sensibles comme les asthmatiques ou les personnes atteintes d'une maladie pulmonaire chronique (de VILLERS et al., 2016). Sa toxicité ne se limite toutefois pas à l'appareil respiratoire puisqu'une exposition à long et à court terme au NO_2 augmente la mortalité cardiovasculaire (BOURDREL et al., 2017). À l'état de trace dans l'atmosphère, il contribue aussi à la dégradation de la visibilité atmosphérique en absorbant la lumière visible (OMS, 2021b). Il contribue par ailleurs au changement climatique (GIEC, 2022) et il joue un rôle clé dans les pluies acides (US EPA, 2016a). Il peut être responsable de l'eutrophisation d'écosystèmes (BRUXELLES ENVIRONNEMENT, 2022c) et il est un précurseur de nombreux polluants secondaires comme l'acide nitrique ou les micro-particules organiques (OMS, 2021b).

Le NO_2 atmosphérique est principalement issu des processus de combustion. En effet, à haute température, l'oxydation de diazote (N_2) par le dioxygène (O_2) produit du monoxyde d'azote (NO) (TIMMERMAN & BRYANSTON-CROSS, 2007). Ce dernier est moins toxique que le NO_2 (OMS, 2013b). Cependant, le NO peut lui aussi s'oxyder et former du NO_2 . Si cette oxydation est une réaction plutôt lente à température ambiante dans l'atmosphère, elle devient plus rapide en présence d'ozone (O_3) (BRUXELLES ENVIRONNEMENT, 2022c). Par ailleurs, quand les gaz de combustion sont encore chauds (environ 300 °C), l'oxydation par l' O_2 est fortement

accélérée en présence d'hydrocarbures, de monoxyde de carbone (CO) et de dihydrogène (H₂) (NELSON & HAYNES, 1994). Ceci explique pourquoi les principales sources de NO_x sont, à une échelle régionale et urbaine, le trafic routier suivi par les processus industriels et les chauffages domestiques (BO et al., 2020).

La pollution due au trafic routier joue un rôle encore plus important dans le cas des rues canyons fortement fréquentées (BARRATT, 2001). Ces rues sont relativement étroites et bordées de manière ininterrompue de chaque côté par de hauts bâtiments qui empêchent la dispersion dans l'atmosphère des polluants émis par le trafic. Ceci augmente les concentrations dans la rue et l'exposition aux polluants des différents usagers de la rue ainsi que des habitants des bâtiments adjacents à celle-ci.

Les villes européennes sont caractérisées par la présence de nombreuses rues canyons dans les centres-villes. La Région Bruxelles-Capitale (RBC) ne faisant pas exception, la pollution de l'air par le NO₂ y est encore un problème (BRUXELLES ENVIRONNEMENT, 2022b, 2022c). En effet, la limite des concentrations moyennes annuelles en NO₂ fixée par le législateur européen n'est respectée que depuis 2020 (figure 1). Les directives 2008/50/CE et 2004/107/CE fixent les seuils des moyennes annuelles et horaires à 40 µg/m³ et 200 µg/m³ respectivement. Lors de leur création, ces directives européennes étaient alignées sur les recommandations de l'Organisation mondiale de la santé (OMS). Cependant, ces recommandations ont baissé en 2021 et la RBC n'a donc pas un niveau de concentration en NO₂ jugé acceptable par l'OMS.

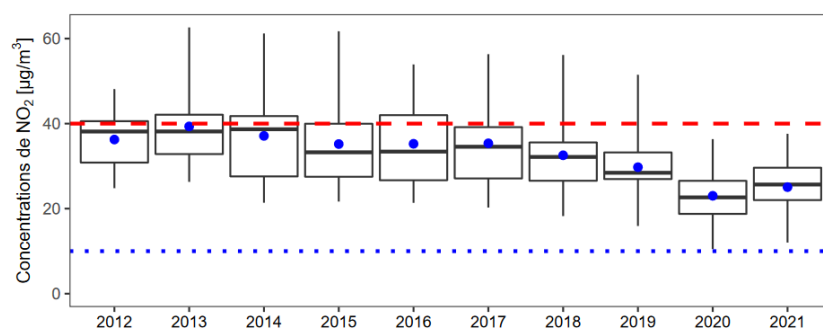


FIGURE 1 – Boxplot des concentrations moyennes annuelles de NO₂ pour toutes les stations pour la Région Bruxelles-Capitale de 2012 à 2021 [µg/m³]. La ligne pointillée rouge indique les valeurs limites annuelles européennes de 40 µg/m³ et la valeur de 10 µg/m³ annuelle recommandée par l'OMS est indiquée par le trait pointillé bleu. (BRUXELLES ENVIRONNEMENT, 2022c)

En effet, alors que l'OMS recommande une concentration moyenne annuelle maximale de 10 µg/m³ (OMS, 2021b), aucune station de mesures de la RBC n'atteint ce seuil (figure 1)

même en 2020 quand les concentrations avaient fortement diminué grâce au confinement. L'OMS recommande également que la concentration quotidienne moyenne ne dépasse pas $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ plus de trois à quatre fois par an (OMS, 2021b) et une limite horaire de $200 \mu\text{g}/\text{m}^3$ est recommandée. Alors que la limite journalière est encore très fréquemment dépassée dans tous les sites de mesure en RBC, la limite horaire n'est dépassée que par la station de mesures d'Arts-Loi (BRUXELLES ENVIRONNEMENT, 2022c).

La pollution par les NO_2 reste donc une problématique majeure au sein de la RBC et le plan de mobilité Good Move vise, entre autres, à réduire les émissions liées au trafic automobile dans la ville (SYMOENS, 2021). Ce plan de mobilité de la RBC définit les grandes orientations politiques dans le domaine de la mobilité de 2020 à 2030 (BRUXELLES MOBILITÉ, 2021). Il est le résultat d'un processus participatif incluant les citoyens, le monde associatif et économique, les communes ainsi que les partenaires de mobilité et institutionnels. Ce plan a pour objectif de « déployer une mobilité au service de la qualité de vie dans les quartiers » (SYMOENS, 2021). Cela passe notamment par une amélioration de la sécurité routière et une amélioration de l'accessibilité pour tous, indépendamment du mode de transport. Par ailleurs, le projet cherche à rendre l'espace public plus attractif, par la création de lieux de rencontre, de loisirs, etc. Afin d'apaiser les quartiers, une réduction du trafic de transit est également recherchée tout en promouvant l'utilisation de la mobilité douce et des transports publics (BRUXELLES MOBILITÉ, 2021).

Pour répondre à ces objectifs, le plan divise la région en 50 mailles apaisées reliées entre elles par des axes structurants intermodaux (BRUXELLES MOBILITÉ, 2022). L'une des deux premières mailles à entrer en vigueur est celle de « Colignon-Josaphat » située dans la commune de Schaerbeek (figure 2). Pour faciliter la conception du nouveau plan de circulation, cette maille a été découpée en trois quartiers : le quartier Cage aux Ours, le quartier Royale Sainte-Marie et le quartier des Azalées. La mise en place des mesures au sein du quartier des Azalées s'est faite progressivement depuis 2020. La dernière mesure appliquée est la mise en sens unique de l'avenue E. Cambier.

L'objectif principal de ce mémoire sera d'évaluer l'impact de l'implémentation du sens unique dans l'avenue E. Cambier sur la concentration ambiante en NO_2 au sein du quartier des Azalées. Les effets sur la santé dus aux changements de concentration en NO_2 sont également analysés.

L'étude des changements de concentrations peut se faire via deux catégories de méthodes :

l'utilisation de mesures de concentrations (par ex. YANG et al., 2022) et l'utilisation de modèles (par ex. RODRIGUEZ-REY et al., 2022). Nous détaillerons donc ces deux méthodes en mettant en avant leurs avantages et leurs inconvénients. Nous expliquerons ensuite le choix d'utiliser la modélisation et plus particulièrement SIRANE comme modèle de dispersion pour répondre à l'objectif de ce travail. Nous expliquerons le processus de validation de ce modèle avant de nous pencher sur l'analyse de scénario permettant de répondre à l'objectif du mémoire. Les deux sections suivantes reprennent et expliquent les résultats produits dans le cadre de ce travail. La dernière section reprend les éléments clés du mémoire.

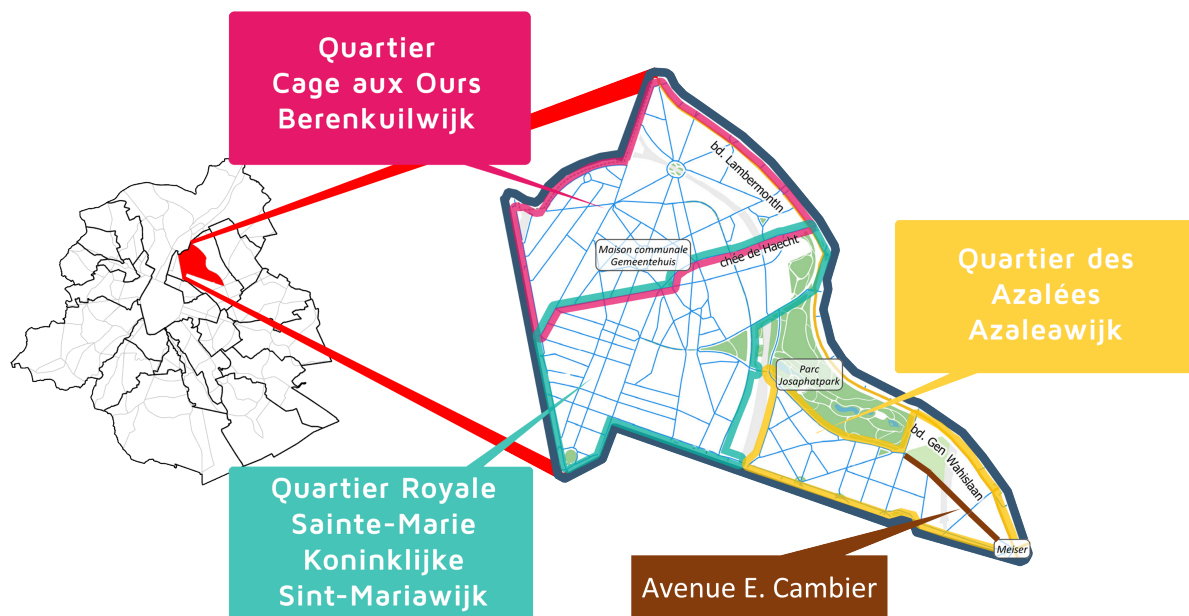


FIGURE 2 – Plan de la maille Colignon-Josaphat et des trois sous-maillles qui la composent. Sur le plan de gauche, les traits noirs sont les limites des communes de la Région Bruxelles-Capitale et les gris sont les limites des mailles apaisées. Adapté de COMMUNE DE SCHAERBEEK (2021).

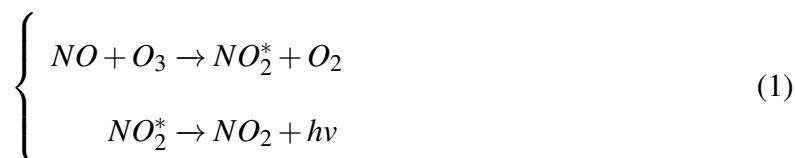
2. État de l'art

Cette section aborde l'état de l'art relatif à l'étude des concentrations en NO_2 dans l'air en milieu urbain. La première partie sera consacrée aux méthodes de mesure de ces concentrations et la seconde partie s'intéressera à la modélisation de ces concentrations.

2.1. Mesures des concentrations en NO_2

De nombreuses méthodes ont été développées pour mesurer le NO_2 dans l'air. Cependant, en plus d'être assez coûteuses, la plupart nécessitent une expertise opérationnelle et ne sont donc pas souvent utilisées (BARNES & RUDZIŃSKI, 2013). C'est pourquoi la méthode la plus courante est la technique de la chimiluminescence qui est également la méthode de référence choisie dans la législation européenne et par l'agence de protection de l'environnement des États-Unis (BARNES & RUDZIŃSKI, 2013).

« La chimiluminescence est un phénomène par lequel certaines molécules portées à un état excité par une réaction chimique retournent à l'état fondamental en restituant une partie de l'énergie sous forme d'émission de lumière » (BRUXELLES ENVIRONNEMENT, 2011). Dans le cas des NO_x , l'échantillon mesuré est mis en présence d'un excès d' O_3 donnant lieu aux réactions suivantes (BRUXELLES ENVIRONNEMENT, 2011)



avec NO_2^* une molécule de NO_2 excitée électriquement. Le rayonnement émis ($h\nu$) est alors proportionnel à la quantité de NO présent dans l'échantillon.

Cette réaction de chimiluminescence mesure donc uniquement le NO . Pour déterminer les concentrations en NO_2 , une deuxième réaction de chimiluminescence est réalisée après avoir réduit l'ensemble des NO_2 en NO . Cette réaction de chimiluminescence produit donc un rayonnement proportionnel à la quantité de NO_x . La concentration de NO_2 est déduite par la différence entre les NO_x et NO mesurés. Ces réactions sont très rapides et permettent la mesure des NO_x plusieurs fois par minute (BRUXELLES ENVIRONNEMENT, 2011).

Cette méthode est utilisée en RBC pour déduire, en continu, les concentrations à différents endroits (BRUXELLES ENVIRONNEMENT, 2020b). En 2018, 11 stations de mesures étaient

opérationnelles (tableau 1).

TABLEAU 1 – Liste des stations de mesures automatisées présentes dans la Région Bruxelles-Capitale en 2018. L’environnement entourant chaque station et leurs ID sont également repris. Adapté de BRUXELLES ENVIRONNEMENT (2020a).

Nom	ID	Environnement de station
Uccle	41R012	Urbain avec très faible influence du trafic
Berchem-Sainte-Agathe	41B011	Urbain avec très faible influence du trafic
Neder-Over-Heembeek	41MEU1	Urbain avec faible influence du trafic
Parlement UE	41B006	Urbain avec faible influence du trafic
Molenbeek-Saint-Jean	41R001	Urbain avec influence modérée du trafic
Sainte-Catherine	41B004	Urbain avec influence modérée du trafic
Woluwe-Saint-Lambert	41WOL1	Urbain avec influence modérée du trafic
Avant-Port (Haren)	41N043	Industriel avec influence modérée du trafic
Ixelles	41R002	Urbain avec forte influence du trafic
Belliard	41B008	Urbain avec très forte influence du trafic
Arts-Loi	41B001	Urbain avec très forte influence du trafic

En raison de leur faible nombre, ces stations de mesures ne permettent pas de caractériser la grande variabilité spatiale des concentrations. D’autres techniques, comme les dispositifs d’échantillonnage passifs, permettent d’obtenir des détails plus fins en multipliant le nombre de points d’échantillonnage à moindre coût (NIEPSCH et al., 2022). Ces dispositifs sont de formes variables (tubes, badges, ...), mais reposent tous sur le même principe (YU et al., 2008). Un maillage enduit d’absorbant sélectif pour le NO₂ est mis en contact avec l’atmosphère durant la période d’échantillonnage. L’absorbant le plus utilisé est la triéthanolamine (TEA), un absorbant sélectif capturant le NO₂ sous forme de NO₂⁻. La quantité de NO₂⁻ présente dans la TEA permet de déterminer les concentrations en NO₂ auxquelles a été exposé le dispositif passif (LAURIKS et al., 2022). La durée d’exposition optimale varie d’une journée à un mois en fonction du design du dispositif (YU et al., 2008). En RBC, ces dispositifs ont été récemment utilisés lors de la campagne de mesure Curieuzenair (LAURIKS et al., 2022) avec 3000 tubes passifs exposés durant quatre semaines (du 25/09/2021 au 23/10/2021), dont les données ont ensuite été extrapolées pour déterminer les concentrations annuelles.

Une autre gamme d’appareils de mesure sont les microcapteurs. Tout comme les dispositifs passifs, ces appareils permettent de fournir une plus grande résolution spatiale que les stations

de mesures (CHOJER et al., 2020). Contrairement aux tubes passifs, les microcapteurs ont une résolution temporelle de l'ordre de la minute. Néanmoins, ces capteurs sont peu fiables.

2.2. Modélisation du NO₂

La gestion efficace de la qualité de l'air nécessite des prédictions précises sur les déplacements des polluants, l'évaluation de l'exposition et l'identification des sources d'émission. Cependant, les méthodes de mesure décrites dans la Section 2.1 présentent des limitations inhérentes en termes de représentativité spatiale, de représentativité temporelle ou de précision.

Pour faire face à ces défis, de nombreux modèles de pollution ont été développés (JOHNSON, 2022). Ces modèles permettent de prévoir les transports des polluants (GONG et al., 2018), d'estimer l'exposition des populations à ceux-ci (HUNT et al., 2021) ainsi que d'attribuer les concentrations observées à des sources d'émission spécifiques (US EPA, 2016b). Ceci contribue à la mise en place de stratégies ciblées pour le contrôle de la pollution. Ces modèles jouent donc un rôle important dans la gestion actuelle et future de la pollution de l'air (CHALABI et al., 2017; KUMAR et al., 2016; SACHDEVA & BAKSI, 2018).

Le processus de modélisation de la pollution de l'air implique l'utilisation d'une série de sous-modèles (FOREHEAD & HUYNH, 2018), chacun conçu pour aborder des aspects spécifiques de la pollution. Dans les zones urbaines, les concentrations de NO₂ sont souvent fortement influencées par les émissions liées à la circulation. C'est pourquoi les sous-modèles permettent de modéliser le trafic routier, les émissions et la dispersion des polluants dans l'atmosphère (figure 3). Les données générées par chacun de ces sous-modèles constituent la base du sous-modèle suivant, permettant de lier directement l'activité humaine aux différents niveaux de pollution observés. Dans les sections suivantes, nous explorerons ces différents sous-modèles.

2.2.1. La modélisation du trafic

Les modèles de simulations du trafic peuvent être classés en deux catégories en fonction du niveau de détail représenté : les macrosimulations et les microsimulations (FOREHEAD & HUYNH, 2018).

Les macrosimulations représentent un faible niveau de détail et utilisent des représentations agrégées des véhicules (FALLAH SHORSHANI et al., 2015). Le trafic y est représenté par des flux continus ou par des pelotons de véhicules (FOREHEAD & HUYNH, 2018). Grâce à cette simplification, ces modèles nécessitent moins de ressources que ceux à une échelle plus fine.

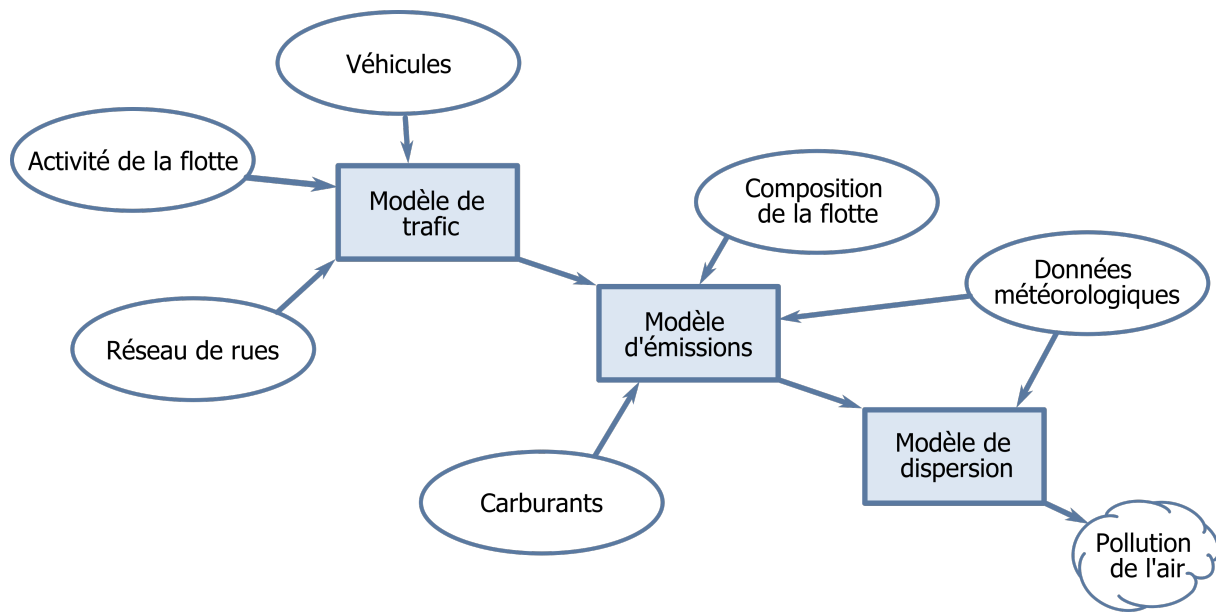


FIGURE 3 – Structure de modélisation pour l’estimation des concentrations en NO_2 . Les trois étapes du modèle sont représentées par les rectangles sur la diagonale et les ovales indiquent les données d’entrée. Adapté de FOREHEAD et HUYNH (2018).

Ces modèles peuvent donc modéliser le trafic à grande échelle et nécessitent moins de données que les modèles de microsimulation (TAHON et al., 2013). Cependant, ils ne permettent pas de décrire l’hétérogénéité et la variabilité des conditions réelles du trafic. Ainsi, les phénomènes locaux et temporaires ne sont pas pris en compte. Les modèles VISUM et METACOR sont des exemples de macrosimulation (FALLAH SHORSHANI et al., 2015). Le premier est un modèle statique, c’est-à-dire qu’il représente le trafic à un état d’équilibre qui ne change pas au cours du temps (SHAFIQ, 2023). Le second est quant à lui un modèle dynamique qui modélise les évolutions temporelles du trafic. MuSti, un modèle basé sur le logiciel VISUM, est couramment utilisé en RBC (d’URSEL & DILLIÈS, 2016). Ce modèle de circulation statique se concentre uniquement sur les axes principaux aux heures de pointe.

Les modèles de microsimulation modélisent chaque véhicule individuellement en fonction de ses interactions avec les autres véhicules (HELBING et al., 2002). Ces outils peuvent tenir compte de dynamiques détaillées comme les changements de voie, les contrôles de signaux de circulation ou les accidents. Cette complexité requiert des données très précises et la charge en calcul est plus grande que pour les modèles de macrosimulation. C’est pourquoi l’utilisation de ces modèles concerne plutôt des régions géographiques restreintes (TAHON et al., 2013). Des exemples de modèles de microsimulation sont VISSIM (FALLAH SHORSHANI et al., 2015), AIMSUN (CHANUT & CHEVALLIER, 2012) et SUMO (LIORA et al., 2021).

2.2.2. La modélisation des émissions de trafic

Tout comme les modèles de trafic, les modèles d'émissions peuvent être classés en fonction de leur granularité. Dans cette section, les catégories de modèles seront décrites de la moins détaillée à la plus détaillée.

Les modèles les moins détaillés sont ceux basés sur les consommations de carburants ainsi que ceux utilisant le volume de trafic moyen par catégorie de véhicules (FALLAH SHORSHANI et al., 2015). Ces modèles ne sont utilisables qu'à grande échelle (par exemple nationale) et à une échelle temporelle annuelle.

Les modèles basés sur une vitesse moyenne prédisent les émissions de chaque classe de véhicule en fonction de la distance totale et de la vitesse moyenne des trajets parcourus (FALLAH SHORSHANI et al., 2015). Cette vitesse est considérée représentative des différentes conditions et styles de conduite. Ces modèles reprennent les émissions liées aux gaz d'échappement et les émissions par évaporation. Certains modèles y ajoutent les émissions liées à l'usure des pneus, des freins et de la route. Bien que la vitesse moyenne ne soit pas toujours représentative des vraies conditions de trafic, ces modèles sont largement utilisés dans les études de modélisation de la qualité de l'air (FALLAH SHORSHANI et al., 2015). Des exemples de ces modèles sont COPERT (NTZIACHRISTOS et al., 2009) et MOBILE (EPA, 1994).

D'autres modèles se basent sur des variables liées au trafic. En effet, à partir de variables telles que la densité de trafic ou la longueur des embouteillages, la vitesse moyenne est corrigée pour rendre compte de la diversité des conditions réelles (FALLAH SHORSHANI et al., 2015). Cependant, ces modèles ne semblent pas satisfaisants en cas de congestion du trafic (SMIT, 2006).

Les modèles de situation de trafic tels que HBEFA (COX et al., 2022) sont une autre approche. Ils utilisent des facteurs d'émission spécifiques adaptés à différentes situations de trafic et de configurations routières prédéfinies. Ces facteurs prennent en compte les émissions des gaz d'échappement chauds et froids, ainsi que celles résultant de l'évaporation du carburant. Pour alimenter ces modèles, il est nécessaire de disposer de données de kilomètres parcourus par véhicule pour chaque situation de trafic. Il est possible d'obtenir ces données à partir de modèles de trafic (FALLAH SHORSHANI et al., 2015).

Les modèles représentant une description détaillée des vitesses constituent une autre catégorie de modèle d'émissions. Ces modèles utilisent des informations détaillées sur les cycles de mouvement des véhicules (vitesse instantanée, accélération, nombre d'arrêt par

kilomètre, etc.) comme base d'un modèle statistique utilisant de multiples régressions linéaires (SMIT et al., 2007). Un exemple de ces modèles est VERSIT+. Notons que les informations requises sont déduites d'une microsimulation du trafic ou de mesures de trafic (FALLAH SHORSHANI et al., 2015).

Les modèles d'émissions les plus détaillées sont ceux basés sur les vitesses chronologiques (ou modèles instantanés). Ceux-ci représentent explicitement les émissions en liant les taux d'émission au fonctionnement instantané de chaque véhicule (FALLAH SHORSHANI et al., 2015). Ces modèles relient la puissance du moteur, la vitesse et l'accélération du véhicule à chaque point d'un cycle de conduite. Actuellement, ces modèles estiment uniquement les émissions d'échappement et les émissions dues à l'usure des freins et des pneus ne sont pas prises en compte. Ce type de modèle requiert une précision des dynamiques de trafic que seuls les modèles de microsimulation du trafic offrent. Des exemples de ces modèles sont PHEM (ZALLINGER et al., 2008) et CMEM (BARTH et al., 2001).

2.2.3. Les modèles de dispersion

Une fois les émissions déterminées, les modèles de dispersion atmosphérique peuvent être utilisés. Une classification possible de ces modèles est basée sur l'étendue spatiale concernée. YADAV et al. (2020) présentent une classification (tableau 2) allant de la microéchelle à l'échelle globale. Une autre classification possible est basée sur l'architecture du modèle. Dans ce travail, nous reprendrons la classification de JOHNSON (2022) pour qui la majorité des modèles de dispersion peuvent être classés en six catégories. Notons toutefois qu'un modèle peut combiner plusieurs sous-modèles utilisant différentes approches (SACHDEVA & BAKSI, 2018). Ce sont par exemple les cas de SIRANE et SinG qui sont expliqués dans cette Section.

TABLEAU 2 – Classification des modèles de dispersion atmosphérique selon l'échelle spatiale.
Traduit de YADAV et al. (2020).

Classe de modèle	Étendue spatiale typique	Résolution typique
Microéchelle	200 × 200 × 100 m	5 m
Mésoéchelle (échelle urbaine)	100 × 100 × 5 km	2 km
Échelle régionale	1 000 × 1 000 × 10 km	36 km
Échelle synoptique (continentale)	3 000 × 3 000 × 20 km	80 km
Échelle globale	65 000 × 65 000 × 200 km	4° × 5°

Modèles en boîte

Les modèles en boîte sont les modèles de dispersion atmosphérique les plus simples. Ils supposent que tous les polluants émis dans l'atmosphère sont répartis uniformément dans l'entièreté de la zone étudiée (CANTER, 1986). Cette zone, ou « boîte », est donc homogène en composition. Ces modèles grandement simplifiés mettent l'accent sur les interactions chimiques entre polluants ainsi que sur leur évolution temporelle (JOHNSON, 2022).

Ce type de modèle est principalement utilisé dans le cadre d'estimation des ordres de grandeur des concentrations en polluants dans les villes (BARRATT, 2001). En effet, la simplicité du modèle a comme désavantage sa faible précision (GRONWALD & CHANG, 2018). Toutefois, beaucoup de modèles utilisés pour les rues canyons se basent sur une version modifiée du modèle en boîte où chacune des rues est modélisée comme une boîte individuelle (JOHNSON, 2022). On peut notamment citer les modèles STREET et STREET-Box (DEZZUTTI et al., 2018).

Modèles eulériens

Les modèles de type eulériens divisent l'espace étudié en une série de cellules en trois dimensions. La concentration au sein de chacune des cellules est considérée comme homogène (JOHNSON, 2022). Les polluants étudiés passent d'une cellule à l'autre à travers les cloisons en obéissant à l'équation d'advection-diffusion (BARRATT, 2001).

GRONWALD et CHANG (2018) ont montré que ce type de modèle peut être plus précis que les modèles en boîte, les modèles gaussiens de panaches et les modèles lagrangiens (présentés plus loin). Deux exemples de modèles eulériens appliqués au NO₂ sont « The Air Pollution Model », abrégé TAPM (DUQUE et al., 2016) et Polair3D, un modèle de transformation chimique et de dispersion utilisable jusqu'à l'échelle continentale (MALLET et al., 2007).

Modèles gaussiens de panaches

Les modèles gaussiens de panaches supposent en général que l'émission du polluant et les conditions atmosphériques sont constantes avec une vitesse de vent supérieure à 1 m/s (JOHNSON, 2022). Par ailleurs, il y a une absence de transformation chimique et la concentration du polluant respecte une distribution gaussienne dans les plans horizontaux et verticaux.

Bien que très simples, ces modèles peuvent se montrer aussi précis que les modèles eulériens lorsque le terrain étudié est plat (DEMAEL & CARISSIMO, 2008 ; GRONWALD & CHANG, 2018). Ils sont d'ailleurs utilisés dans le cadre de réglementations aux États-Unis depuis près de

60 ans (JOHNSON, 2022).

De nombreux modèles gaussiens de panaches existent et sont appliqués à l'étude du NO₂. On peut citer par exemple AERMOD (HESAMI ARANI et al., 2021 ; SEANGKIATYUTH et al., 2011) et CALINE4 (BENSON, 1992). Alors que le premier considère des sources ponctuelles, le second est utilisé pour des sources linéaires.

Modèles lagrangiens

Les modèles lagrangiens se basent sur la simulation d'une série de bouffées émises par différentes sources (JOHNSON, 2022). Tout comme les modèles eulériens, ils utilisent l'équation d'advection-diffusion, la différence étant que le référentiel de ces modèles n'est pas fixe comme c'est le cas pour les modèles eulériens. En effet, le référentiel suit le parcours du flux d'air et donc celui des polluants déplacés par celui-ci. En plus de suivre la trajectoire du flux d'air (l'advection), un déplacement aléatoire plus local (la diffusion) est pris en compte. (BARRATT, 2001). Dans la majorité des cas, la distribution des polluants due à la diffusion est considérée comme étant gaussienne (JOHNSON, 2022). Ces modèles sont alors appelés « modèles de dispersion de bouffées gaussiennes ».

Une autre catégorie de modèles lagrangiens majoritairement utilisée est basée sur la marche aléatoire. Ce type de modèle discrétise la bouffée de polluants en une série de particules (JOHNSON, 2022) dont chacune suit globalement le flux d'air mais subit également des variations aléatoires de trajectoire qui simulent les turbulences locales. D'autres variations aléatoires de la trajectoire simulant la diffusion moléculaire sont parfois utilisées mais cette diffusion est souvent négligeable par rapport aux autres formes de transport (ZANNETTI, 1990).

Les modèles lagrangiens sont souvent utilisés sur de grandes échelles de temps (s'étalant parfois sur plusieurs années) et d'espace (DALY & ZANNETTI, 2007), alors que les modèles gaussiens de panaches ne sont en général utilisables que jusqu'à 50 km de la source (JOHNSON, 2022). Des exemples de ces modèles appliqués au NO₂ sont GRAL (OETTL et al., 2003) et CALPUFF (AMOATEY et al., 2019 ; JITTRA et al., 2015 ; YADAV et al., 2020).

Modèles de mécanique des fluides numériques (MFN)

Les MFN (ou *Computational Fluid Dynamics* - CFD) se basent sur les équations de Navier-Stokes (JOHNSON, 2022). Ces équations à dérivées partielles non-linéaires décrivent le mouvement des fluides newtoniens dans un cas général (ARIS, 1990). Elles permettent dès lors de décrire les mouvements atmosphériques et la dispersion des polluants à une micro-échelle

(MAISON et al., 2022).

Ces modèles prennent explicitement en compte les différents reliefs (topographie, bâtiments, végétations...) et permettent de calculer à une échelle temporelle très fine la convection, les turbulences dans le flux d'air, etc. (PANTUSHEVA et al., 2022). Les MFN sont considérés comme les outils les plus précis pour modéliser la dispersion au sein d'une géométrie complexe (BLOCKEN, 2015). Cette complexité requiert cependant de grandes ressources informatiques et un temps de calcul significatif (PANTUSHEVA et al., 2022). Par ailleurs, les MFN ont une grande sensibilité aux paramètres et conditions choisis.

Au sein de ce type de modèle, plusieurs classes peuvent être définies. Ainsi, la majorité des MFN utilisés dans l'étude de la dispersion atmosphérique de polluants sont ceux qui se basent sur les équations de *Reynolds-Averaged Navier Stokes* (RANS) (BLOCKEN et al., 2013; PANTUSHEVA et al., 2022). Ces RANS sont des modèles à régime permanent. Contrairement aux modèles à régime transitoire, les flux y sont constants dans le temps. Il existe aussi des modèles à régime transitoire comme les *Large Eddy Simulation* (LES), *Unsteady RANS* (URANS) ou encore les *Detached Eddy Simulation* (DES) (BLOCKEN et al., 2013). Ces modèles permettent d'avoir des informations précises sur l'évolution temporelle du polluant et sont plus précis que les RANS pour déterminer les concentrations moyennes (DAI et al., 2018; ZHENG & YANG, 2021). L'utilisation d'un régime transitoire augmente toutefois les coûts de calcul par rapport aux MFN à régime permanent (PANTUSHEVA et al., 2022).

De nombreux MFN ont été appliqués à la dispersion de NO₂. Nous pouvons citer par exemple CBM-IV (CAO et al., 2019), APFoam (WU et al., 2021), STARCCM+ (SANCHEZ et al., 2017) et Ansys FLUENT (K. ZHANG et al., 2020).

Modèles de réseau de rues

Les modèles de réseau de rues se basent sur une représentation simplifiée de la géométrie urbaine et sur la paramétrisation des phénomènes principaux impactant le transfert de polluants en ville (SALEM et al., 2015). Cette architecture de modèle se base sur l'idée que les transferts de polluants sont principalement impactés par la structure du réseau de rues (FELLINI et al., 2019). Chaque rue est représentée à l'aide d'un modèle en boîte qui a une concentration et des propriétés homogènes (SOULHAC et al., 2011). En plus des propriétés géométriques moyennes des bâtiments, chaque segment de rue est caractérisé par une source de polluant (LI et al., 2023). Les rues sont interconnectées au niveau des intersections. Cette interconnexion se fait au moyen d'une modélisation explicite des flux d'air et de polluants (CARPENTIERI et al., 2012). Les flux

d'air sont caractérisés à partir de relations empiriques alors que les concentrations sont calculées sur base d'une balance des masses (LI et al., 2023).

Ces simplifications rendent ces modèles fiables pour des zones ayant des canopées urbaines denses où la largeur des routes est plus faible que celle des blocs de bâtiments qui les bordent. C'est le cas des centres-villes européens. Dans le cas des quartiers suburbains, les performances de ces modèles diminuent en raison de l'espacement plus grand entre les bâtiments (DI SABATINO et al., 2013 ; FALLAH-SHORSHANI et al., 2017b). Cette catégorie de modèle reste à ce jour moins utilisée que les autres (SOULHAC et al., 2017).

Cette approche du réseau de rues a été proposée par SOULHAC (2000). Ses travaux ont donné lieu à la création de SIRANE, un modèle qui combine un réseau de rues avec une modélisation de la dispersion du polluant au-dessus de la ville par des panaches gaussiens (SOULHAC et al., 2017 ; SOULHAC et al., 2011). D'autres modèles se basant sur cette approche ont été proposés. Par exemple, le *Model of Urban Network of Intersecting Canyons and Highways* (MUNICH) a été proposé par KIM et al. (2018). Contrairement à SIRANE, MUNICH ne modélise que la dispersion au sein de la canopée urbaine. Il a cependant été créé dans le but de pouvoir facilement être lié à un modèle de dispersion au-dessus de cette canopée. Par exemple, l'interaction entre MUNICH et le modèle Eulérien Polair3D a donné naissance au modèle *Street-in-Grid* (SinG) (KIM et al., 2018).

Autres types de modèles

La majorité des modèles cités plus haut utilisent une vision déterministe du phénomène de dispersion. Cependant, des modèles non déterministes ont également été créés. Bien qu'ils ne puissent pas être utilisés pour simuler et établir un lien de cause à effet entre les émissions de polluants et leurs concentrations (DALY & ZANNETTI, 2007), ces modèles sont utilisés pour prédire à court terme la qualité de l'air (FINZI & NUNNARI, 2005). Ces modèles non déterministes sont des modèles statistiques et des modèles de type *machine learning* (JOHNSON, 2022). Un modèle basé sur un réseau de neurones a par ailleurs été récemment développé pour prédire en temps réel le niveau de pollution sur une grande partie de la terre (JAUVION et al., 2020).

3. Matériel et méthodes

Cette section décrit les choix et les outils utilisés dans cette étude. Nous commençons par justifier le choix du modèle avant de présenter SIRANE en détail. Par la suite, PySiWrap est présenté. Il s'agit d'un adaptateur Python que nous avons développé dans le cadre de ce mémoire pour faciliter l'utilisation du modèle SIRANE. Le processus de validation du modèle est ensuite abordé, en incluant les sources de données utilisées, l'évaluation du modèle, et la vérification de certaines hypothèses posées. Enfin, l'analyse de scénario est traitée, en expliquant la modélisation des changements d'émission ainsi que la quantification des changements de concentrations.

3.1. Choix des modèles

Comme détaillé dans la Section 2.2, de nombreux modèles de dispersion de polluants sont actuellement utilisés dans le monde. Étant donné que ce travail se concentre sur l'étude de l'effet du trafic sur la pollution dans un environnement urbain avec de hauts bâtiments et à l'échelle d'un quartier, les modèles se basant sur les réseaux de rues semblent les plus appropriés. Ce type de modèle permet de limiter la charge de calcul tout en assurant une bonne représentativité spatiale et temporelle (DI SABATINO et al., 2013).

Pour notre étude, le modèle SIRANE (v2.2 rev155) a été choisi car il est l'un de mieux documenté en termes d'études comparatives. De plus, ses avantages et ses limitations sont bien connus. Il a effectivement fait l'objet de comparaisons avec d'autres simulations numériques (SOULHAC et al., 2009 ; SOULHAC et al., 2008), avec des expériences en soufflerie (CARPENTIERI et al., 2012 ; GARBERO, 2008 ; SALEM et al., 2015) et avec des données expérimentales (AUVERGNE-RHONE-ALPES, 2011 ; BO et al., 2020 ; FALLAH-SHORSHANI et al., 2017a, 2017b ; SOULHAC et al., 2017 ; WANG et al., 2016). En plus de ces études, des analyses de sensibilité ont également été réalisées (SOULHAC et al., 2012). Notons également que SIRANE est capable de modéliser les variations de concentrations en NO_2 suite à des changements d'émissions (COUDON et al., 2021), ce qui est essentiel dans le cadre d'une application du modèle à des fins de planification (ETC/ACM, December 2011). Par ailleurs, les caractéristiques de SIRANE en font un modèle pressenti pour assurer le monitoring de divers polluants atmosphériques (dont le NO_2) en RBC, tel que le demande la réglementation européenne. Ce

travail permet donc de préparer son implémentation au sein des services de Bruxelles Environnement qui ont la responsabilité scientifique de ce monitoring.

Dans ce travail, les émissions du trafic sont issues du couplage entre MuSti et COPERT. L'estimation du trafic routier par MuSti a été fournie par Bruxelles Mobilité. L'estimation des émissions par COPERT a été réalisée par le service « émissions » de Bruxelles Environnement et par A. Briffault, actuellement engagé sur un projet fondé par Bloomberg Philanthropies. Notons également qu'une partie préparatoire de l'adaptation des données a été assurée par A. Briffault. C'est pourquoi ces étapes ne sont que rapidement abordées dans ce travail. Ces émissions sont ensuite utilisées par SIRANE pour déterminer les concentrations de NO₂ dans l'air (figure 4).

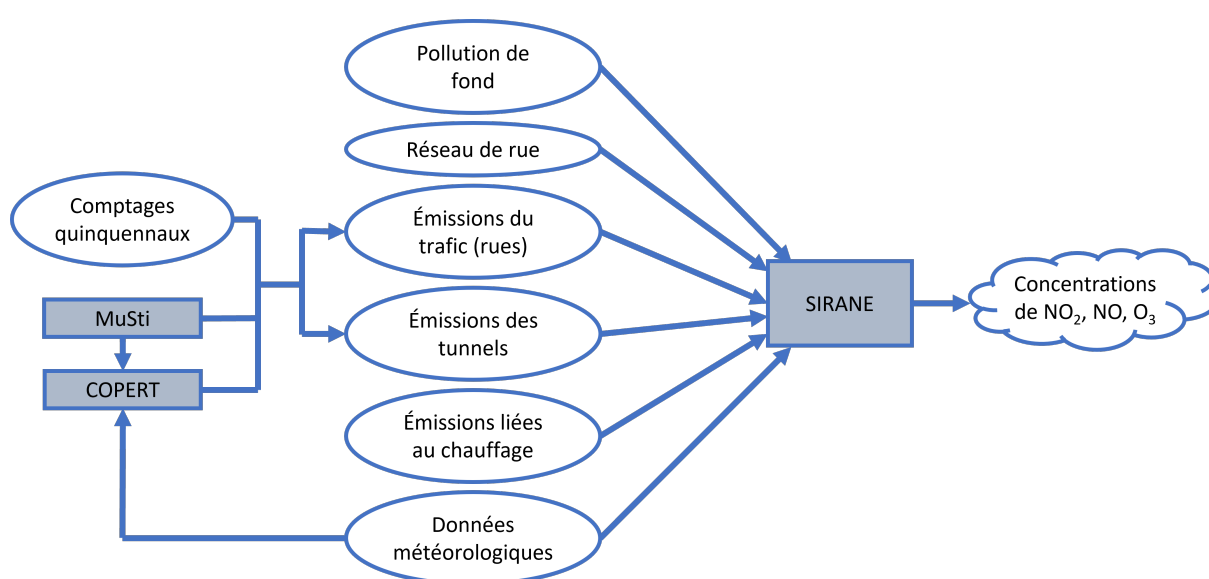


FIGURE 4 – Séquence des modèles utilisés dans le cadre de ce travail. Les modèles sont dans les rectangles et les données dans les ovales. Les liens ainsi que les sources des données sont expliqués dans la Section 3.4.1.

3.2. Présentation de SIRANE

SIRANE est un modèle de dispersion de polluants en milieu urbain. Il permet de calculer la dispersion de différents polluants (SOULHAC et al., s. d.) à l'échelle d'un quartier (d'une centaine de mètres à quelques kilomètres) depuis des sources linéaires (comme le trafic le long d'une rue) ou ponctuelles (comme les sorties de tunnel). Afin de calculer la concentration en polluants dans la zone étudiée, le modèle se base à la fois sur la dispersion des polluants dans la canopée urbaine et au-dessus des toits ainsi que sur des transformations physicochimiques de ces polluants (SOULHAC et al., 2011).

Il faut noter que SIRANE utilise une approximation quasi-stationnaire avec un pas de temps horaire (SOULHAC et al., 2011). Cela signifie que pour chaque pas de temps, la dispersion des polluants est calculée en supposant que les conditions sont constantes pour ce pas de temps.

3.2.1. Dispersion au sein de la canopée urbaine

La dispersion dans la canopée urbaine se base sur un réseau simplifié de segments de rue et d'intersections selon la logique d'un modèle de réseaux de rues (SOULHAC et al., 2011). Une différence est faite entre les rues canyons et les rues en terrain ouvert. En effet, les rues en terrain ouvert sont modélisées comme faisant partie du flux atmosphérique au-dessus des toits (figure 5), alors que les rues canyons sont considérées comme étant des cavités parallélépipédiques aux dimensions moyennes de la rue. En cas de forte variabilité de géométrie le long de la rue, celle-ci est coupée en plus petites sections plus homogènes et interconnectées par des intersections fictives. Ainsi, chaque section de rue est caractérisée par sa longueur, sa largeur, sa hauteur et son paramètre de rugosité aérodynamique lié aux bâtiments. Par ailleurs, il est supposé que la concentration en polluants est homogène dans chacune de ces sections.

SIRANE néglige donc l'influence de la topographie (SOULHAC et al., 2011). Les petits détails dans la géométrie des bâtiments sont modélisés par un coefficient unique de rugosité des murs. Ainsi, seule l'échelle du bâtiment est explicitement représentée.

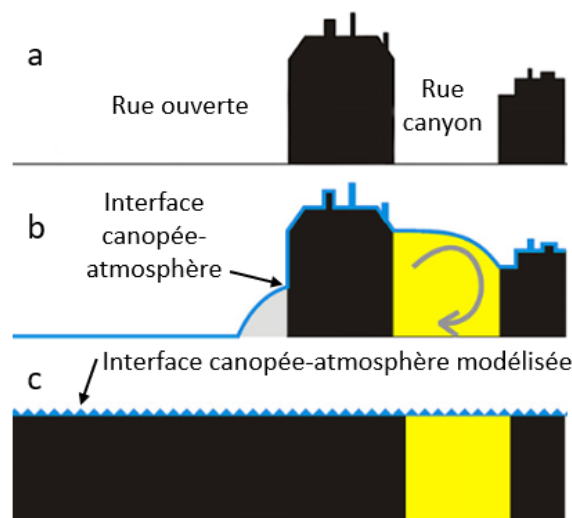


FIGURE 5 – Description de la simplification de la géométrie dans le modèle SIRANE : de la géométrie réelle (a et b) à la représentation simplifiée (c). Les régions en jaunes sont celles modélisées via le réseau de rues. Les régions en gris ne sont pas dans ce réseau. Adapté de SOULHAC et al. (2011).

Au sein du réseau de rues, SIRANE tient compte de trois mécanismes de transport (SOULHAC et al., 2011) :

- La convection le long de l'axe de la rue, qui dépend de la vitesse moyenne de l'air dans la section.
- Le transfert à l'interface canopée-atmosphère située au-dessus de la rue, qui n'est influencé que par les conditions externes et non par la géométrie de la rue canyon.
- Le transport de masse au niveau des intersections ; un flux de polluants arrivant à une intersection est partagé entre les différentes rues en fonction de l'orientation du vent.

3.2.2. Dispersion au-dessus des toits

Afin de modéliser la dispersion des polluants au-dessus des toits, le quartier est modélisé comme ayant une altitude constante. Ainsi, comme le montre la figure 5, l'interface canopée-atmosphère est considérée comme étant plane. Ceci permet au modèle de considérer un flux d'air homogène dans le plan horizontal et d'utiliser la théorie de la similitude de Monin-Obukhov pour connaître le profil de vitesse. La dispersion des polluants est alors modélisée en utilisant un modèle à panaches gaussiens où les écarts-types de ces bouffées sont calculés à partir des profils de vitesses. (SOULHAC et al., 2011).

En cas de faible vent, ces panaches ne simulent pas bien l'accumulation de polluants d'une heure à l'autre (SOULHAC et al., 2017). C'est pourquoi SIRANE utilise également un modèle de bouffées gaussiennes. Les émissions de chaque heure sont agrégées à une résolution de 1 km² et correspondent à une bouffée. Une fois la bouffée sortie du domaine, elle n'est plus considérée.

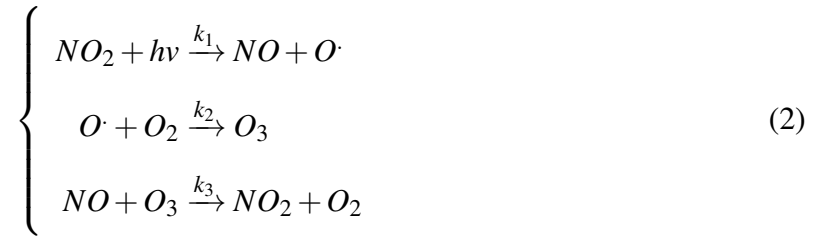
Par ailleurs, afin de réduire les calculs nécessaires, en chaque point de la grille de calcul, SIRANE simplifie les sources de polluant se situant au-delà d'une zone de modélisation d'environ 1.5 km par 1.5 km (SOULHAC et al., 2017). Celles-ci sont agrégées sous la forme d'une source de surface dont la résolution est de 300 m par 300 m.

3.2.3. Transformations physicochimiques des polluants

Étant donné que la dispersion à l'échelle du quartier a typiquement une échelle temporelle qui est de l'ordre de quelques dizaines de minutes, la majorité des transformations des polluants dans l'atmosphère est négligée (SOULHAC et al., 2011). En effet, celles-ci ont généralement lieu sur une échelle de temps plus longue. SIRANE prend seulement en compte le cycle photochimique des NO_x et de l'O₃ ainsi que les dépositions humides et sèches.

Le cycle photochimique

Le cycle photochimique peut être exprimé à l'aide de trois réactions chimiques, à savoir :



L'O₃ est de ce fait issu de la photolyse du NO₂ en présence de la lumière du soleil ($h\nu$) (SEINFELD & PANDIS, 2006, p. 209). De plus, la réaction du O₂ et du radical O[·] est très rapide en raison de la grande réactivité de ce dernier de sorte que la vitesse de réaction ne soit pas limitée par k_2 . Les autres réactions sont, elles aussi, assez rapides par rapport au temps de résidence des polluants dans la rue (LI et al., 2023 ; SEINFELD & PANDIS, 2006, p. 2011). La dispersion des polluants est donc d'abord calculée comme s'ils étaient stables photochimiquement (SOULHAC et al., 2023). Ensuite, les concentrations de NO_x et O₃ sont estimées sur base des coefficients de vitesses k_1 et k_3 . Ces deux coefficients varient en fonction d'autres variables : l'intensité du rayonnement solaire pour k_1 et la température de l'air pour k_3 .

La déposition

Deux phénomènes de déposition sont pris en compte dans SIRANE : la déposition sèche et humide. En chaque point de coordonnées (x,y), le flux de déposition sèche ($\Phi_{d,s}$) [$\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{s}$] est calculé à partir de la concentration (C) [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] et de la vitesse de déposition (v) [m/s] de chaque polluant (SEHMEL, 1984) avec

$$\Phi_{d,s}(x,y) = v.C(x,y) \quad (3)$$

Le flux de déposition humide ($\Phi_{d,h}$) dépend de C et d'un taux de lessivage (Λ_h) calculés comme suit :

$$\Phi_{d,h}(x,y) = \int_{z=0}^{+\infty} \Lambda_h.C(x,y,z) dz \quad (4)$$

$$\Lambda_h = a.Pr^b \quad (5)$$

avec Pr [m/h] la précipitation, a [h/m/s] le coefficient de lessivage et b [-] un coefficient empirique où a et b dépendent du polluant. Dans SIRANE, ils sont toutefois considérés comme identiques pour chaque polluant avec $a = 0.1$ h/m/s et $b = 1$.

Le modèle néglige la remise en suspension des différents polluants.

3.3. PySiWrap

La création de PySiWrap découle de la nécessité de simplifier et d'accélérer le processus de modélisation de SIRANE. En effet, SIRANE est un logiciel propriétaire qui fonctionne en lignes de commande et utilise des fichiers imbriqués pour les paramètres de modélisation. Les opérations de modification de paramètres et de lancement de simulation sont longues et non automatisables. De plus, les changements apportés aux paramètres ne sont pas conservés automatiquement pour une utilisation ultérieure, nécessitant une prise de notes manuelle.

PySiWrap est un adaptateur (ou *wrapper*) Python qui permet d'automatiser le changement des paramètres de modélisation et de stocker les modifications dans le même fichier que les sorties de SIRANE. PySiWrap rétablit ensuite les paramètres d'origine, de sorte que les utilisateurs puissent effectuer plusieurs modélisations consécutives avec les mêmes données non modifiées. PySiWrap permet également de générer automatiquement des graphiques pour faciliter l'analyse des résultats de modélisation. Afin de profiter au plus grand nombre, PySiWrap a été publié avec une licence *open source* (Annexe A).

3.4. Validation du modèle

La validation du modèle a été réalisée pour l'année 2018. Cette année a été choisie pour trois raisons :

- (i) cette année est exempte de l'influence du confinement lié à la pandémie du Covid-19 ;
- (ii) un modèle de trafic en heure de pointe (MuSti) sur les axes principaux a déjà été réalisé pour cette année ; et
- (iii) une campagne de comptage établissant les profils routiers a eu lieu fin 2017/début 2018.

La validation a été faite en comparant les concentrations modélisées à l'ensemble des données mesurées par le réseau de station de mesures de pollution de l'air en RBC (tableau 1). Dans SIRANE, les stations de mesures sont appelées récepteur. Notons que les moyennes horaires des mesures ont été utilisées pour la validation. Cependant, pour diverses raisons, certaines mesures ne sont pas utilisables ou n'ont pas été réalisés. C'est par exemple le cas de la station de mesures d'Ixelles où les concentrations mesurées entre début août et fin novembre ne sont pas représentatives. En effet, un tuyau amenant l'air vers l'analyseur de NO₂ s'est desserré, diminuant le flux d'air et donc la concentration estimée (BRUXELLES ENVIRONNEMENT, 2019). Ainsi, en 2018, les mesures à Ixelles couvrent 69% de l'année, principalement entre janvier et début août.

Notons que pour diminuer le temps de calcul, il est supposé que les polluants émis au-delà de 800 m d'un récepteur ont une influence faible sur les mesures. Ce faisant, les modélisations ont toutes été réalisées avec une zone de modélisation d'au moins 800 m autour des zones de chaque récepteur (figure 6). Cette hypothèse a été vérifiée à la Section 3.4.3. Notons que, dans chaque zone de modélisation, il n'y a qu'une seule station sauf pour la zone Parlement UE/Rue Belliard.

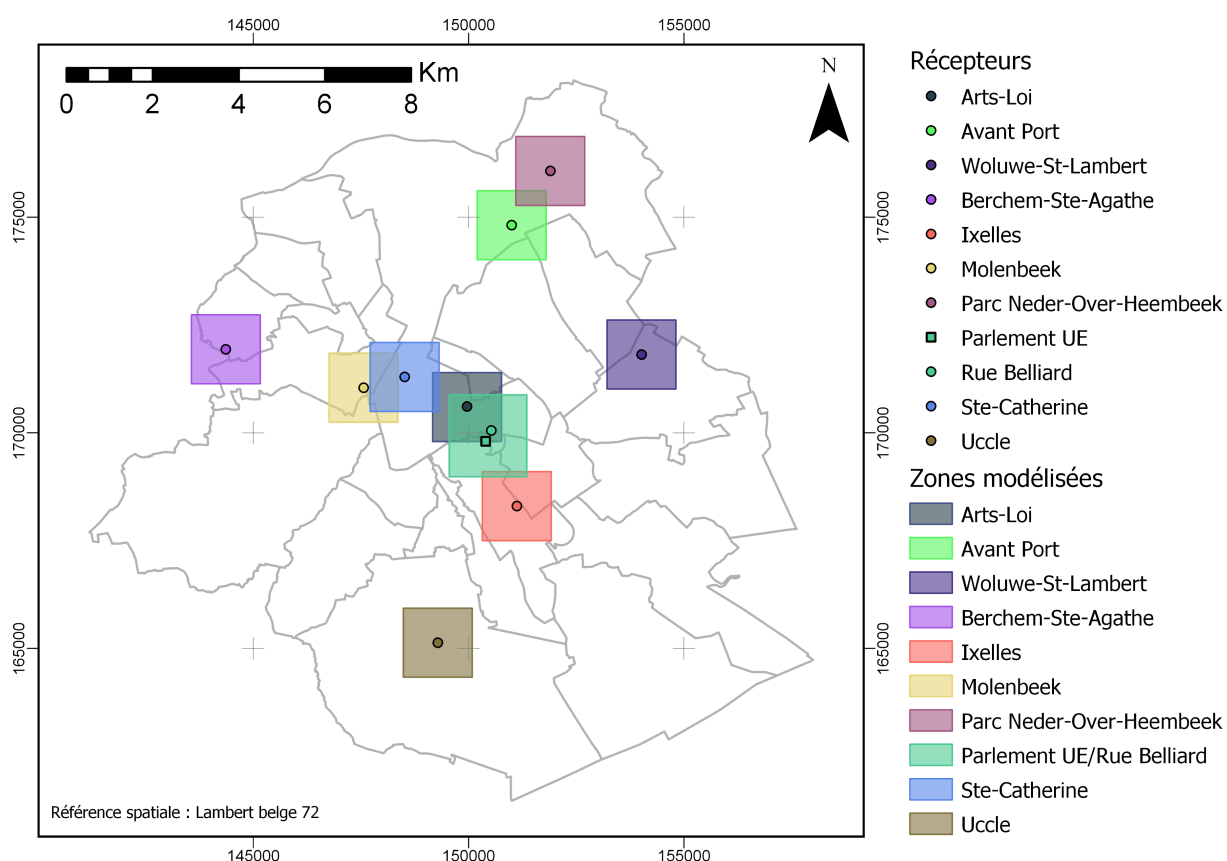


FIGURE 6 – Domaines de simulation autour des 11 stations de mesures.

3.4.1. Sources des données

Pour représenter les dynamiques en NO_2 , SIRANE utilise quatre catégories de données : la géométrie des rues et des bâtiments, la météorologie, les émissions (linéaires, de surface et ponctuelles) et la concentration de fond (SOULHAC et al., s. d.).

Les données de géométrie

Dans le cadre du projet exp'AIR visant à modéliser les concentrations en black carbon (une sous-classification des particules fines), une représentation simplifiée de la géométrie des rues

bruxelloises avait été créée. Celle-ci a néanmoins été adaptée pour la conformer aux exigences du modèle SIRANE (travail préparatoire assuré par A. Briffault). Les galeries commerçantes ont été supprimées, puisqu’il s’agit de zones couvertes ne pouvant donc pas être prises en compte dans SIRANE. Par ailleurs, les rues courbes ont été divisées en sections linéaires reliées par des intersections fictives. Enfin, des nœuds de départ et de fin ont été ajoutés à chaque tronçon de rue représentant les intersections.

En plus de ce réseau de rues, il convient de fournir à SIRANE des paramètres du quartier modélisé (appelé “site de dispersion” ci-après). Ces paramètres sont la rugosité aérodynamique (qui prend en compte le ralentissement du flux d’air dû aux bâtiments), l’épaisseur de déplacement (qui prend en compte le déplacement vers le haut de l’ensemble du flux d’air dû à la présence des bâtiments), l’albédo (la fraction du rayonnement solaire réfléchi par les surfaces), l’émissivité (qui mesure l’efficacité des surfaces à émettre du rayonnement) et le coefficient de Priestley-Taylor (qui représente l’humidité disponible pour l’évaporation). Les gammes de valeurs attendues en milieu urbain pour ces différents paramètres sont reprises dans le tableau 3.

Les valeurs retenues pour la rugosité aérodynamique (z_0) [m] et l’épaisseur de déplacement (z_d) [m] sont issues de la première approximation suggérée par GARBERO (2008), soit

$$\begin{cases} z_0 = 0.1H \\ z_d = 0.7H \end{cases} \quad (6)$$

avec H [m] la hauteur moyenne des bâtiments.

OKE (1988) suggère deux valeurs d’albédo pour les villes : 0.14 pour les centres urbains et 0.15 pour un environnement suburbain. Cependant, la végétation présente augmente l’albédo en reflétant une fraction significative du proche infrarouge (FERREIRA et al., 2011). De par la forte présence de couvert végétal en RBC (ISBA, 2023) un albédo plus élevé (0.15) a été choisi. Notons toutefois que cet effet de la végétation est saisonnier et qu’il peut être suffisamment fort pour compenser l’effet géométrique qui tend à diminuer l’albédo pendant l’été (FERREIRA et al., 2011).

Concernant l’émissivité et le coefficient de Priestley-Taylor, leurs valeurs généralement observées dans les villes varient respectivement de 0.92 à 0.96 (FERREIRA et al., 2011 ; OKE, 1988) et de 0.5 à 1 (S. R. HANNA & CHANG, 1992). Les milieux de ces intervalles ont été

retenus pour ce travail.

Pour vérifier que le choix de ces paramètres n'a qu'une faible influence sur la modélisation, une analyse d'incertitude « *One-At-a-Time* » a été réalisée dans la Section 3.4.3.

TABLEAU 3 – Paramètres de sites de dispersion pour la Région Bruxelles-Capitale (RBC) et des gammes de valeurs attendues en milieu urbain similaire.

Paramètres	Valeurs retenues pour la RBC	Gammes de valeurs attendues	Sources
Rugosité aérodynamique [m]	1.4	0.8 - 1.5	GRIMMOND et OKE, 1999
Épaisseur de déplacement [m]	10	7 - 15	GRIMMOND et OKE, 1999
Albédo [-]	0.15	0.1 - 0.27	FERREIRA et al., 2011
Émissivité [-]	0.94	0.937 - 0.961 0.92-0.95	OKE, 1988 FERREIRA et al., 2011
Coefficient de Priestley-Taylor [-]	0.75	0.5 - 1	S. R. HANNA et CHANG, 1992

Les données météorologiques

Les données utilisées dans le modèle SIRANE sont : la vitesse du vent (U) [m/s], la direction du vent (Dir) [° par rapport au nord], la température de l'air (T) [°C], les précipitations (Pr) [mm/h] et le rayonnement solaire (R_{sol}) [W/m^2]. Celles-ci ont été fournies par l'Institut Royal Météorologique (IRM) pour la station d'Uccle à un pas de temps semi-horaire. Elles ont été initialement moyennées par heure (travail préparatoire assuré par A. Briffault). Lors de l'analyse de premiers résultats, plusieurs incohérences sont apparues. Après analyse plus approfondie, diverses causes ont été mises en évidence : les mois et jours des 12 premiers jours de chaque mois y avaient été inversés, le changement d'heure n'avait pas été pris en compte et les U mesurées à 2 et 30 m du sol y n'auraient pas dû être moyennées. Les moyennes horaires ont alors été recalculées dans le cadre de ce travail directement à partir des données fournies par l'IRM. Notons que pour U , il a été choisi de ne prendre que celle mesurée à 30 m pour limiter les influences des conditions locales.

Ces mesures sont réalisées à deux mètres du sol hormis les mesures de U et Dir , réalisées à 30 m. Cependant, dans SIRANE, une seule hauteur de mesure ne peut être renseignée. Comme la vitesse du vent a un impact plus important que la température de l'air sur les concentrations en NO_x (SOULHAC et al., 2012), il a été considéré que l'ensemble des mesures ont été réalisées à 30 m du sol.

Par ailleurs, l'IRM a également fourni les paramètres aérodynamiques du site de mesure météorologique (appelé "site météo" ci-après), à savoir une épaisseur de déplacement de 15 m et une rugosité aérodynamique de 1,5 m. L'albédo, l'émissivité et le coefficient de Priestley-Taylor sont les autres paramètres de site à estimer pour le modèle SIRANE. Étant donné que les mesures sont faites sur une pelouse en périphérie de la RBC, ces trois paramètres devraient être un peu plus élevés que pour le centre. Par exemple, l'émissivité des zones rurales environnantes des villes est généralement plus élevée de 0.01 à 0.03 (OKE, 1988). Cependant, SIRANE rencontre une défaillance critique lorsque de telles valeurs sont utilisées. Malgré la concertation avec les créateurs du modèle, la source de ce dysfonctionnement n'a pu être identifiée à ce jour. Ainsi, il a été choisi de prendre des valeurs identiques au quartier modélisé. Ces valeurs ont, elles aussi, fait l'objet d'une analyse d'incertitude dans la Section 3.4.3.

Les données d'émissions linéaires

Les données d'émissions linéaires prises en compte sont les émissions liées au trafic. Dans le cadre du travail préparatoire, les émissions du trafic réparties spatialement et temporellement ont été déterminées suivant la méthodologie explicitée ci-après (travail préparatoire assuré par A. Briffault).

La première partie du calcul consiste à déterminer le trafic sur chaque rue et à chaque heure. Le flux de véhicules sur chaque rue a été déterminé à l'aide du modèle de circulation MuSti. Malheureusement, l'utilisation directe des résultats de MuSti est impossible. En effet, Bruxelles Mobilité a découpé la RBC en 1114 cellules délimitées par les axes du réseau structurant. En plus de fournir les flux sur les axes principaux, des estimations de flux sont également faites sur chaque cellule. De plus, chaque voie de circulation est modélisée pour ces axes. Dès lors, l'adaptation des données a été réalisée en trois étapes. La première étape fut d'agréger, pour chaque axe principal, les différentes voies qui le composent et d'attribuer ces flux au tronçon SIRANE correspondant. Ceci a été réalisé par recouvrement spatial entre la couche MuSti et SIRANE. La seconde étape a été d'attribuer le flux de circulation au sein des cellules MuSti aux tronçons SIRANE correspondants. Le flux au sein de chaque cellule a été distribué entre les tronçons SIRANE proportionnellement à leurs longueurs. Étant donné que MuSti est un modèle statique, la troisième étape a été de répartir les données de flux annuels en fonction de l'heure et du jour. Ceci a été fait sur base des données des comptages quinquennaux. Ceux-ci ont été effectués en fin d'année 2017 à 317 points répartis en RBC. Une fois les profils de circulation moyens établis pour les jours de la semaine, le samedi et le dimanche (et les jours fériés), les

flux annuels ont été répartis par l'application de coefficients multiplicateurs horaires ($m_{h,j}$ [-])

La deuxième partie du calcul consiste à calculer les émissions en tant que telles. Celles-ci ont été estimées à l'aide de COPERT 5.4. Ce logiciel permet de déterminer les émissions annuelles à partir de la composition du parc automobile, de la vitesse moyenne, de la durée moyenne d'un trajet et de la quantité de km parcourus en RBC (AGENCY, 2021). COPERT utilise également les températures minimales et maximales de chaque mois pour fournir l'estimation d'émission linéaire annuelle totale en RBC pour les NO_x . Un facteur d'émission moyen (FE_{RBC} [kg/(véh.m)]) pour la RBC a donc été déterminé avec

$$FE_{RBC,i} = \frac{E_{RBC,i}}{D_{RBC}} \quad (7)$$

où $FE_{RBC,i}$ [kg/m] est le facteur d'émission moyen en RBC du polluant i , $E_{RBC,i}$ [kg] les émissions linéaires annuelles en RBC en polluant i et D_{RBC} [m] la distance annuelle totale parcourue en RBC par les véhicules motorisés.

Pour simuler des variations d'émissions mensuelles, 12 modélisations COPERT ont été réalisées. Pour chacune, les extrêmes de température d'un seul mois ont été utilisés. Il a donc été possible d'estimer un coefficient multiplicateur mensuel ($m_{m,i}$).

Les émissions horaires de chaque rue peuvent donc être exprimées avec

$$E_{r,i}(t) = Q_{veh,r} \cdot L_r \cdot FE_{RBC,i} \cdot m_{m,i} \cdot m_{h,j}(t) \quad (8)$$

où $E_{r,i}(t)$ [kg/h] est l'émission linéaire de la rue r en polluant i à un temps t , $Q_{veh,r}$ [véh/s] est le flux de véhicule moyen annuel dans la rue r , L_r [m] est la longueur totale de la rue r , $m_{m,i}$ [-] le coefficient de modulation des émissions relatif au mois m et au polluant i et $m_{h,j}$ [-] est le coefficient de modulation du flux de trafic horaire qui varie en fonction du type de jour j et de l'heure h .

Dans le cadre de ce mémoire, lors de l'analyse de résultats intermédiaires, il est apparu que les émissions de trafic issues de ce calcul préalable n'étaient pas exploitables en l'état. Une erreur dans les moyennes donnait lieu à des incohérences (par exemple, pendant les week-ends, il y a un trafic plus grand entre minuit et 5 h du matin que durant la journée, voir figure 7) et la répartition temporelle des émissions a donc été retravaillée.

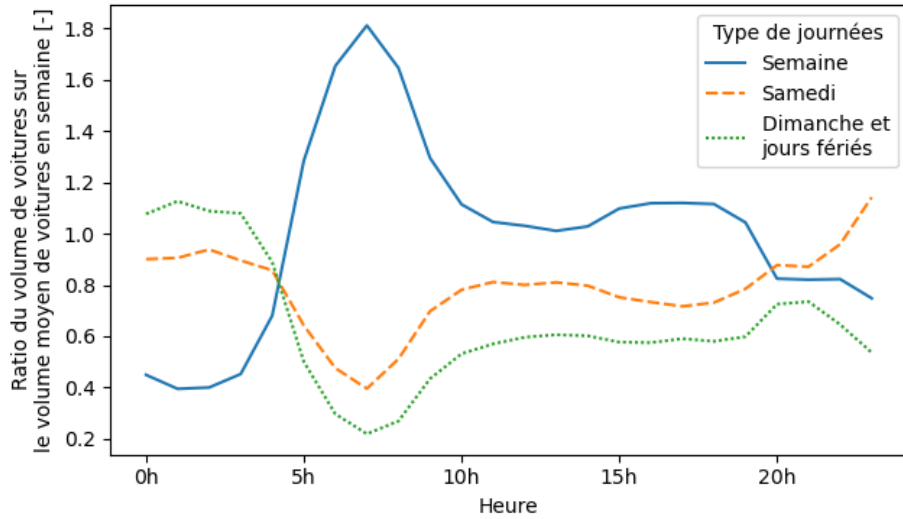


FIGURE 7 – Profils de circulation dans la Région Bruxelles-Capitale réalisés en 2017. Les volumes de voitures sont divisés par la moyenne des jours de semaine.

Les nouvelles émissions linéaires ($En_{r,i}(t)$) sont donc calculées selon

$$En_{r,i}(t) = \frac{m_{N,m,i}(t)}{\sum_{m=0}^{12} m_{N,m,i}} \cdot \frac{m_{N,h,j}(t)}{\sum_{k=0}^{365 \cdot 24} m_{N,h,j}(k)} \cdot \sum_{k=0}^{365 \cdot 24} E_{r,i}(k) \quad (9)$$

avec $m_{N,h,j}(t)$ [nombre de voiture par heure] la nouvelle modulation relative à l'heure h et au type de jour j du temps t . Cette modulation (figure 8) a été calculée à partir de

$$m_{N,h,j}(t) = \sum_{p=0}^{317} v_{h,j}(p) \quad (10)$$

où $v_{h,j}(p)$ [nombre de voiture par heure] est le volume de voitures mesurés lors des comptages quinquennaux au point de comptage p . Contrairement au travail préparatoire, la modulation du trafic des jours fériés a été assimilée à celle des dimanches. Le nouveau coefficient mensuel de modulation des émissions $m_{N,m,i}$ a été déterminé à partir des $E_{r,i}(t)$. Il correspond aux émissions moyennes par mois durant les jours de semaine de sorte que les variations mensuelles soient identiques à celles calculées lors du travail préparatoire.

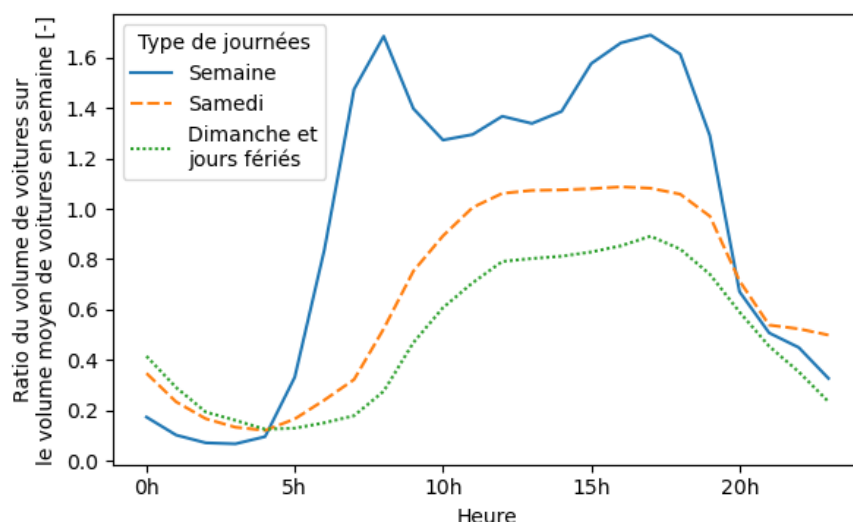


FIGURE 8 – Profils recalculé de circulation dans la Région Bruxelles-Capitale réalisés en 2017. Les volumes de voitures sont divisés par la moyenne des jours de semaine.

Les données d'émissions de surface

La figure 9 présente la part des émissions de NO_x hors trafic routier estimé dans le cadre de la convention sur la pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance (CPATLD) (BRUXELLES ENVIRONNEMENT, 2022b). Les émissions de combustion des zones résidentielles et du secteur tertiaire représentent 66% des émissions autres que le trafic routier. Il a été considéré que toutes les émissions, hors transport routier, étaient des émissions de surface résultant des émissions des bâtiments liées principalement au chauffage. Pour estimer ces émissions à l'échelle horaire et du quartier, deux données principales ont été utilisées : la surface de bâti dans un secteur donné pour répartir spatialement ces émissions et le calcul des degrés-jours équivalents (DJ_{eq}) pour faire varier ces émissions dans le temps.

À partir des données du cadastre en RBC, la proportion du bâti a été estimée à une résolution de 250 m (travail préparatoire assuré par A. Briffault). Il est supposé que les émissions sont uniquement proportionnelles à la surface bâtie au sol dans chaque cellule. La répartition des modes de chauffage est considérée comme étant homogène en RBC. Dans ce travail préparatoire, les émissions de surface avaient déjà été déterminés à partir des émissions annuelles estimées dans le cadre de la CPATLD. Cependant, une fois réagréguées par an sur toute la RBC, les émissions totales annuelles étaient environ 24 fois trop faibles par rapport à celles attendues. De plus, tout comme les paramètres météo, les jours et les mois des 12 premiers jours de chaque mois ont été inversés. Dès lors, seule la répartition spatiale a été reprise pour la suite de l'analyse

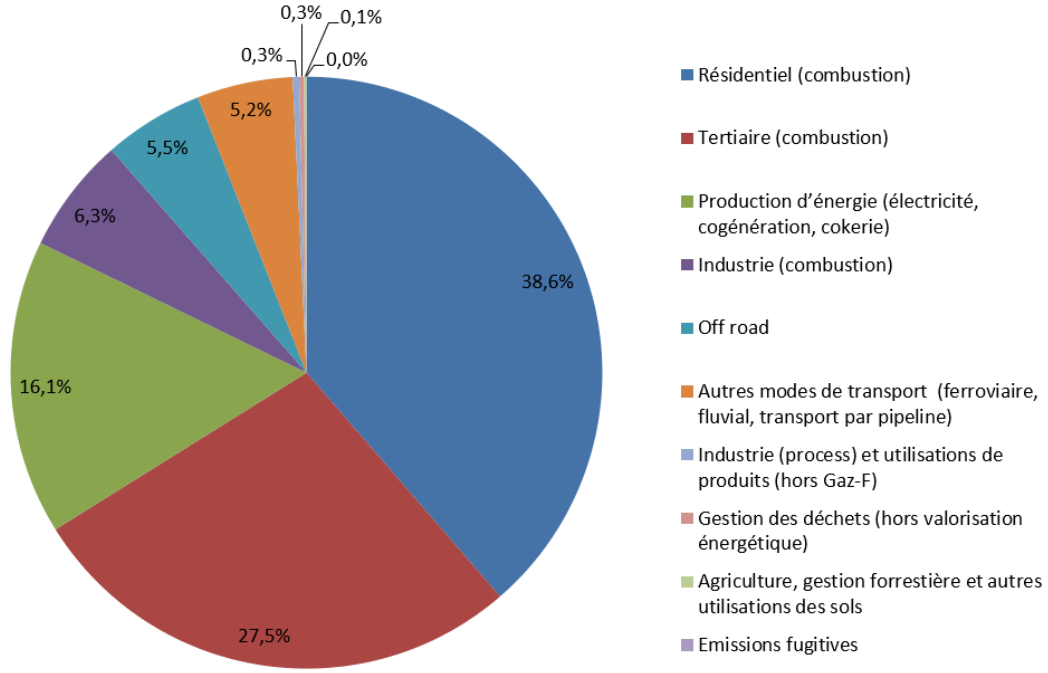


FIGURE 9 – Part des émissions de NO_x en Région Bruxelles-Capitale hors trafic routier en 2018. Données de BRUXELLES ENVIRONNEMENT (2022b).

et une méthode équivalente de calcul de la répartition temporelle a été utilisée. Elle est décrite dans les paragraphes suivants.

Les DJ_{eq} ont été utilisés pour déterminer la quantité d'énergie consommée par un bâtiment sur une période de chauffage donnée en fonction de la différence de température entre l'intérieur et l'extérieur de l'habitation. Les données de température ont été intégrées sur trois jours pour tenir compte de l'inertie thermique du bâtiment (SPW ENERGIE, 2021) avec

$$DJ_{eq}(j) = 0.6DJ(j) + 0.3DJ(j-1) + 0.1DJ(j-2) \quad (11)$$

où $DJ(j)$ un degré-jour est défini selon

$$DJ(j) = \begin{cases} 0 & \text{si } T_e(j) \geq T_i - 3 \\ T_i - 3 - T_e(j) & \text{si } T_e(j) < T_i - 3 \end{cases} \quad (12)$$

avec $T_e(j)$ [°C] la température moyenne extérieure de la journée j et T_i [°C] est définie comme étant la température moyenne de confort sur 24 heures et sur l'ensemble du bâtiment en

Belgique. Cette température est de 18°C, à laquelle sont soustraits 3°C, qui représentent la moyenne de la chaleur apportée par le soleil et les gains internes tels que les lampes, les ordinateurs et les personnes (SPW ENERGIE, 2021).

Les émissions dues au chauffage ont été considérées comme étant proportionnelles au nombre de degrés-jours équivalents (DJ_{eq} [°C]). Les émissions de NO_x sur chaque cellule de la grille à chaque heure sont données par

$$E_{NO_2,s}(i, h) = E_{s_{tot}} \frac{s_{b_i}}{s_{b_{tot}}} \frac{DJ_{eq}(h)}{DJ_{eq_{tot}}} k \quad (13)$$

$$E_{NO,s}(i, h) = E_{s_{tot}} \frac{s_{b_i}}{s_{b_{tot}}} \frac{DJ_{eq}(h)}{DJ_{eq_{tot}}} (1 - k) \quad (14)$$

avec $E_{NO,s}(i, h)$ [g NO_2 équivalent/s] les émissions horaires de surface dans la cellule i au temps h , $E_{s_{tot}}$ [kt NO_2 équivalent/an] les émissions annuelles de surface totale en RBC, s_{b_i} [m²] la surface de bâtiment dans la cellule i , $s_{b_{tot}}$ [m²] la surface de bâtiment total en RBC, $DJ_{eq_{tot}}$ [°C] la somme des DJ_{eq} pour toute l'année et k [-] la part des NO_2 dans les NO_x des gaz d'échappement. Dans la plupart des appareils de chauffage réalisant la combustion de combustibles fossiles, les émissions de NO_x mesurées dans les gaz d'échappement contiennent plus de 90% de NO (KRASZKIEWICZ et al., 2022). Dans ce travail, il a été considéré que $k = 5\%$.

Les données d'émissions ponctuelles

En RBC, deux types d'émissions ponctuelles sont présents : les émissions de l'incinérateur de Bruxelles Énergie et les émissions à la sortie des tunnels.

Les émissions de l'incinérateur n'ont pas été prises en compte dans ce travail à cause de l'absence de données. Cependant, cette hypothèse est également soutenue par le fait que l'incinérateur se situe au nord-est de la RBC et donc en aval des vents la majorité du temps (figure 10). De plus, la cheminée est située largement au-dessus de la canopée urbaine environnante. Par temps calme, le flux d'émission est dirigé vers le haut avant de se disperser ; par temps venteux, le panache est déjà bien dilué lorsqu'il atteint la canopée urbaine (com.pers. Olivier BRASSEUR).

Concernant les émissions de sorties de tunnels, celles-ci ont été déduites en utilisant la même technique que pour les sources linéaires (travail préparatoire assuré par A. Briffault). Une fois les émissions au sein de chaque tunnel estimées, ces émissions ont été réparties entre les différentes sorties proportionnellement au nombre de bandes de circulation. Des hypothèses sont

alors faites :

- l'air au sein des tunnels est renouvelé dans un laps de temps court (inférieur à une heure) ;
- les dépôts des polluants dans les tunnels sont négligeables ; et
- l'orientation et la vitesse du trafic n'ont pas d'impact sur le flux d'air sortant du tunnel.

Les données de concentrations de fond

La pollution de fond correspond au niveau ambiant de pollution qui n'est pas affecté par les sources locales de pollution. Son estimation est un problème majeur dans le cadre de la modélisation des polluants en milieu urbain (TCHEPEL et al., 2010). Deux méthodes d'estimation sont généralement utilisées (SOULHAC et al., 2017) : l'utilisation de données mesurées par une station de mesures en bordure du domaine étudié et loin des axes routiers, ou l'utilisation d'un modèle de dispersion à une échelle régionale. Dans cette étude, la première approche a été privilégiée. Ainsi, la station de mesures d'Uccle a été choisie, car elle se situe dans un parc trop éloigné de la circulation que pour être influencée par les sources locales de polluants. Par ailleurs, elle se situe au sud du centre de l'agglomération, majoritairement en amont du vent par rapport à la RBC (figure 10). L'hypothèse selon laquelle les mesures de concentration de cette station sont indépendantes du trafic est discuté dans la Section 5.1.2.

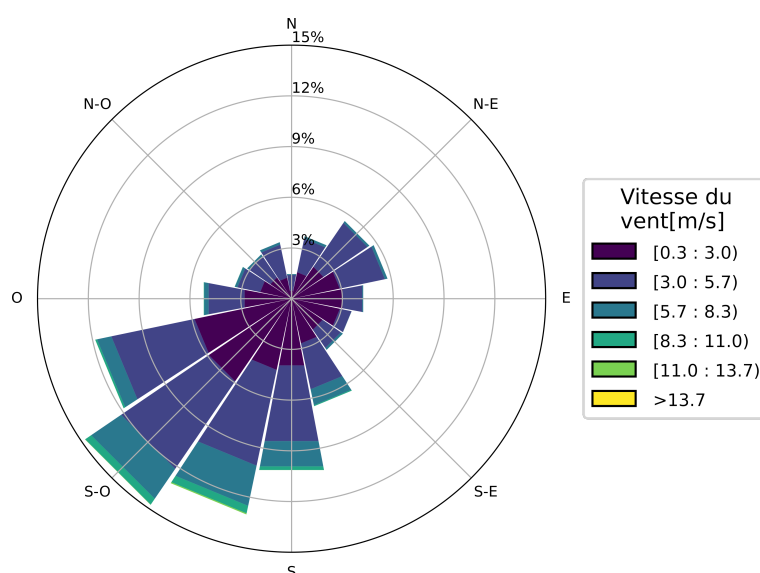


FIGURE 10 – Rose des vents annuelle moyenne à 30 m du sol pour la station d'Uccle de 2010 à 2021.

Notons que 8% des données de concentration en NO_x et O_3 sont manquantes pour l'année 2018. En cas de données manquantes, SIRANE considère que la pollution de fond est nulle

pour cette heure-là, sous-estimant les concentrations ambiantes en polluant. Il a donc été choisi de ne pas prendre en compte les concentrations modélisées aux heures dont au moins un des trois polluants (NO_2 , NO ou O_3) n'a pas correctement été enregistré pour la station d'Uccle.

3.4.2. Évaluation du modèle

Afin de déterminer si un modèle de qualité de l'air est valide, la méthodologie de J. C. CHANG et HANNA (2004) est couramment utilisée (S. R. HANNA & CHANG, 2011 ; PANTUSHEVA et al., 2022) et a donc été choisie dans le cadre ce travail. La première étape consiste en une analyse graphique (où qualitative) des données. La seconde est une évaluation quantitative se basant sur des indicateurs statistiques.

Analyse graphique

L'analyse graphique consiste en la production de différents graphiques (J. C. CHANG & HANNA, 2004) :

- prédictions et observations en fonction du temps ;
- nuage de points des prédictions en fonction des observations ;
- quantile-quantile des prédictions en fonction des observations ;
- résidus en fonction de variables indépendantes ;

Étant donné le grand nombre d'observations, les graphiques des résidus ont été réalisés en utilisant des boîtes à moustache, toujours suivant les recommandations de J. C. CHANG et HANNA (2004).

Analyse statistique

L'analyse statistique se base sur six indicateurs statistiques : le biais fractionnel (FB), le biais moyen géométrique (MG), l'erreur quadratique moyenne normalisée (NMSE), la variance géométrique (VG), le coefficient de corrélation (R), la fraction des prédictions dans un facteur de deux des observations (FAC2) et la différence absolue normalisée (NAD). L'utilisation de MG et VG à la place des FB et NMSE est recommandée dans les cas où les concentrations observées varient de plusieurs ordres de grandeur, mais ces indicateurs sont plus sensibles aux valeurs proches de zéro (J. C. CHANG & HANNA, 2004). Comme les concentrations mesurées de NO_2 en RBC varient de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ à $190 \mu\text{g}/\text{m}^3$, les indicateurs MG et VG n'ont pas été utilisés.

Les indicateurs retenus sont calculés sur base des formules suivantes

$$FB = \frac{(\overline{C_o} - \overline{C_p})}{0,5(\overline{C_o} + \overline{C_p})} \quad (15)$$

$$NMSE = \frac{\overline{(C_o - C_p)^2}}{\overline{C_o} \overline{C_p}} \quad (16)$$

$$R = \frac{\overline{(C_o - \overline{C_o})(C_p - \overline{C_p})}}{\sigma_{C_o} \sigma_{C_p}} \quad (17)$$

$$FAC2 = \text{fraction des données qui satisfont : } 0.5 \leq \frac{C_p}{C_o} \leq 2.0 \quad (18)$$

$$NAD = \frac{\overline{|C_o - C_p|}}{\overline{C_o} + \overline{C_p}} \quad (19)$$

avec C_p [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] les données prédites, C_o [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] les données observées, $\overline{C}$ la moyenne des données et σ_C [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] l'écart-type des données. Un modèle parfait aurait $R = FAC2 = 1$ et $FB = NMSE = NAD = 0$. Notons également que FB est un indicateur des erreurs systématiques du modèle alors que le $NMSE$ est un indicateur à la fois des erreurs systématiques et aléatoires (J. C. CHANG & HANNA, 2005).

Initialement, les critères d'acceptation pour un « bon » modèle de J. C. CHANG et HANNA (2004) étaient prévus pour les milieux ruraux. Ceux-ci ont été étendus pour les modèles de dispersion en milieux urbains en diminuant les exigences (S. HANNA & CHANG, 2012). Afin que le modèle soit considéré comme acceptable, 50% de ces critères (tableau 4) doivent être respectés pour au moins la moitié des stations de mesures.

TABLEAU 4 – Critères d'acceptation des modèles de dispersion en milieu rural et urbain. Ces critères sont basés sur le biais fractionnel (FB), l'erreur quadratique moyenne normalisée ($NMSE$), la fraction des prédictions dans un facteur de deux des observations ($FAC2$) et la différence absolue normalisée (NAD). Adapté de S. HANNA et CHANG (2012).

Indicateur	Rural	Urbain
$ FB $	$\lesssim 0.3$	$\lesssim 0.67$
$NMSE$	$\lesssim 3$	$\lesssim 6$
$FAC2$	$\gtrsim 0.5$	$\gtrsim 0.3$
NAD	$\lesssim 0.3$	$\lesssim 0.5$

Ces critères d'acceptation ne prennent cependant pas en compte l'incertitude des mesures (THUNIS et al., 2012). C'est pourquoi les *modelling quality objectives* (MQO) ont été proposés dans le cadre de FAIRMOD (*Forum for Air Quality Modelling in Europe*). Ces objectifs concernent pour le moment uniquement les polluants et les échelles temporelles qui sont pertinents pour la directive européenne 2018/50/CE (JANSSEN & THUNIS, 2022). Dans le cadre de ce travail, seuls les NO₂ et O₃ sont donc concernés. Le MQO se base sur le *modelling quality indicator* (MQI). Pour chaque station de mesure, celui-ci est calculé pour une série temporelle avec

$$MQI = \frac{\sqrt{\sum_{i=1}^N (C_{o,i} - C_{p,i})^2 / N}}{2\sqrt{\sum_{i=1}^N U(C_{o,i})^2}} \quad (20)$$

où $U(C_{o,i})$ [µg/m³] est l'incertitude de mesures. Notons que pour le NO₂, les données sont les moyennes horaires alors que pour l'O₃, les données sont exprimées en maximum journalier des moyennes glissantes sur huit heures. Pour les moyennes annuelles, le *modelling quality indicator of yearly average* (MQI_y) est calculé avec

$$MQI_y = \frac{|\overline{C_o} - \overline{C_p}|}{2U_y(\overline{C_o})} \quad (21)$$

où $U_y(\overline{C_o})$ est l'incertitude de mesure pour la valeur moyenne annuelle.

Les incertitudes de mesure sont estimées avec

$$U(C_{o,i}) = U_r(RV) \sqrt{(1 - \alpha^2)C_{o,i}^2 + \alpha^2 RV^2} \quad (22)$$

$$U_y(\overline{C_o}) = U_r(RV) \sqrt{\frac{(1 - \alpha^2)}{N_p} \overline{C_o}^2 + \frac{\alpha^2}{N_{np}} RV^2} \quad (23)$$

où $U_r(RV)$ [µg/m³] est l'incertitude relative à une valeur de référence (RV), α [-] la fraction de l'incertitude indépendante de C_o et N_p [-] et N_{np} [-] deux coefficients tenant compte de la compensation des erreurs dues au bruit aléatoire et d'autres facteurs tels que la calibration périodique des instruments. Ces paramètres sont repris dans le tableau 5.

TABLEAU 5 – Liste des paramètres utilisés dans le calcul d'incertitude.

	$U_r(RV)$ [-]	RV [µg/m ³]	α [-]	N_p [-]	N_{np} [-]
NO ₂	0.24	200	0.2	5.2	5.5
O ₃	0.18	120	0.79	11	3

Les MQO sont satisfaits lorsque 90% des stations ont un MQI inférieur à un (JANSSEN & THUNIS, 2022). Ceci s'implémente en classant par ordre croissant les MQI de chaque station et en calculant le 90^e centile (MQI_{90^e}) avec

$$MQI_{90^e} = MQI(S90) + [MQI(S90 + 1) - MQI(S90)].dist \quad (24)$$

où $S90 = \text{entier}(0.9N)$, $dist = 0.9N - \text{entier}(0.9N)$ et N le nombre de stations de mesures. Notons également que pour une utilisation des données horaires/journalières, le MQO annuel doit être aussi respecté.

3.4.3. Vérification des hypothèses

Cette section s'intéresse plus particulièrement à deux hypothèses posées lors de la paramétrisation de SIRANE. La première stipule qu'une modélisation sur une zone plus réduite n'entraîne pas d'effets de bord significativement important pour justifier une modélisation sur l'ensemble de la RBC. La seconde est que la rugosité aérodynamique, l'épaisseur de déplacement, l'albédo, l'émissivité et le coefficient de Priestley-Taylor n'ont qu'une faible influence sur les concentrations en NO_2 modélisée. Pour vérifier celle-ci, une analyse de l'incertitude de SIRANE est réalisée pour ces cinq paramètres.

Effets de bord

Pour minimiser le temps de calcul, les simulations ne sont faites que sur une partie de la RBC. Cette démarche repose sur l'hypothèse que les résultats obtenus à partir de simulations sur une zone plus restreinte demeurent représentatifs pour le centre du périmètre. Pour estimer la taille minimale permettant de garantir la fiabilité des résultats, une série de simulations autour de la station d'Ixelles a été faite. Chacune de ces simulations a été réalisée avec une taille de zone de modélisation allant de 50 m à 1,6 km autour du récepteur (figure 11). Cette série de simulations a été réalisée pour deux semaines différentes, l'une en situation de grand vent (du 13/05/2018 au 19/05/2018 : vitesse moyenne du vent de 3.4 m/s à Uccle) et l'autre avec un vent plus faible (du 23/05/2018 au 29/05/2018 : vitesse moyenne du vent de 2.3 m/s à Uccle). Pour chaque simulation, les concentrations en NO_2 ont été étudiées à la station d'Ixelles, situé dans une rue canyon, et au-dessus de celle-ci, hors de la rue canyon. L'objectif est de déterminer l'effet de bordure dans un canyon urbain et hors de ceux-ci.

Par ailleurs, une vérification sur l'ensemble des stations de mesures a été faite. Celle-ci

compare les modélisations faites sur l'ensemble de la RBC avec les modélisations faites avec une zone de 800 m (figure 6). Cette comparaison se limite, elle aussi, aux deux semaines choisies précédemment.

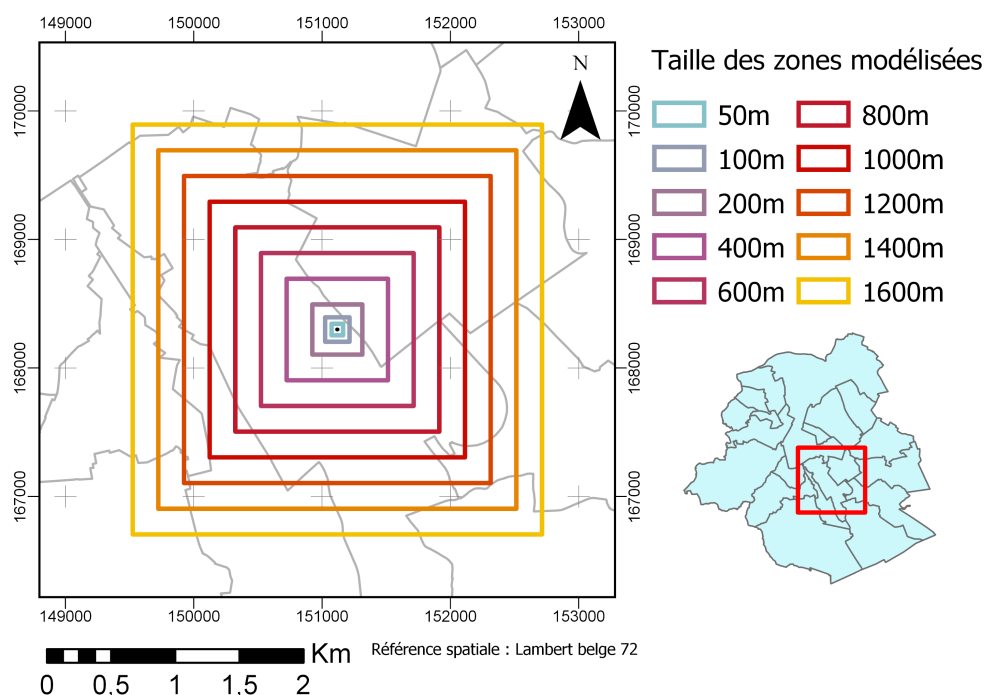


FIGURE 11 – Étendue des domaines de simulation autour de la station d'Ixelles représentée par un point noir.

Incertitude du modèle

Lors de ce travail, les valeurs de cinq paramètres du modèle ont été choisis arbitrairement : rugosité aérodynamique ; épaisseur de déplacement ; albédo ; émissivité et coefficient de Priestley-Taylor. Les deux premiers paramètres sont ceux du site de dispersion alors que les trois derniers sont identiques pour les sites de dispersion et météo. Afin de quantifier l'erreur possible résultant de ces choix, une analyse de l'incertitude « *One-At-a-Time* » sur les quantiles 0.05, 0.5 et 0.95 des concentrations en NO_2 a été réalisée.

Chacun des paramètres a été changé en gardant les autres constants. Pour chaque paramètre, deux modélisations ont été faites : l'une avec le minimum et l'autre avec le maximum de la gamme de valeurs attendues pour une ville (tableau 3). L'effet du changement de ces paramètres a été quantifié par rapport aux concentrations en NO_2 à la station de mesures d'Ixelles et au-dessus de celle-ci, hors de la rue canyon. Le point au-dessus de la rue canyon a été utilisé pour observer l'incertitude dans les zones ouvertes. Ces deux récepteurs sont les mêmes que ceux utilisés pour étudier les effets de bords.

3.5. Analyse de scénario

Une fois le modèle validé pour la RBC, une étude de scénario a été réalisée. Celle-ci se concentre sur la mise en place d'une rue à sens unique dans le quartier des Azalées en 2022 (figure 12). Cette modification fait suite à la mise en œuvre d'autres aménagements en 2020-2021 dans le cadre du plan Good Move. Il convient de noter que ces changements ont été mis en place sans qu'une évaluation préalable du trafic ait été effectuée.

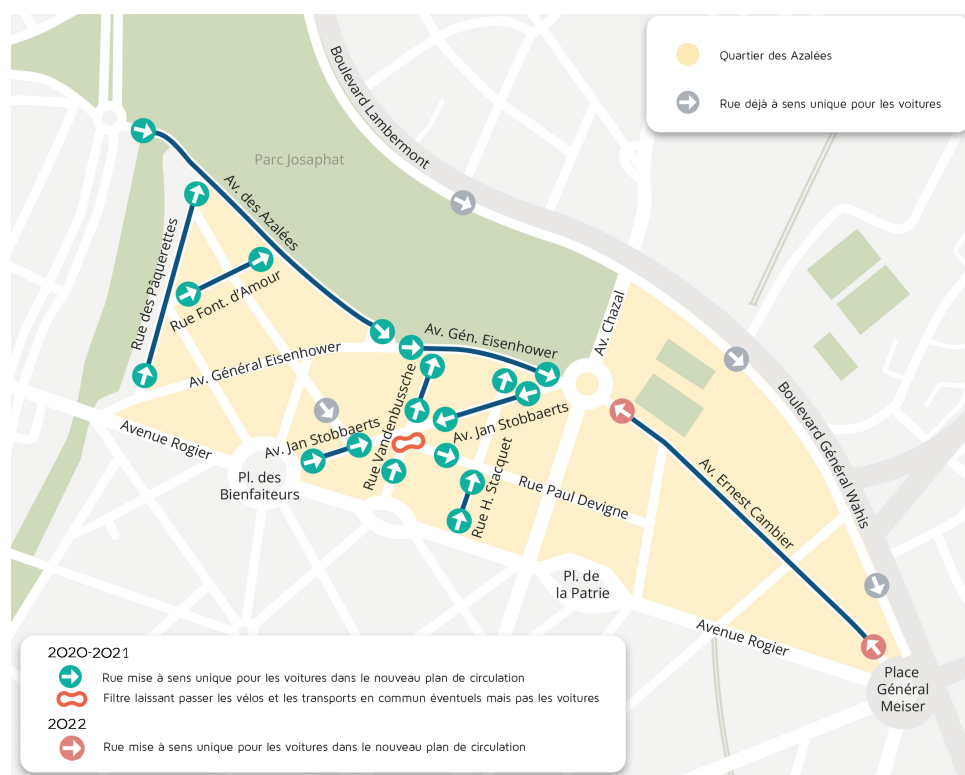


FIGURE 12 – Plan des changements de circulation dans la maille des Azalées réalisés en 2020-2021 et 2022 dans le cadre du projet Good Move. Adapté de COMMUNE DE SCHAERBEEK (2021).

3.5.1. Quantification des changements de concentration

Afin de déterminer l'impact de ce changement de circulation sur les concentrations en NO_2 , deux modélisations ont été effectuées. Elles ont porté sur l'ensemble de l'année 2018 et ont différé uniquement par les émissions linéaires produites dans le quartier des Azalées. La première modélisation correspond à la situation avant l'aménagement de la rue à sens unique tandis que la seconde modélisation représente la situation postérieure à l'aménagement.

3.5.2. Modélisation des changements d'émission

Deux campagnes de mesure du trafic ont été utilisées pour modéliser les changements d'émission de NO_x dans le quartier. La première a été effectuée par le bureau d'étude Géo Mobility à deux intersections, l'une située au niveau du rond-point Chazal et l'autre entre l'avenue Chazal et l'avenue Rogier (figure 13). Ces mesures ont été réalisées le mardi et le jeudi (jours les plus représentatifs de la semaine) avant la mise en place (les 19 et 21 avril 2022) et après la mise en place (les 22 et 24 novembre 2022) de la rue à sens unique. Les flux vidéos ont été analysés manuellement pour compter le nombre de véhicules par quart d'heure à chaque intersection. Le comptage n'a toutefois pas été effectué pour l'avenue Chazal et la rue François Bossaert à l'intersection sud.

La seconde campagne de mesure, effectuée conjointement par A. Briffault et moi-même, a eu lieu le jeudi 16 mars 2023 dans l'après-midi sur quatre autres intersections (figure 13). Ce moment a été choisi pour pouvoir mesurer le plus d'intersections en une fois. Le jeudi est un jour représentatif du trafic durant la semaine et l'heure de pointe de l'après-midi est plus étalée que le matin (figure 8). À chaque intersection, le nombre de véhicules passant par chaque section de rue a été compté manuellement pendant une heure. Ces données, collectées lors de cette campagne, sont reprises dans l'Annexe B.

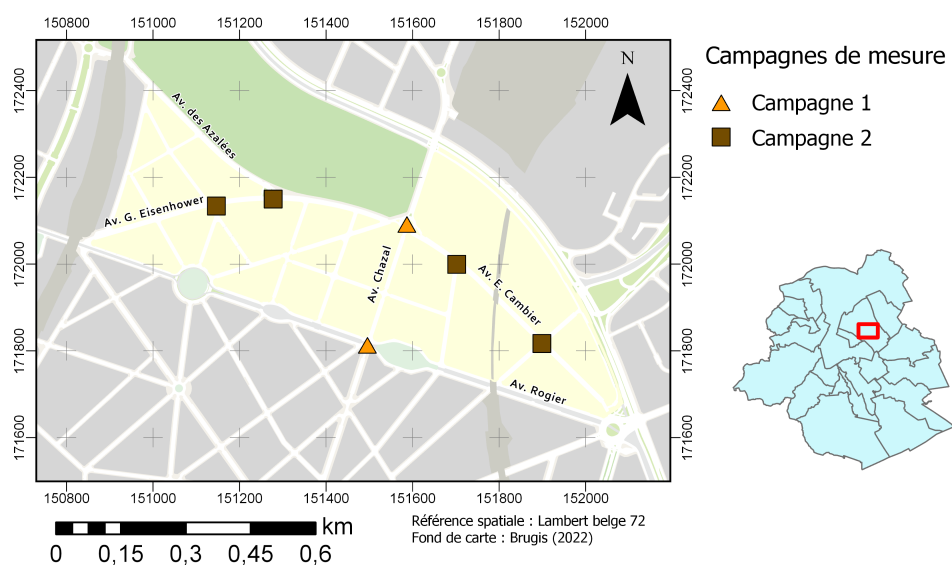


FIGURE 13 – Localisation des points de comptage des deux campagnes de mesure. Fond de carte issue de BRUGIS (2022).

Réattribution des émissions

Étant donné les nombreux changements de circulation qu'il y a eu entre 2018 et 2022 (date des campagnes de mesure), il est attendu que la répartition spatiale du trafic routier (et des émissions) ait fortement changé au sein du quartier. De plus, des anomalies dans la répartition des émissions du trafic routier sont observables. Par exemple, dans une section de l'avenue E. Cambier, les émissions par unité de longueur varient (proportionnellement au flux de véhicules) d'un facteur 92 dans une section de rue sans qu'aucune intersection avec une autre rue ne soit présente (figure 14a). Cependant, il est peu plausible que le flux de véhicules diminue aussi considérablement dans ce cas. Ces incohérences sont probablement apparues lors de l'attribution des flux de trafic routier du réseau MuSti vers le réseau de rues fourni à SIRANE. N'ayant malheureusement jamais eu accès aux données modélisées par MuSti, il nous est impossible de vérifier si l'erreur provient bien de cette étape.

Pour résoudre ces deux problèmes, les émissions au sein du quartier ont été réattribuées proportionnellement à la longueur de chaque segment de rue et au flux mesuré après la mise en place de la voie à sens unique. Il a été supposé que la répartition du trafic entre les rues aux intersections mesurées lors des campagnes de mesure est représentative de la répartition de tous les jours. Ainsi, les émissions ont été réparties avec

$$E_r = Q_{veh,r} L_r \frac{E_{total}}{\sum_i Q_{veh,i} L_i} \quad (25)$$

où E_{total} [kg/s] est la somme des émissions des rues du quartier; $Q_{veh,i}$ [véh/s] est le flux de voitures dans la rue i après la mise en place du sens unique et L_i [m] est la longueur de la rue i . Cette répartition est reprise dans la figure 14b.

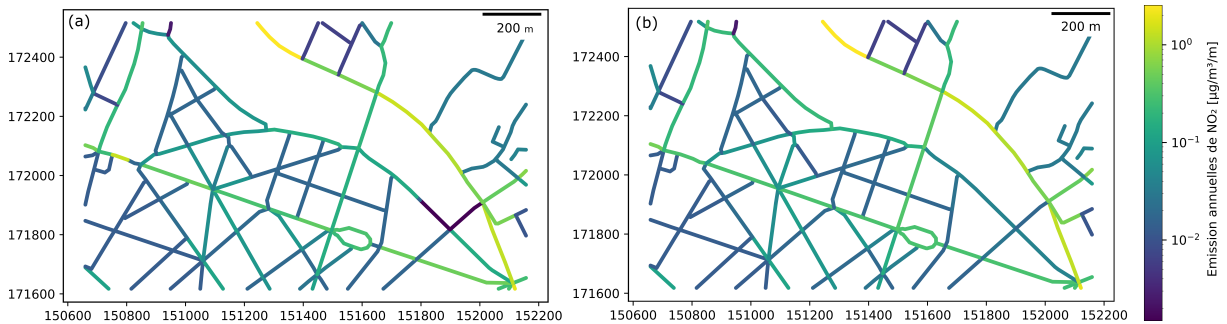


FIGURE 14 – Émissions linéaires de NO₂ annuelles par unité de longueur avant (a) et après (b) la réattribution dans le quartier Josaphat. Celles-ci sont proportionnelles au flux de véhicule de chaque section de rue.

Évolution des émissions

Pour prédire l'évolution des émissions suite à la mise en place du sens unique, la première campagne de mesure a été utilisée. Les profils de circulation mesurés avant et après la mise en place de la rue à sens unique sont repris dans la figure 15. La section de rue la plus fréquentée est l'avenue Chazal au nord du rond-point (Chazal - A). Viennent ensuite l'avenue Rogier (Link Arm B) et la section de l'avenue Chazal au sud du rond-point (Chazal - D). Ces quatre rues montrent une augmentation du trafic journalier à la suite de la mise en place de la rue à sens unique. Toutefois, la section « Chazal - A » présente une diminution du trafic lors des heures de pointe.

La figure 15c montre que l'évolution relative varie d'une heure à l'autre. Ceci est principalement le cas pour la section Chazal C où il y a deux fois plus de voitures le matin, alors que le reste de la journée, l'évolution du flux de voiture est presque nulle. Cependant, ces évolutions plus prononcées ont lieu sur l'axe le moins fréquenté et lorsqu'il n'y a pas beaucoup de voitures. Dans le cadre de cette étude, nous considérons donc qu'il est acceptable de modéliser cette évolution à l'aide d'un coefficient indépendant du temps.

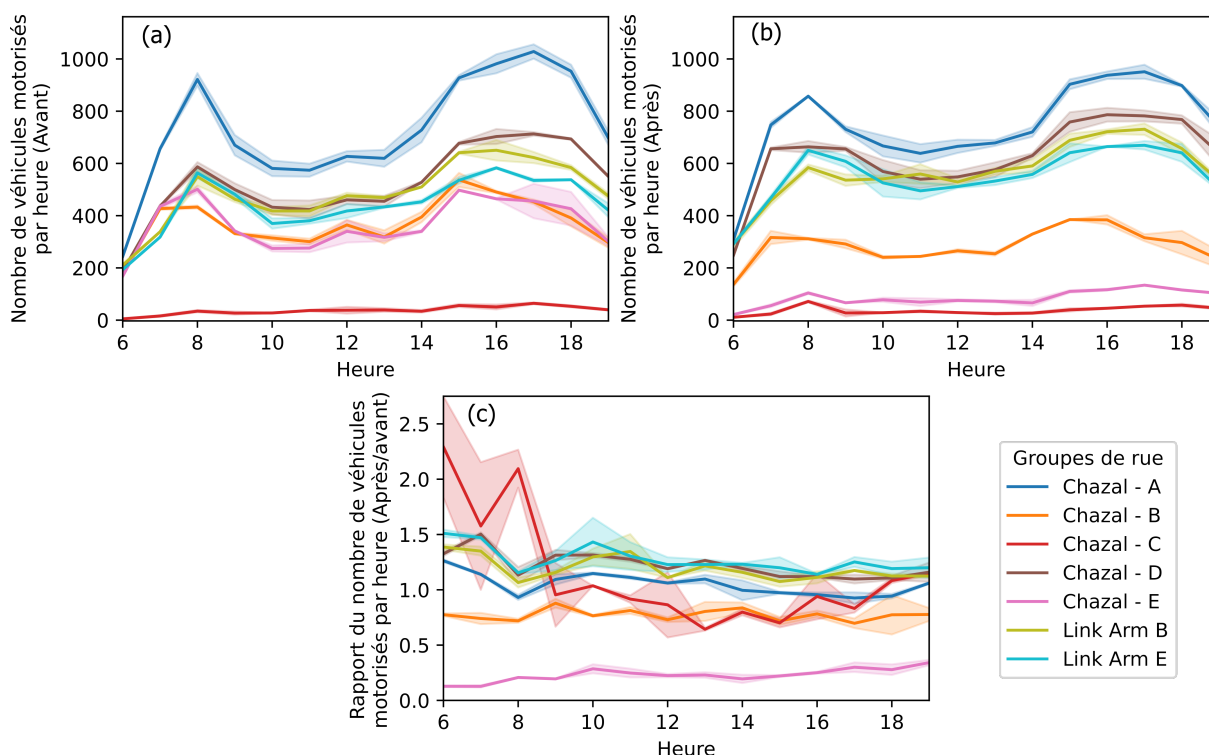


FIGURE 15 – Profils de circulation des sept groupes de rues avant (a) et après (b) la mise en place du sens unique ainsi que le rapport entre les deux (c). Les lignes pleines sont les moyennes du mardi et jeudi et les surfaces montrent l'étendue des mesures.

Le tableau 6 reprend ces coefficients d'évolution du trafic (E_r [-]) suite à la mise en place du sens unique. Ces coefficients ont été calculés pour chaque groupe de rue r avec

$$E_r = \frac{\sum_h Np_{r,h}}{\sum_h Nv_{r,h}} \quad (26)$$

où $Np_{r,h}$ [véhicules] est le nombre de véhicules motorisés passant par le groupe de rue r à l'heure h le mardi et jeudi après la mise en place de la mesure et $Nv_{r,h}$ [véhicules] est le nombre de véhicules motorisés passant par le groupe de rue r à l'heure h le mardi et jeudi avant la mise en place de la mesure.

TABLEAU 6 – Rapport entre les flux de trafic avant et après la mise en place de la rue à sens unique.

Groupe de rue	Coefficient d'évolution (après/avant)
Chazal - A	1.02
Chazal - B	0.77
Chazal - C	1.00
Chazal - D	1.20
Chazal - E	0.23
Link Arm B	1.17
Link Arm E	1.25

L'évolution du trafic sur les axes et sections de rues non mesurés a été considérée comme étant celle des rues se situant dans leurs prolongements (figure 16). Pour les voiries de quartier, aucune évolution n'a été considérée. En effet, le trafic de la seule voirie de quartier mesurée lors de la première campagne de mesure, l'avenue Jan Strobaerts (groupe Chazal - C), est resté constant en moyenne. Par ailleurs, ces voiries ne sont pas fortement fréquentées par rapport aux autres axes environnants. Ainsi, une erreur sur ces axes n'aura qu'un très faible impact sur l'évolution totale de NO_2 .

Aucune mesure du trafic n'a été faite hors du quartier des Azalées. Il est raisonnable de considérer que l'implémentation de la rue à sens unique n'a eu qu'un effet localisé sur le trafic. Les émissions linéaires hors du quartier des Azalées ont donc été considérées comme identiques avant et après la mise en place de la mesure. Par ailleurs, il a été supposé que la répartition spatiale du trafic en dehors du quartier correspond à celle calculée pour l'année 2018 par MuSti.

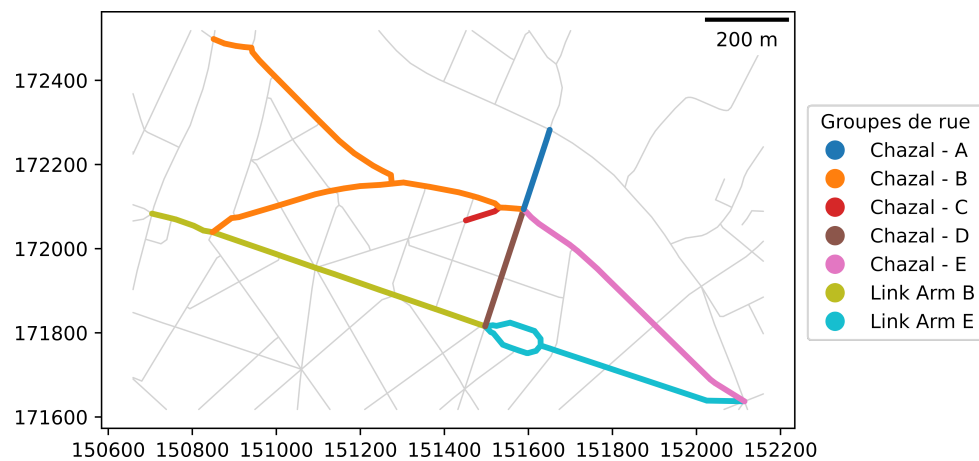


FIGURE 16 – Carte de la répartition des segments de rue en groupes selon leur évolution de trafic avant et après la mise en place de la rue à sens unique. Les groupes représentent des évolutions similaires. Les lignes grises indiquent des segments considérés sans évolution.

4. Résultats

4.1. Validation du modèle

Comme expliqué dans la Section 3.1, SIRANE permet de simuler les concentrations en NO_2 , NO et O_3 . Ce travail se focalise sur les concentrations en NO_2 dans le quartier des Azalées. Néanmoins, pour les trois gaz, l'ensemble des graphiques et indicateurs calculés sont repris respectivement dans les Annexes C et D.

4.1.1. Analyse qualitative

L'ensemble des figures réalisées lors de l'analyse qualitative sont présentes dans l'Annexe C. À partir de celles-ci, certaines anomalies dans la modélisation ont été repérées et sont analysées : l'influence de l'heure et du jour de la semaine sur les résidus ; l'influence de l'orientation du vent sur les résidus ; et la distribution des concentrations.

Influence de l'heure et du jour de la semaine

Pour déterminer l'influence de l'heure et du jour sur les résidus de NO_2 , les profils moyens hebdomadaires ont été calculés (figure 17) en moyennant par heure et par jour les concentrations en NO_2 mesurées et modélisées. Ces profils permettent d'isoler les variations régulières liées à l'heure et aux jours de la semaine, en éliminant les effets aléatoires de la météo comme la vitesse ou la direction du vent (BRUXELLES ENVIRONNEMENT, 2005).

La figure 17 montre que les profils hebdomadaires moyens de la modélisation suivent les mêmes trajectoires que les profils issus des données mesurées pour les stations d'Uccle et de Berchem-Sainte-Agathe, qui sont deux stations avec une très faible influence du trafic. Pour les autres stations, les écarts entre les deux profils sont plus importants.

Pour les stations de Molenbeek, de Woluwe-Saint-Lambert, d'Ixelles et d'Arts-Loi, le modèle sous-estime davantage les concentrations durant l'après-midi et la nuit que durant l'heure de pointe du matin. Les plus grandes erreurs de modélisation sont observées pour la station d'Arts-Loi à l'heure de pointe de l'après-midi. Pour ces stations, le modèle sous-estime également les concentrations en NO_2 lors des weekends, indépendamment de l'heure.

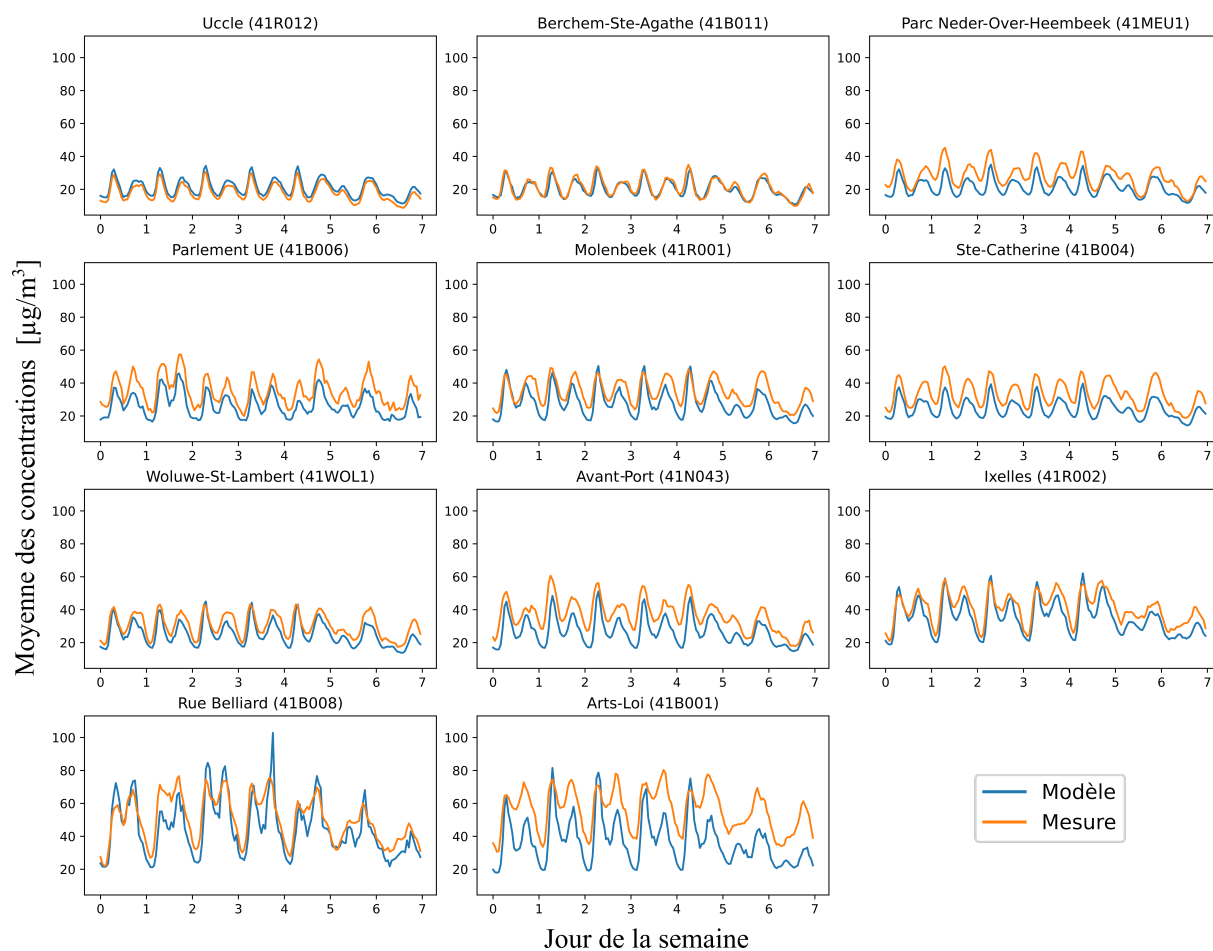


FIGURE 17 – Profils moyens hebdomadaires des concentrations en NO_2 mesurées et modélisées. Le lundi correspond à la période zéro à un, le mardi un à deux et ainsi de suite jusqu’au dimanche correspondant à la période six à sept. Les données sont regroupées par heure.

Influence de l’orientation du vent

Comme le montre la figure 18, les erreurs relatives dépendent également de la direction du vent. Ces erreurs varient d’une station de mesures à l’autre sans qu’une tendance ne soit observable.

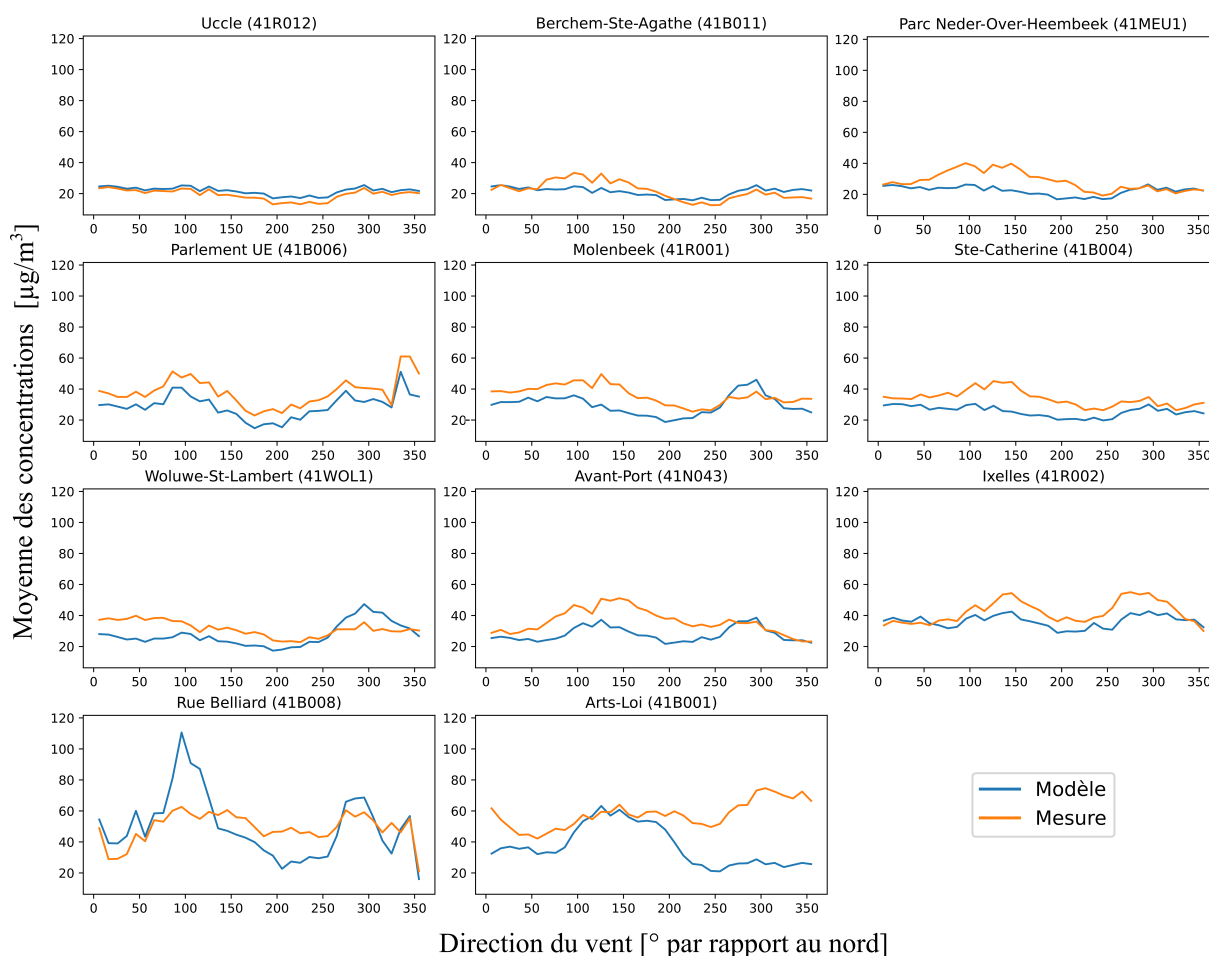


FIGURE 18 – Profils moyens des concentrations en NO_2 mesurées et observées en fonction de la direction du vent. Les données sont regroupées par 10° .

Distribution des concentrations

La figure 19 montre l'évolution des moyennes des concentrations modélisées en fonction des concentrations mesurées. Les concentrations en NO_2 ont un biais de surestimation pour les concentrations en dessous de $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Par ailleurs, les concentrations en NO_2 sont sous-estimées pour les concentrations supérieures à $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sauf pour les récepteurs d'Uccle et de la rue Belliard.

Les histogrammes (figure 20) montrent qu'à l'exception des stations Belliard et Arts-loi, les parts des concentrations NO_2 supérieures à $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont sous-estimées. Cette sous-estimation s'accompagne d'une sous-estimation des parts des faibles concentrations (inférieures à environ 5 ou $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Pour la rue Belliard, les parts des concentrations en dessous de $33 \mu\text{g}/\text{m}^3$ et au-dessus de $90 \mu\text{g}/\text{m}^3$ sont surestimées. Pour la station d'Arts-Loi, le modèle surestime la part des concentrations en dessous de $35 \mu\text{g}/\text{m}^3$.

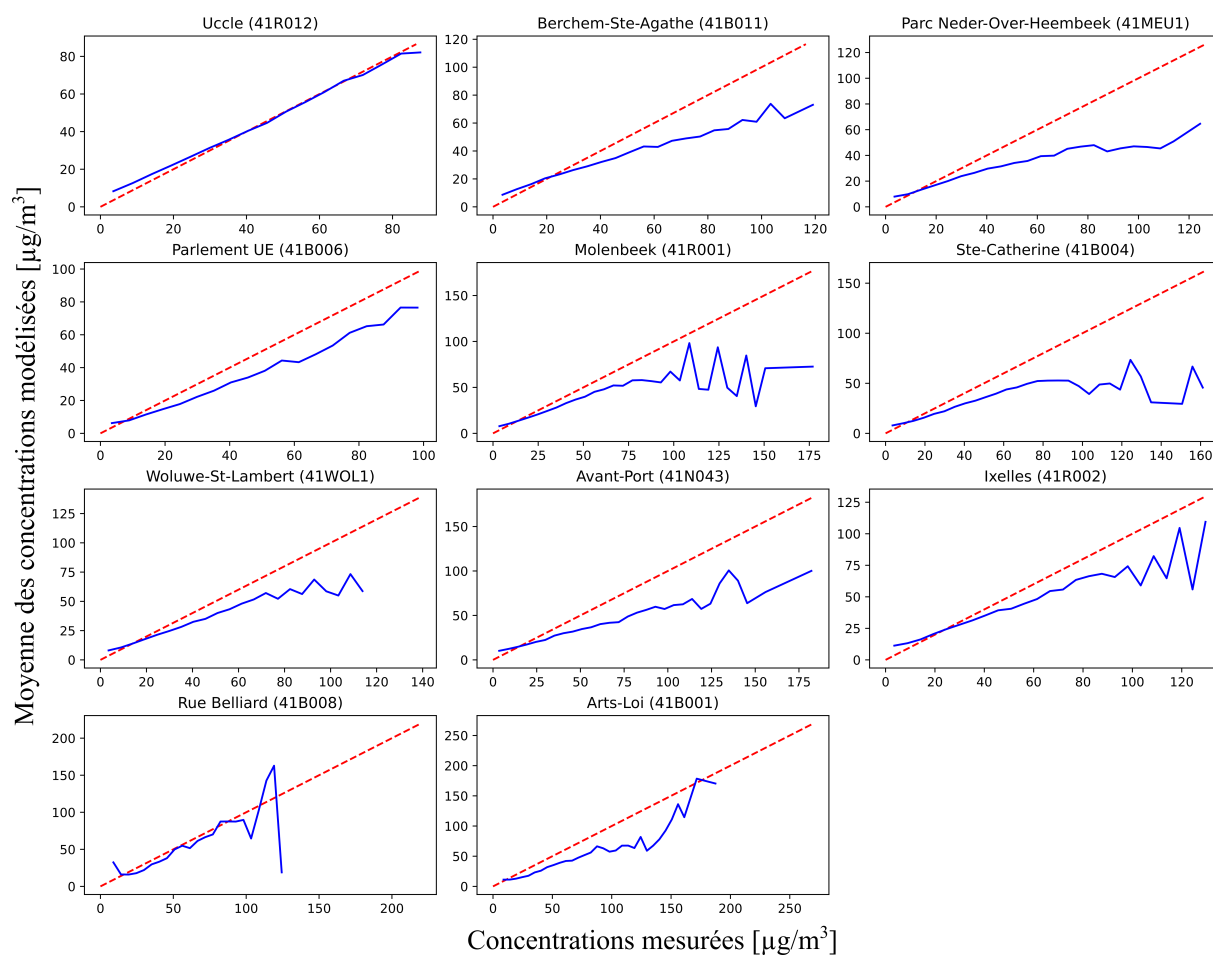


FIGURE 19 – Moyenne des concentrations modélisées en NO_2 en fonction des concentrations mesurées pour chaque station de mesures. La ligne discontinue rouge représente un modèle parfait.

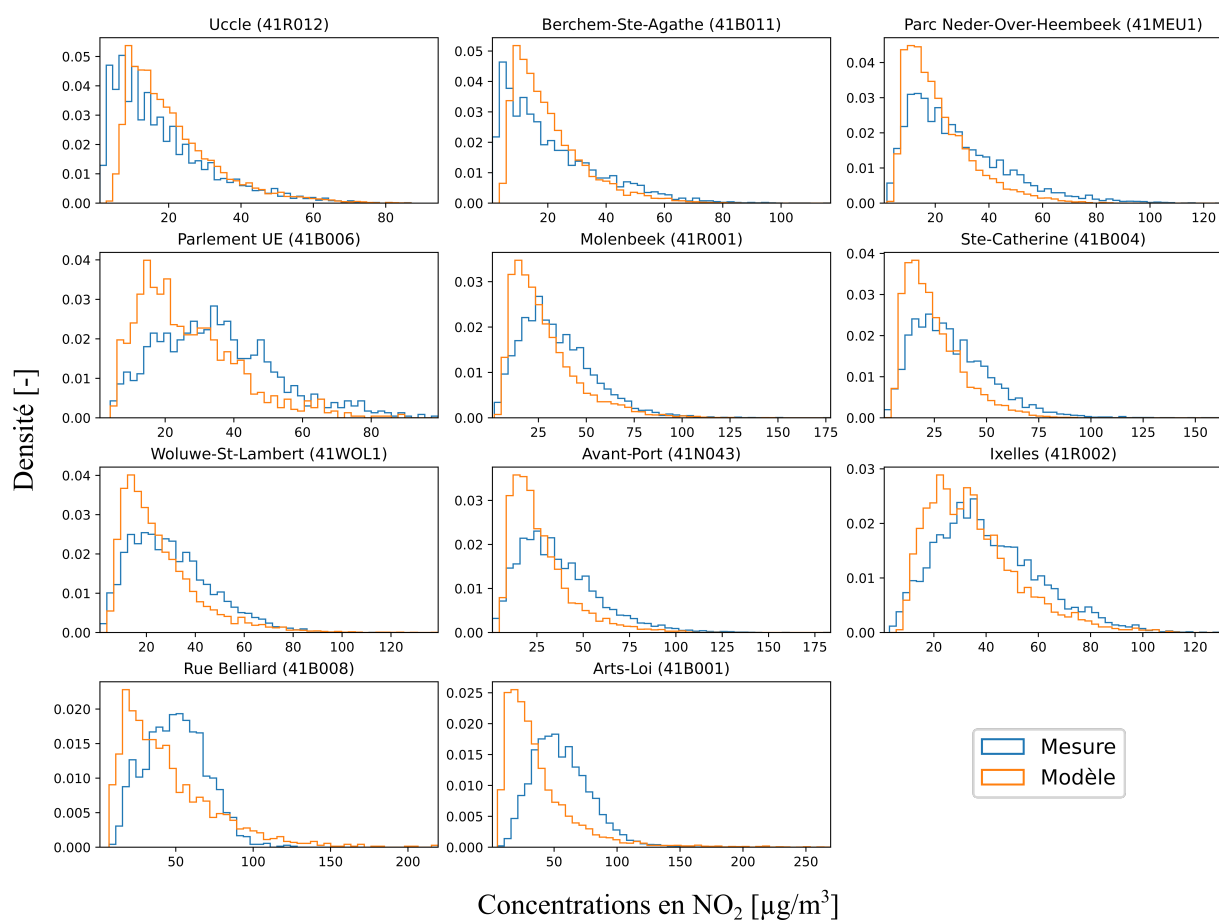


FIGURE 20 – Histogramme des concentrations de NO_2 mesurées et modélisées.

4.1.2. Analyse quantitative

L'ensemble des indicateurs calculés pour la modélisation des concentrations en NO₂ sont présentés dans le tableau 7. Parmi ceux-ci, seuls cinq ne sont pas dans les gammes considérées comme acceptables par J. C. CHANG et HANNA (2004) et THUNIS et al. (2012).

TABLEAU 7 – Indicateurs statistiques (biais fractionnel (FB), erreur quadratique moyenne normalisée (NMSE), coefficient de corrélation (R), fraction des prédictions dans un facteur de deux des observations (FAC2), différence absolue normalisée (NAD), *modelling quality indicator* (MQI) et *modelling quality indicator of yearly average* (MQI_y)) des stations de mesures pour le NO₂. Les valeurs en gras sont celles qui ne respectent pas les critères d'acceptation stricte de J. C. CHANG et HANNA (2004). Celles soulignées ne respectent pas non plus les critères moins exigeants de S. HANNA et CHANG (2012). Les MQI ne respectant pas les *modelling quality objectives* sont également mis en gras.

	FB	NMSE	R	FAC2	NAD	MQI	MQI _y
Uccle	-0.14	0.04	0.98	0.84	0.09	0.17	0.30
Berchem-Sainte-Agathe	0.04	0.20	0.83	0.73	0.16	0.41	0.09
Neder-Over-Heembeek	0.27	0.31	0.77	0.80	0.18	0.55	0.67
Parlement UE	0.28	0.15	0.89	0.13	0.15		
Molenbeek-Saint-Jean	0.22	0.25	0.72	0.81	0.17	0.58	0.62
Sainte-Catherine	0.30	0.25	0.80	0.80	0.17	0.54	0.81
Woluwe-Saint-Lambert	0.19	0.22	0.74	0.78	0.17	0.52	0.50
Avant-Port (Haren)	0.31	0.34	0.70	0.72	0.21	0.66	0.88
Ixelles	0.15	0.14	0.77	0.57	0.14		
Belliard	0.11	0.26	0.64	0.16	0.19		
Arts-Loi	0.40	0.51	0.51	0.55	0.27	0.95	1.33

En effet, les FAC2 des stations du Parlement UE et de la rue Belliard sont inférieurs à 0.3. Même les critères moins exigeants ne sont donc pas respectés pour ces indicateurs. Contrairement à ces FAC2, les FB des stations d'Arts-Loi et d'Avant-Port respectent les critères moins stricts mais pas les plus stricts. La station d'Arts-loi est également la seule dont le MQI_y ne respecte pas les MQO de THUNIS et al. (2012).

Toutefois, pour chaque station, il n'y a qu'au maximum un des critères FB, NMSE, FAC2 et NAD qui n'est pas dans les gammes d'acceptabilité de J. C. CHANG et HANNA (2004). Le

modèle peut donc être considéré comme acceptable. De plus, les MQI_{90^e} pour la série temporelle et la moyenne annuelle sont respectivement de 0.71 et 0.97. Les MQO de THUNIS et al. (2012) sont donc respectés par le modèle.

4.1.3. Vérification des hypothèses

Cette section se concentre sur la vérification d'hypothèses formulées dans ce travail. Deux hypothèses clés sont examinées en détail. La première hypothèse concerne l'influence des émissions au-delà de 800 m sur les concentrations de NO_2 . La deuxième hypothèse porte sur l'impact des paramètres de site météo et de dispersion sur les mesures.

Effets de bord

La figure 21 montre la distribution des rapports des concentrations modélisées en NO_2 avec une zone de modélisation réduite par comparaison avec une modélisation sur toute la RBC. Elle montre que les concentrations modélisées par semaine aux deux récepteurs (41R002 et IXL-Canopée) sont d'autant plus faibles que la taille de la zone modélisée est petite. En outre, les concentrations modélisées commencent à se stabiliser au-delà d'une distance de 800 m. La différence avec la modélisation sur toute la RBC reste toutefois d'environ 10% pour la simulation sur la zone de 1600 m.

Dans la rue canyon, l'effet est plus prononcé pour la première semaine (période de grand vent) par rapport à la deuxième semaine (période de vent plus faible).

La figure 22 reprend la distribution des concentrations modélisées NO_2 avec une zone de modélisation réduite par rapport à celles modélisées avec une zone englobant toute la RBC. Elle montre qu'il y a une très faible différence entre les deux récepteurs lorsque la zone de modélisation est de 50 m. Cette différence est légèrement plus grande durant la première semaine avec une moyenne de vents plus élevée.

Cette réduction du NO_2 s'observe également pour l'ensemble des récepteurs (figure 23). Cependant, la sous-estimation relative du NO_2 est plus forte pour les récepteurs avec une influence modérée du trafic.

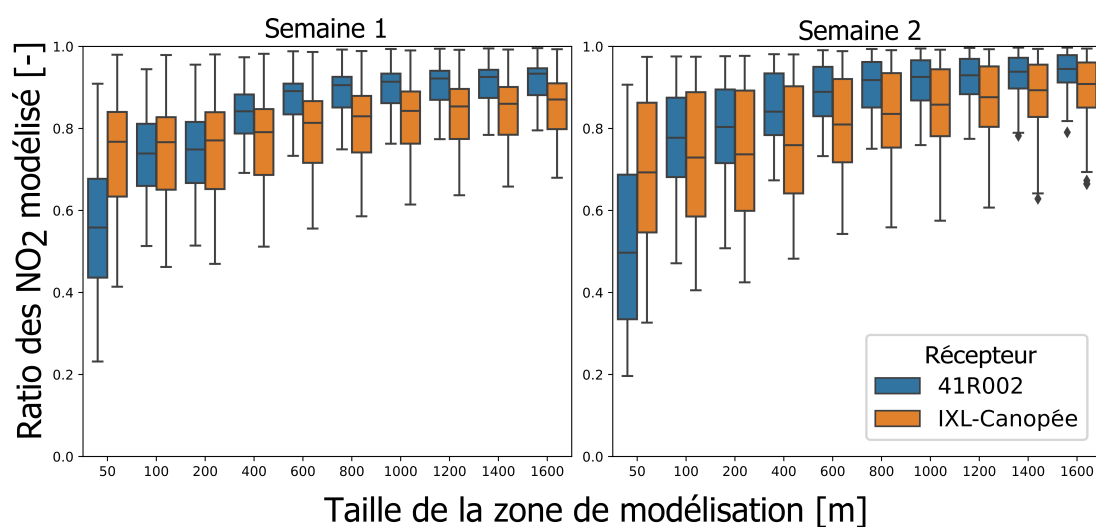


FIGURE 21 – Boîtes à moustache des rapports entre les concentrations modélisées en NO₂ avec une zone de modélisation réduite et celles modélisées avec une zone englobant toute la Région Bruxelles-Capitale (RBC). Les données sont réparties en fonction de la taille de la zone de modélisation autour du récepteur d’Ixelles (41R002) pour deux semaines : semaine une (vitesse du vent moyen à Uccle de 3.4 m/s) et semaine deux (vitesse du vent moyen à Uccle de 2.3 m/s). Le récepteur 41R002 est dans une rue canyon et le récepteur IXL-canopée est au-dessus des toits au même endroit.

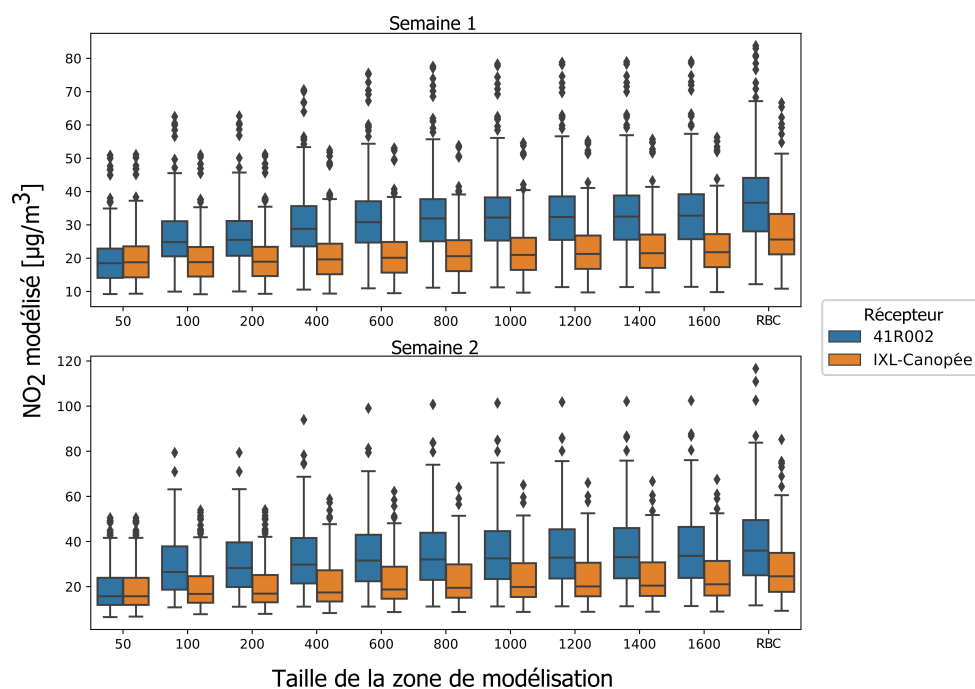


FIGURE 22 – Boîtes à moustache de concentrations en NO_2 en fonction de la zone de modélisation autour du récepteur d’Ixelles (41R002) pour deux semaines : semaine une (vitesse du vent moyen à Uccle de 3.4 m/s) et semaine deux (vitesse du vent moyen à Uccle de 2.3 m/s). Le récepteur 41R002 est dans une rue canyon et le récepteur IXL-canopée est au-dessus des toits au même endroit. Les zones tampons vont de 50 m à 1600 m. La modélisation réalisée sur toute la Région Bruxelles-Capitale (RBC) est également reprise.

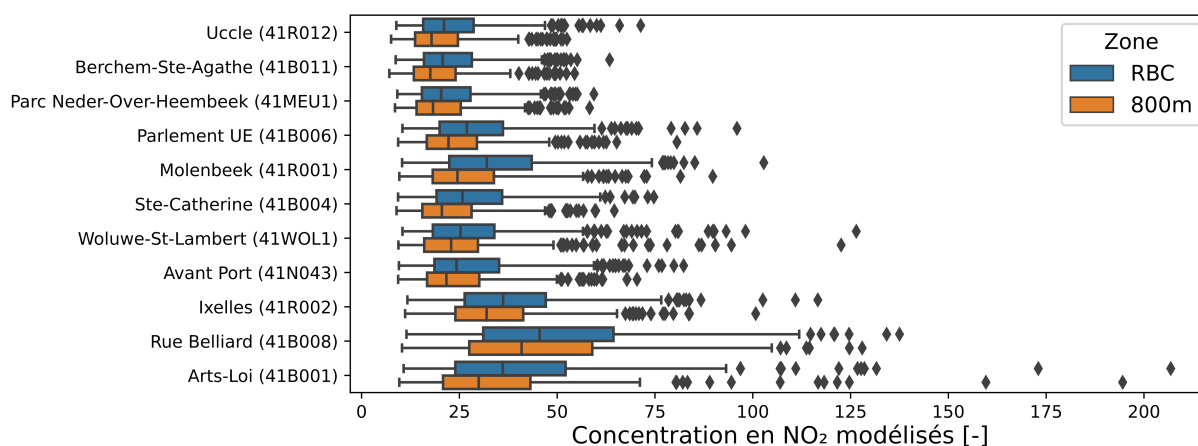


FIGURE 23 – Boîtes à moustache des concentrations en NO_2 modélisées aux récepteurs en fonction de la taille de la zone modélisée. Une modélisation avec 800 m autour de chaque récepteur et une autre sur toute la Région Bruxelles-Capitale (RBC) sont présentes. Seules les données des deux semaines sont reprises.

Incertitude du modèle

La figure 24 montre que l'émissivité et l'albédo sont les paramètres pour lesquels leurs variations ont le moins d'impact sur l'incertitude globale du modèle. En revanche, pour les zones ouvertes, l'épaisseur de déplacement est celui qui a le plus d'impact sur les concentrations modélisées.

La figure 24 montre également que l'effet du coefficient de Priestley-Taylor, de l'albédo et l'émissivité est plus marqué dans les rues canyons que dans les zones ouvertes. De plus, quand la rugosité aérodynamique est minimale, les concentrations en NO_2 augmentent dans la rue canyon et diminuent dans la zone ouverte.

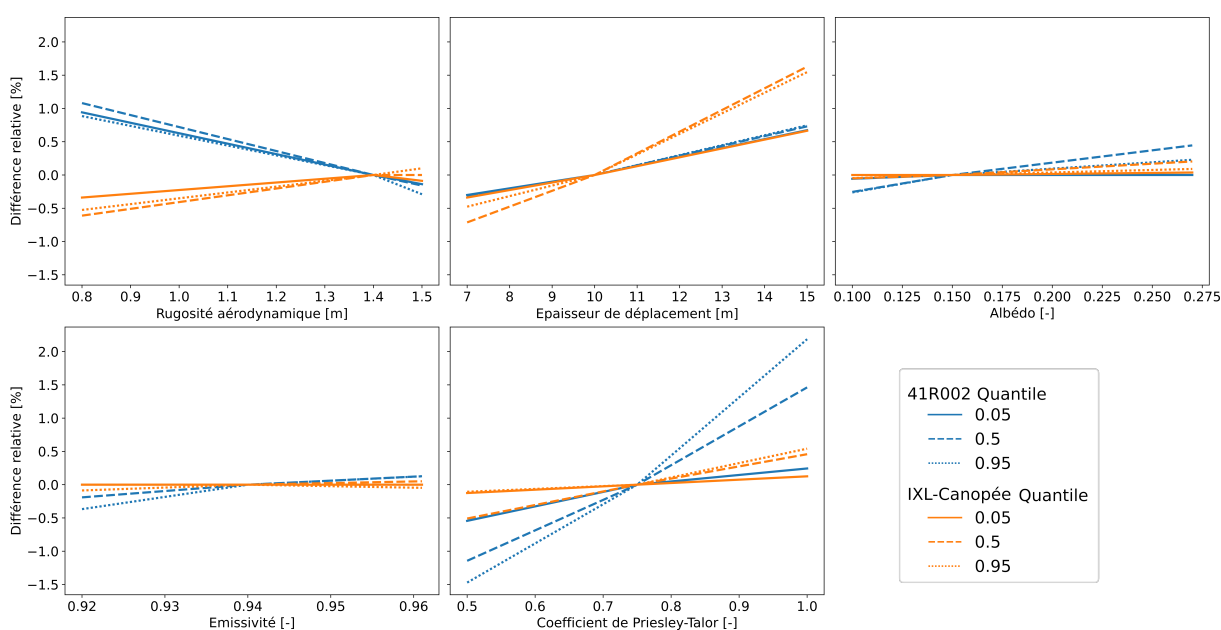


FIGURE 24 – Évolution de la différence relative des quantiles 0.05, 0.5 et 0.95 des concentrations de NO_2 modélisées entre la situation de référence et lors du changement d'un paramètre. Les paramètres de cette analyse d'incertitude sont la rugosité aérodynamique au site de dispersion, l'épaisseur de déplacement au site de dispersion, l'albédo, l'émissivité et le coefficient de Priesley-Talor. Les récepteurs considérés sont le récepteur d'Ixelles (41R002) dans une rue canyon et un récepteur fictif (IXL-Canopée) situé au même endroit, mais au-dessus de la canopée.

4.2. Analyse de scénario

Dans ce travail, les concentrations en NO_2 produites par deux scénarios de trafic sont analysées. Le premier scénario reprend le trafic avant la mise en place d'un sens unique dans l'avenue E. Cambier. Le second reprend le trafic après cette mise en place. Ces deux scénarios sont modélisés dans la maille des Azalées pour l'année 2018. Afin de déterminer l'évolution, les différences relatives ($\% \Delta$ [-]) sont calculées suivant l'équation :

$$\% \Delta = \frac{C_{\text{apres}} - C_{\text{avant}}}{C_{\text{avant}}} \quad (27)$$

où C_{apres} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] est la concentration en NO_2 du scénario utilisant le trafic après la mise en place de la mesure et C_{avant} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] est la concentration en NO_2 de celui utilisant le trafic avant la mise en place de la mesure.

Ce changement de circulation donne lieu à une diminution des concentrations moyennes. En effet, sur l'ensemble du domaine modélisé, les concentrations ont baissé de $0.016 \mu\text{g}/\text{m}^3$ en moyenne. Ceci représente une diminution de 0.07% des concentrations annuelles moyennes.

Cependant, de grandes disparités spatiales sont observables, autant au regard des concentrations de NO_2 modélisées (figure 25) qu'au niveau de l'évolution de ces concentrations (figure 26). En effet, les moyennes des concentrations au sein du quartier varient de 23 à $38 \mu\text{g}/\text{m}^3$ pour le premier scénario. Pour le second scénario, les concentrations annuelles moyennes varient de 23 à $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Pour les deux scénarios, les concentrations les plus élevées sont dans l'avenue des Azalées et au niveau de la place Général Meiser.

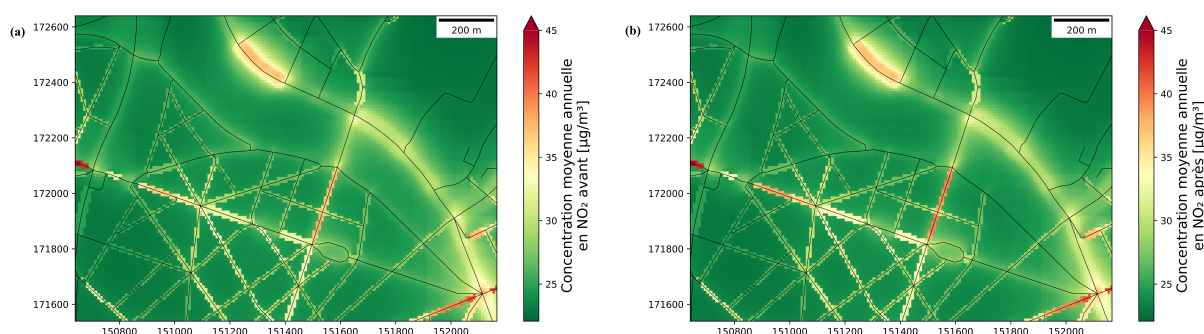


FIGURE 25 – Concentrations en NO_2 annuelles modélisées dans la maille des Azalées avec un trafic avant (a) et après (b) la mise en place de la rue à sens unique.

Notons également que dans le boulevard Lambermont, une section présente des concentrations moyennes de l'ordre de $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alors que la section juste à côté présente des concentrations de l'ordre de $26 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Ceci est dû aux émissions de trafic (figure 14) qui, comme expliqué dans la Section 3.5.2, comportent des artefacts dus à la mauvaise attribution du trafic aux différentes rues.

La figure 26 montre que les concentrations en NO_2 sont réduites d'environ 4% sur l'avenue E. Cambier. Au niveau de l'avenue Rogier, l'évolution des concentrations est plus variable. Par exemple, au niveau du croisement avec la rue des Pavots, les concentrations augmentent de 2% alors qu'au croisement avec la rue H. Stacquet, elles augmentent de 5%. Les concentrations moyennes ne diminuent au maximum que de $1.3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ alors qu'elles augmentent de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$ au maximum.

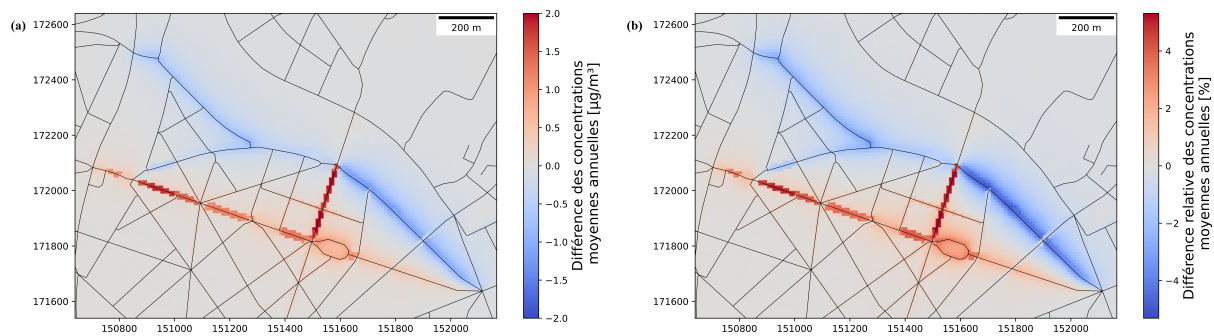


FIGURE 26 – Différence (a) et différence relative (b) des concentrations en NO_2 moyennes annuelles dans la maille des Azalées entre avant et après la mise en place de la rue à sens unique.

La figure 26 montre également que, dans une même rue, les concentrations varient davantage dans les sections ouvertes que dans les sections canyons malgré des émissions identiques dans celles-ci. C'est par exemple le cas de l'avenue G. Eisenhower où les concentrations diminuent davantage entre le croisement avec la rue des Pâquerettes et celui avec la rue G. Devreese qu'entre les croisements avec la rue G. Devreese et la rue J. Impens.

L'effet du changement de trafic ne se limite toutefois pas aux rues principales. En effet, dans les voiries de quartier, où les émissions ont été considérées comme constantes, les concentrations moyennes varient également. Ces variations sont les plus importantes dans les rues adjacentes aux rues principales. Ceci est d'autant plus vrai pour les rues canyons interconnectées aux rues principales qui sont elles-mêmes des rues canyons.

5. Discussion

5.1. Validation du modèle

Bien que le modèle utilisé réponde aux critères d'acceptation de J. C. CHANG et HANNA (2004) et THUNIS et al. (2012), une analyse plus approfondie montre certaines limitations. Celles-ci sont analysées du point de vue qualitatif et quantitatif. Deux hypothèses de simplification posées lors de la modélisation sont également discutées. Enfin, des pistes d'amélioration pour pallier certaines limitations sont également discutées.

5.1.1. Analyse qualitative

Influence de l'heure et du jour de la semaine

Les erreurs mises en évidence par les profils hebdomadaires moyens pourraient provenir de plusieurs sources dont la météo et la modélisation des émissions du trafic.

Bien que les effets aléatoires liés à la météo soient en grande partie annulés en moyennant les concentrations sur un an, les variations intra-journalières impactent toujours ces profils. Par exemple, les conditions atmosphériques du matin tendent à donner lieu à une plus grande accumulation des polluants que l'après-midi (HUANG et al., 2021). Cependant, ces effets ne sont pas fortement différents d'une station à l'autre et ne permettent donc pas d'expliquer les différences entre les stations ni entre les jours de la semaine et le week-end.

Le NO₂ est considéré comme un indicateur de la pollution atmosphérique liée essentiellement au trafic routier (FALLAH-SHORSHANI et al., 2017b). En l'absence de données dynamiques, la modélisation des émissions de trafic a été réalisée en considérant toutes les rues avec le même profil de circulation. Cependant, des variations dans la dynamique du trafic entre différentes rues existent. Ceci explique en partie les erreurs observées dans les profils hebdomadaires moyens. Les graphiques montrent par exemple que les erreurs sont plus importantes pour les stations fortement influencées par le trafic.

Influence de l'orientation du vent

Le récepteur d'Arts-Loi est installé à côté d'un grand bâtiment situé au nord-ouest de l'intersection entre la petite ceinture et la rue de la Loi. La petite ceinture est une rue large alors que la rue de la Loi est une rue canyon. La station se situe donc dans une zone semi-ouverte. Or, SIRANE ne prend pas en compte ces cas et néglige la présence du bâtiment au nord-ouest.

Lorsque le vent vient du nord-ouest, les panaches des deux rues sont donc modélisés comme n'influençant pas la station de mesures alors qu'en réalité, de par la présence du bâtiment, un flux de recirculation de l'air emporte les émissions des rues vers le récepteur (SOULHAC et al., 2017).

La station Belliard se situe à l'intersection de deux rues canyons à moins de 100 m d'une zone ouverte à l'ouest. Il a été montré que SIRANE ne caractérise pas bien ces espaces intermédiaires entre rues canyons et zones ouvertes (GRYLLS et al., 2019). Il est donc probable que ces erreurs soient dues à cet effet.

Lors de la réduction du réseau de rues par SIRANE pour la modélisation de la station de Woluwe-Saint-Lambert, le segment d'autoroute situé au nord-est du récepteur a été retiré. Ceci explique la sous-estimation des concentrations lorsque le vent vient du nord-est. La surestimation lorsque le vent vient du nord-ouest peut avoir plusieurs origines : des surestimations des émissions linéaires, une sous-estimation de la dispersion, ou une combinaison des deux. Une surestimation des concentrations en NO₂ par SIRANE en zone ouverte proche des autoroutes a aussi été observée par FALLAH-SHORSHANI et al. (2017b) et l'utilisation d'un modèle de bouffées gaussiennes (CALPUFF) est plus adapté que le modèle gaussien de panache utilisé dans SIRANE pour ces zones ouvertes.

Pour les récepteurs de Sainte-Catherine, Molenbeek et d'Avant-Port, le modèle sous-estime davantage les concentrations lorsque le vent vient du sud-est. Ces erreurs peuvent provenir d'une surestimation de la dispersion dans ces zones. Cela peut également être dû à une mauvaise caractérisation des sources de polluants. En effet, la station de mesures de Molenbeek se situe au nord-ouest du canal Albert et celle d'Avant-port se situe dans une zone industrielle. Lors du calcul d'émission de surface, ces deux sources ont été assimilées aux émissions de chauffage diminuant leur impact local.

Distribution des concentrations

Les distributions des concentrations en NO₂ modélisées ne suivent pas celles mesurées. En général, les concentrations comprises entre 5 et 25 µg/m³ sont sur-représentées par rapport aux concentrations inférieures à 5 µg/m³ et celles supérieures à 25 µg/m³. Notons qu'un étalement plus faible de la distribution des concentrations en NO₂ a aussi été observé par FALLAH-SHORSHANI et al. (2017b) sans qu'une cause d'erreur principale n'ait été avancée.

5.1.2. Analyse quantitative

En moyenne, les concentrations sont sous-estimées pour toutes les stations (à l'exception d'Uccle). D'autres études (FALLAH-SHORSHANI et al., 2017b; TOGNET, 2016) signalent également des sous-estimations des concentrations en NO_2 . Cependant, dans ces études, seules les émissions de trafic ont été considérées expliquant en partie cette sous-estimation. SALEM et al. (2015) observent également une sous-estimation des concentrations malgré la prise en compte de tous les types d'émissions. Ceci était principalement dû à la sous-estimation des émissions de NO_x des voitures Diesel par COPERT. Néanmoins, ces erreurs ont été corrigées en septembre 2016 dans la version 4.11.4 (EMISIA SA, 2023). Le cas des erreurs systématiques dans notre travail se rapproche donc davantage de FALLAH-SHORSHANI et al. (2017a) où les faibles concentrations sont majoritairement expliquées par la non prise en compte des émissions au-delà de 1 km.

La station d'Arts-Loi présente les MQI les plus élevés. Le MQI_y indique qu'à cette station, la moyenne annuelle modélisée s'écarte de la valeur réelle d'un intervalle supérieur à deux fois l'incertitude de mesure. Il y a en effet une sous-estimation d'un facteur $0,66^1$ ($FB = 0.4$) pour cette station. Comme discuté dans la Section 5.1.1, celle-ci est en grande partie due à la non prise en compte par SIRANE de la géométrie complexe du lieu.

Pour les stations d'Ixelles, de la rue Belliard et du Parlement UE, les MQI ne sont pas indiqués dans le tableau 7. Les données mesurées couvrent en effet moins de 75% de l'année. Toutefois, si l'on s'intéresse uniquement aux périodes mesurées, les MQI sont respectivement de 0.49, 0.44 et 0.75. Ceci suggère que pour ces stations, les MQO auraient pu être respectés si plus de mesures avaient été réalisées en 2018.

Les données mesurées à la station d'Uccle ont été utilisées comme concentration de fond pour toutes les simulations. Lors de la simulation autour de la station d'Uccle, les sources de NO_x sont donc comptées en double : implicitement dans la pollution de fond et directement comme source dans SIRANE. Ceci s'observe également dans la moyenne des résidus en fonction de la direction du vent (figure 18). Cette figure montre que les concentrations en NO_2 sont davantage surestimées lorsque le vent vient du sud-ouest. Ceci s'explique par le fait que la route la plus proche de la station de mesures est au sud-ouest. Il n'est alors pas étonnant que les concentrations moyennes en NO_2 soient surestimées d'un facteur 1.13. Cette surestimation ne représente toutefois qu'une augmentation moyenne de $2.7 \mu\text{g}/\text{m}^3$ des émissions de fond de NO_2 . L'impact

1. issue de l'équation 15 réarrangée selon $\overline{C_p}/\overline{C_o} = (1 - 0.5 FB)/(1 + 0.5 FB)$ (J. C. CHANG & HANNA, 2005)

sur les concentrations modélisées pour les autres stations est donc probablement limité.

Pour la plupart de ces stations, les MQI et MQI_y sont plus grands que 0.5. Ceci montre que le modèle peut encore être amélioré en rapprochant l'incertitude de modélisation de l'incertitude de mesure (THUNIS et al., 2012).

5.1.3. Vérification des hypothèses

Effets de bord

L'effet sur les concentrations en NO_2 de la taille de la zone modélisée s'explique par le fait qu'en diminuant celle-ci, les émissions totales sont également diminuées. En effet, seules les émissions au sein de la zone considérée sont utilisées par SIRANE (FALLAH-SHORSHANI et al., 2017a).

Notons que lorsqu'il y a du vent, les polluants sont transportés plus rapidement. Ainsi, l'effet des émissions plus lointaines est plus grand par vent fort que lorsque le vent est faible. Ceci explique le fait que les variations soient plus importantes lors de la première semaine que lors de la seconde. De plus, en réduisant la zone d'étude, les concentrations au-dessus de la canopée urbaine sont davantage sous-estimées. En effet, les canyons urbains sont à l'origine de phénomènes aérodynamiques qui confinent les émissions en leur sein (SOULHAC, 2000). Ceci augmente la part des émissions locales par rapport à une rue ouverte, diminuant ainsi l'effet de bord.

La faible différence entre les deux récepteurs avec la zone de modélisation de 50 m (figure 22) est due au fait que pour cette simulation, SIRANE n'a pas pris en compte de rue canyon. En effet, lors de la réduction du périmètre, SIRANE ne prend en compte que les sections de rues entièrement incluses dans la zone étudiée. Ainsi, aucune rue canyon n'a été considérée et les deux récepteurs sont considérés en zone ouverte et se situent à 10 m l'un de l'autre.

Il est normal que lors de la réduction du périmètre d'étude, la réduction des concentrations modélisées soit plus faible pour les stations de mesures faiblement impactées par les émissions de la RBC. En effet, la pollution de fond hors RBC y contribue davantage proportionnellement aux émissions au sein de la RBC. Pour les stations fortement influencées par le trafic, la part des polluants émis par le trafic proche du récepteur est plus grande que pour les stations moyennement influencées par le trafic. Ceci explique donc également leurs plus faible réduction en modélisant sur une zone plus réduite.

Incertitude du modèle

Le choix des valeurs de cinq paramètres (rugosité aérodynamique au site de dispersion, épaisseur de déplacement au site de dispersion, albédo, émissivité et coefficient de Priesley-Talor) ne semble pas avoir d'impact majeur sur les résultats obtenus. En effet, les variations les plus grandes ne sont que de l'ordre de 2% et ne permettent pas d'expliquer à elles seules le biais de sous-estimation observé. Rappelons toutefois que les effets conjugués des incertitudes n'ont pas été caractérisés.

Une analyse similaire pour évaluer l'effet de l'épaisseur de déplacement avait déjà été réalisée par SOULHAC et al. (2012) sur les concentrations moyennes de NO₂. Des résultats similaires à ceux observés ici y avaient été trouvés.

5.1.4. Pistes d'amélioration

Dans cette étude, le modèle SIRANE est utilisé pour déterminer les concentrations horaires de NO₂. Des sources d'erreurs de modélisation ont été mises en évidence dans ce travail. Dans cette section, plusieurs pistes d'amélioration sont envisagées.

La première est la modélisation des émissions de trafic. Celle-ci se base sur des valeurs issues d'un modèle statique, MuSti, qui ne permet pas d'obtenir les variations de circulation au cours du temps. Pour pallier ce problème, un profil de circulation par type de journée a été appliqué. Cependant, chaque rue a en réalité des profils de circulation distincts. Ces profils de circulation semblent également sous-estimer le trafic durant le weekend. Ces variabilités ne sont donc pas fidèlement retranscrites. Il a d'ailleurs été montré que SIRANE est fort sensible aux émissions locales (TOGNET, 2016). Des erreurs dans celles-ci entraînent alors des erreurs importantes dans les résultats. Afin de résoudre ces problèmes, l'emploi d'un modèle dynamique de trafic peut être envisagé. Cette catégorie de modèle est reconnue comme étant plus fiable dans le cadre d'estimation des émissions, car elle retranscrit directement les dynamiques et prend mieux en compte les congestions (FOREHEAD & HUYNH, 2018 ; JANEŽ et al., 2022). Malheureusement, à notre connaissance, aucun modèle dynamique du trafic routier n'a été adapté pour la RBC à ce jour.

Des erreurs relatives aux zones ouvertes ainsi qu'aux zones intermédiaires entre les rues canyons et les zones ouvertes sont également observables. Il s'agit de limites inhérentes à SIRANE (FALLAH-SHORSHANI et al., 2017b ; GRILLS et al., 2019) qui ne peuvent donc pas être évitées en utilisant ce modèle. Alors que la caractérisation des zones intermédiaires n'est

que très peu abordée dans la littérature, des solutions pour les zones ouvertes existent. L'utilisation d'autres types de modèles qu'un modèle gaussien de panache pour déterminer les flux de polluants dans les zones ouvertes peut potentiellement améliorer le modèle dans les zones ouvertes (FALLAH-SHORSHANI et al., 2017b; LIANG et al., 2023). Cependant, SIRANE ne permet que le couplage du modèle de réseau de rues avec le modèle gaussien de panache. MUNICH quant à lui, permet de tels couplages (par exemple SinG). Bien qu'à ce jour aucune comparaison directe entre les performances de SIRANE et de MUNICH n'ait été faite, il est probable que l'utilisation de ce dernier permette de mieux caractériser les zones ouvertes.

La dernière source d'erreur observable est la caractérisation de la pollution de fond. Celle-ci est estimée à partir des mesures de la station d'Uccle. Cependant, deux problèmes se posent : l'influence des émissions locales sur cette station et la prise en compte d'une partie seulement des émissions de la RBC (effet de bordure). Alors que le premier problème tend à augmenter la concentration de fond estimée, le second tend à la faire diminuer. Pour contrebalancer les effets de bordure et la dépendance aux émissions locales de la station de fond, tout en modérant la quantité de ressources informatiques nécessaires, FALLAH-SHORSHANI et al. (2017a) proposent une modélisation en deux étapes. La première est d'utiliser CALPUFF pour déterminer l'effet des rues lointaines sur les concentrations de fond. La deuxième étape est d'utiliser la modélisation de CALPUFF comme concentration de fond dans SIRANE. Pour estimer la pollution de fond, le modèle CHIMER peut également être utilisé (JM & M, 2021). Il s'agit d'un modèle eulérien modélisant les concentrations en polluants à grande échelle (MENUT et al., 2013). En Belgique, ce modèle est utilisé par la CELLULE INTERRÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT (2023) pour prédire l'évolution des concentrations en NO_x et O_3 . L'utilisation d'une de ces deux solutions permettrait de réduire les erreurs liées à la pollution de fond et constitue donc une piste d'amélioration pour l'avenir.

5.2. Analyse de scénario

L'analyse de scénario montre que la mise en place de la rue à sens unique donne lieu à une très faible diminution des concentrations moyennes à l'échelle du quartier. En effet, les émissions sont reportées des avenues E. Cambier, G. Eisenhower et des Azalées vers les avenues Rogier et Chazal. En conséquence, les concentrations diminuent dans les premières et leurs alentours alors qu'elles augmentent dans les secondes et leurs alentours. La diminution des concentrations a donc lieu aux endroits initialement moins pollués en NO_2 tandis que l'augmentation se

concentre principalement dans les rues davantage polluées. Notons également que les augmentations des émissions surviennent davantage dans des rues canyons tandis que les diminutions des émissions se produisent essentiellement dans des rues semi-ouvertes à ouvertes. Ceci va à l'encontre de la recommandation habituelle d'accorder la priorité à la diminution des émissions dans les rues canyons (HUANG et al., 2021 ; LI et al., 2023) en raison de leur concentration en polluants plus élevée et ainsi que de leur réponse plus marquée aux changements d'émissions locales que dans les rues ouvertes. Ces deux effets sont d'ailleurs directement observables dans les analyses de scénario.

Notons que l'augmentation du trafic dans certaines rues peut s'accompagner d'une augmentation de la congestion dans ces rues (GARCÍA-CHAN et al., 2022). Bien que cette étude n'ait pas directement mesuré la congestion, les automobilistes rapportent « des grands axes plus congestionnés qu'auparavant » (DAVID LECLERCQ, 2023). Or, une baisse de la vitesse moyenne entraîne une augmentation des émissions. Par exemple, à 30 km/h, un changement de 2 km/h donne une modification de 3.9 % dans les estimations d'émission de NO_x (LEJRI et al., 2018). Cela pourrait aggraver les disparités entre les zones présentant des concentrations de polluants accrues et celles présentant des concentrations réduites.

Rappelons également qu'entre 2018 (date des scénarios) et 2022 (date de la mise en place du sens unique) le parc automobile bruxellois a changé, notamment grâce à l'implémentation de la Zone de basses émissions (LEZ) (BRUXELLES ENVIRONNEMENT, 2022a). Ceci a un impact non négligeable sur les émissions de NO_x car, entre juin 2018 et octobre 2021, le facteur d'émission du trafic routier en RBC aurait diminué de 21% en ne prenant en compte que le changement de composition de la flotte de véhicules. De plus, entre 2018 et 2022, le nombre de kilomètres parcourus en RBC par tous les véhicules motorisés est passé de 3,26 milliard à 2,91 milliard (BRUXELLES MOBILITÉ, 2023). En utilisant les données d'émissions de 2018, l'effet des changements de trafic sur les concentrations de NO₂ est donc probablement surestimé.

5.2.1. Effet sur la santé

Avec les faibles concentrations observées en Europe, les effets du NO₂ sur la santé à court et long terme sont proportionnels à l'exposition de la population (HASSAN BHAT et al., 2021 ; OMS, 2013a). Par exemple, une augmentation des concentrations moyennes annuelles de 10 µg/m³ augmente la mortalité moyenne de la population adulte (de plus de 30 ans) de 5.5%.

Cependant, les études épidémiologiques mesurant ces effets sont réalisées à une plus grande échelle que celle d'un quartier. Ces valeurs ne sont dès lors pas applicables à l'échelle à laquelle les variations de concentrations sont observables dans cette étude. C'est pourquoi seule une discussion qualitative est présentée ici.

L'effet total de la pollution sur la population résulte des niveaux de pollution en différents lieux et la densité de population dans ces mêmes zones. Or, la densité de population est plus élevée à proximité des avenues Rogier et Chazal qu'au nord-ouest des avenues E. Cambier et des Azalées (figure 27). Les concentrations augmentent dans les zones plus peuplées et diminuent dans les zones moins peuplées. Malgré la faible diminution des émissions totales sur le quartier, il est donc possible que l'exposition moyenne totale de la population soit plus grande. Notons toutefois que le taux de mortalité ne varie au maximum que de 1.1% dans les endroits où les concentrations changent de $2 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Les effets sur la santé des adultes dus aux changements modélisés de concentrations en NO_2 sont donc probablement négligeables.

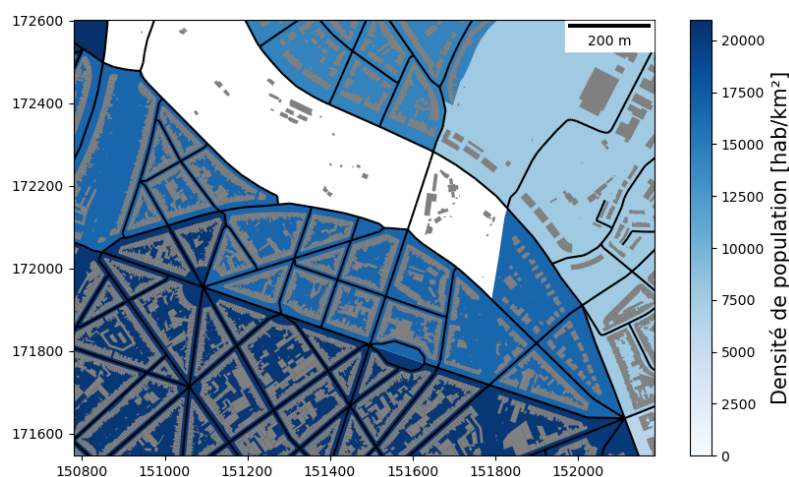


FIGURE 27 – Densité de population par quartier en 2018. Le réseau de rues SIRANE est en noir et l'empreinte au sol des bâtiments en gris. Données issues de l'INSTITUT BRUXELLOIS DE STATISTIQUE ET D'ANALYSE et PERSPECTIVE.BRUSSELS (2023).

Notons également que l'exposition au NO_2 présente un risque plus accru pour les personnes faisant une activité physique et les enfants (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2023). Au sein de la sous-maille des Azalées, il y a plusieurs écoles, crèches et lieux d'activités sportives. En considérant que ces lieux sont ouverts de 8 à 18h en jours de semaine, l'évolution de l'exposition moyenne (concentrations moyennes durant l'ouverture) a été calculée (figure 28). L'évolution de ces concentrations moyennes annuelles (heures d'ouverture) est accentuée par rapport

aux concentrations moyennes annuelles (toutes données) précédemment calculées (figure 26). Ceci s'explique par le fait que durant la journée et en semaine, le trafic joue un rôle plus grand sur les concentrations en NO_2 qu'en moyenne sur toute l'année (BOERSMA et al., 2009 ; LANGE et al., 2022).

Alors que l'école Neuve voit une diminution des concentrations en NO_2 de l'ordre de $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$, d'autres écoles comme l'institut de l'Annonciation ou l'école Chazal ne montrent qu'une très faible évolution des concentrations en polluants. D'autres encore (par exemple la crèche *Kolibrie*) subissent une augmentation de la pollution. Rappelons toutefois que les concentrations en NO_2 sont en moyenne 20% plus faibles dans les classes qu'à l'extérieur (OMS, 2021a). De plus, les concentrations atmosphériques en polluants n'impactent que partiellement la qualité de l'air intérieur. L'utilisation de filtre sur les ventilations et les sources internes au bâtiment contribuent grandement à la qualité de l'air intérieur. Ceci ne tient toutefois pas compte des cours de récréation occupées par les enfants lors des heures de pointes durant lesquels les concentrations en polluants sont plus importantes. Ce travail ne permet donc pas de dresser une évaluation définitive quant à l'effet de la mise en place du sens unique sur la santé de ces populations à risque.

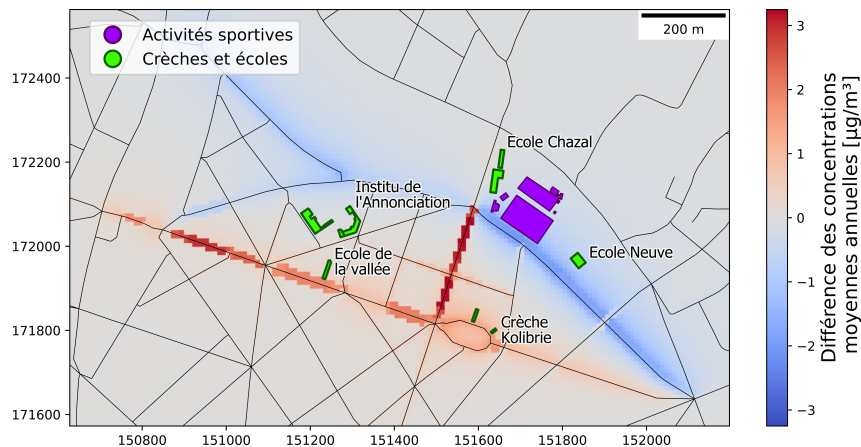


FIGURE 28 – Évolution des concentrations moyennes en NO_2 durant les heures d'ouverture et localisation des écoles, crèches et lieux d'activités sportives dans le quartier des Azalées.

6. Conclusion

L'objectif de ce travail était de déterminer l'effet de la mise en sens unique de l'avenue E. Cambier sur les concentrations en NO_2 . Pour ce faire, le modèle SIRANE a été paramétré pour la RBC en 2018. Ce modèle de chimie-dispersion en milieu urbain utilise les estimations des émissions du trafic et de surface, les conditions météorologiques et une géométrie simplifiée du réseau de rues pour déterminer les concentrations horaires en NO , NO_2 et O_3 . Celles-ci ont été comparées avec les mesures des stations du réseau téléométrique de Bruxelles Environnement.

Sur les 11 stations, toutes respectent plus de 50% des critères d'acceptation stricte de J. C. CHANG et HANNA (2004). Le modèle respecte également les MQO de THUNIS et al. (2012).

Cependant, certaines améliorations sont envisageables pour renforcer la qualité du modèle. La modélisation des émissions de trafic repose sur un modèle statique (MuSti) ne prenant pas en compte les variations de circulation au fil du temps. Cette approche limite la précision de la représentation de la circulation et des émissions réelles pour chaque rue. Une piste de solution consiste à utiliser des modèles de trafic dynamiques qui tiennent compte des variations temporelles et des congestions. La modélisation par des panaches gaussiens donne lieu à des erreurs en zones ouvertes. Utiliser un modèle eulérien ou à bouffées gaussiennes pourrait améliorer les performances dans ces zones. L'utilisation des concentrations de la station d'Uccle comme données de fond limite aussi l'exactitude du modèle. Cette station est influencée par des émissions locales et ne permet pas de bien prendre en compte les sources de polluants hors des zones modélisées. Pour améliorer la représentation de la pollution de fond, des approches telles que l'intégration de modèles comme CALPUFF ou CHIMER peuvent être envisagées.

La représentativité de la variabilité spatiale a été vérifiée seulement pour les 11 stations de mesures. Cependant, il serait intéressant de comparer les résultats avec la campagne Curieuzenair réalisée en 2021. Une telle comparaison nécessiterait toutefois une estimation du trafic et des émissions des polluants en 2021.

Deux scénarios ont été analysés pour l'année 2018. Le premier avec la répartition du trafic à l'intérieur de la maille apaisée correspond à la situation avant la mise en sens unique de l'avenue E. Cambier. Le second scénario reprend les émissions du trafic après ce changement de circulation. La comparaison de ces deux scénarios a montré que la mise en place de la rue à sens unique a entraîné une très faible diminution (0,07%) des concentrations moyennes de NO_2 à l'échelle du quartier. Cette diminution s'est concentrée principalement dans les zones initialement moins polluées en NO_2 , tandis que des augmentations de concentrations ont été

observées dans les zones déjà plus exposées. De plus, ces rues montrant une augmentation des concentrations sont principalement des rues canyons alors que les diminutions concernaient surtout les rues semi-ouvertes et ouvertes. Cette tendance va à l'encontre de la recommandation habituelle d'accorder la priorité à la diminution des émissions dans les rues canyons, en raison de leur réponse plus forte aux changements d'émissions et de leurs concentrations plus élevées en polluants. Rappelons que lors du calcul des émissions, l'effet de la congestion a été négligé, ainsi que les effets sur le trafic en dehors de la maille. L'utilisation d'un modèle d'émission plus détaillé couplé avec un modèle de trafic dynamique constitue une évolution possible pour la prise en compte de ces effets.

En ce qui concerne la santé des habitants, les effets de ce changement de circulation sont probablement très faibles. Pour les écoles et lieux d'activités sportives, le constat est lui aussi mitigé. Bien que l'évolution soit plus marquée durant les heures d'ouverture, la mise en place du sens unique n'a donné lieu qu'à une faible diminution des concentrations en NO₂ pour certaines écoles voire même une augmentation des concentrations pour d'autres.

Ce travail ne s'est focalisé que sur la mise en place d'une rue à sens unique parmi l'ensemble des changements de circulation du plan Good Move. Il permet donc uniquement de conclure que ce changement ponctuel n'a pas d'influence significative sur la qualité de l'air en RBC. Cette conclusion n'est par ailleurs pas transposable à l'ensemble des mesures ayant été prises depuis 2020 car l'interaction complexe entre les différentes rues mises en sens unique peut donner lieu à des effets cumulatifs (J. ZHANG et al., 2020) qui ne sont pas étudiés dans ce travail. Ce travail ouvre néanmoins la voie à des études à plus grande échelle pour pouvoir déterminer l'effet total de ces changements en RBC.

Références

- AGENCY, E. E. (2021). EMEP/EEA Air Pollutant Emission Inventory Guidebook. https://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2019/part-b-sectoral-guidance-chapters/1-energy/1-a-combustion/1-a-3-b-i/at_download/file
- AMOATEY, P., OMIDVARBORNA, H., AFFUM, H. A., & BAAWAIN, M. (2019). Performance of AERMOD and CALPUFF Models on SO₂ and NO₂ Emissions for Future Health Risk Assessment in Tema Metropolis. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, 25(3), 772-786. <https://doi.org/10.1080/10807039.2018.1451745>
- ARIS, R. (1990, janvier 1). *Vectors, Tensors and the Basic Equations of Fluid Mechanics*. Courier Corporation.
- AUVERGNE-RHONE-ALPES, A. (2011). Modélisation Urbaine de La Pollution Atmosphérique de l'agglomération Stéphanoise. <https://www.atmo-auvergnerhonealpes.fr/publications/modelisation-urbaine-de-la-pollution-atmospherique-de-lagglomeration-stephanoise>
- BARNES, I., & RUDZIŃSKI, K. J. (Éd.). (2013). *Disposal of Dangerous Chemicals in Urban Areas and Mega Cities: Role of Oxides and Acids of Nitrogen in Atmospheric Chemistry*. Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-5034-0>
- BARRATT, R. (2001). *Atmospheric dispersion modelling: An introduction to practical applications*. Earthscan. <https://doi.org/10.4324/9781315071527>
- BARTH, M., MALCOLM, C., YOUNGLOVE, T., & HILL, N. (2001). Recent Validation Efforts for a Comprehensive Modal Emissions Model. *Transportation Research Record Journal of the Transportation Research Board*, 1750(1), 13-23. <https://doi.org/10.3141/1750-02>
- BENSON, P. E. (1992). A review of the development and application of the CALINE3 and 4 models. *Atmospheric Environment. Part B. Urban Atmosphere*, 26(3), 379-390. [https://doi.org/10.1016/0957-1272\(92\)90013-I](https://doi.org/10.1016/0957-1272(92)90013-I)
- BLOCKEN, B., TOMINAGA, Y., & STATHOPOULOS, T. (2013). CFD simulation of micro-scale pollutant dispersion in the built environment. *Building and Environment*, 64, 225-230. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2013.01.001>
- BLOCKEN, B. (2015). Computational Fluid Dynamics for urban physics: Importance, scales, possibilities, limitations and ten tips and tricks towards accurate and reliable simulations. *Building and Environment*, 91, 219-245. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2015.02.015>

- BO, M., SALIZZONI, P., POGNANT, F., MEZZALAMA, R., & CLERICO, M. (2020). A Combined Citizen Science—Modelling Approach for NO₂ Assessment in Torino Urban Agglomeration. *Atmosphere*, 11(7), 721. <https://doi.org/10.3390/atmos11070721>
- BOERSMA, K. F., JACOB, D. J., TRAINIC, M., RUDICH, Y., DESMEDT, I., DIRKSEN, R., & ESKES, H. J. (2009). Validation of urban NO₂ concentrations and their diurnal and seasonal variations observed from the SCIAMACHY and OMI sensors using in situ surface measurements in Israeli cities. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 9(12), 3867-3879. <https://doi.org/10.5194/acp-9-3867-2009>
- BOURDREL, T., BIND, M.-A., BÉJOT, Y., MOREL, O., & ARGACHA, J.-F. (2017). Cardiovascular effects of air pollution. *Archives of Cardiovascular Diseases*, 110(11), 634-642. <https://doi.org/10.1016/j.acvd.2017.05.003>
- BRUGIS. (2022). *Create a Map with Official Brussels Data | Geo*. Récupérée mai 21, 2023, à partir de <https://geobru.irisnet.be/en/maps/new/>
- BRUXELLES ENVIRONNEMENT. (2005). La Qualité de l'air En Région de Bruxelles-Capitale : Mesures à l'immission 2003 - 2005. https://document.environnement.brussels/opac_css/index.php?lvl=notice_display&id=9634&seule=1
- BRUXELLES ENVIRONNEMENT. (2011). Ozone et Dioxyde d'Azote : Rapport Technique.
- BRUXELLES ENVIRONNEMENT. (2019). EVALUATION DE LA ZONE DE BASSES EMISSIONS - Rapport 2018.
- BRUXELLES ENVIRONNEMENT. (2020a). La qualité de l'air en Région de Bruxelles-Capitale : Rapport annuel 2019. https://document.environnement.brussels/opac_css/electfile/RAP_2019_AirQualityAnnualReport_fr.pdf
- BRUXELLES ENVIRONNEMENT. (2020b, mai 6). *Réseau de mesure de la qualité de l'air*. Récupérée juin 1, 2023, à partir de <https://environnement.brussels/citoyen/nos-actions/projets-et-resultats/reseau-de-mesure-de-la-qualite-de-lair>
- BRUXELLES ENVIRONNEMENT. (2022a). Evaluation de La Zone de Basses Emissions Rapport 2021.
- BRUXELLES ENVIRONNEMENT. (2022b, janvier 4). *Qualité de l'air : concentration en dioxyde d'azote (NO₂)*. Bruxelles Environnement. Récupérée octobre 19, 2022, à partir de <https://environnement.brussels/lenvironnement-etat-des-lieux/en-detail/air/qualite-de-lair-concentration-en-dioxyde-dazote-no2>

- BRUXELLES ENVIRONNEMENT. (2022c, juin). La Qualité de l'air En Région de Bruxelles-Capitale : Rapport Annuel 2021. https://document.environnement.brussels/opac_css/elecfile/RAP_2021_AirQualityAnnualReport_fr.pdf
- BRUXELLES MOBILITÉ. (2021). *Good Move*. Récupérée octobre 23, 2022, à partir de <https://mobilite-mobiliteit.brussels/fr/good-move>
- BRUXELLES MOBILITÉ. (2022). *Les Bienfaits | Brussels Mobility Mailles*. Récupérée février 20, 2023, à partir de <https://quartiersapaises.brussels/les-bienfaits>
- BRUXELLES MOBILITÉ. (2023). *Bruxelles Souffre de Congestion Automobile*. Récupérée août 19, 2023, à partir de <https://data.mobility.brussels/home/fr/observatoire/le-traffic-routier/#2>
- CANTER, L. W. (1986). *Environmental impacts of agricultural production activities* (LEWIS PUBLISHERS, INC). CRC Press.
OCLC: 1020697230.
- CAO, L., LI, S., YI, Z., & GAO, M. (2019). Simplification of Carbon Bond Mechanism IV (CBM-IV) under Different Initial Conditions by Using Concentration Sensitivity Analysis. *Molecules (Basel, Switzerland)*, 24(13), 2463. <https://doi.org/10.3390/molecules24132463>
- CARPENTIERI, M., SALIZZONI, P., ROBINS, A., & SOULHAC, L. (2012). Evaluation of a neighbourhood scale, street network dispersion model through comparison with wind tunnel data. *Environmental Modelling & Software*, 37, 110-124. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.009>
- CELLULE INTERRÉGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT. (2023). *Modèles de qualité de l'air — Français*. Récupérée juillet 5, 2023, à partir de <https://www.irceline.be/fr/documentation/modeles>
- CHALABI, Z., MILOJEVIC, A., DOHERTY, R. M., STEVENSON, D. S., MACKENZIE, I. A., MILNER, J., VIENO, M., WILLIAMS, M., & WILKINSON, P. (2017). Applying air pollution modelling within a multi-criteria decision analysis framework to evaluate UK air quality policies. *Atmospheric Environment*, 167, 466-475. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.057>
- CHANG, J. C., & HANNA, S. R. (2004). Air quality model performance evaluation. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 87(1-3). <https://doi.org/10.1007/s00703-003-0070-7>

- CHANG, J. C., & HANNA, S. R. (2005). Technical Descriptions and User's Guide for the BOOT Statistical Model Evaluation Software Package, Version 2.0.
- CHANUT, S., & CHEVALLIER, E. (2012). Estimation des impacts atmosphériques des projets de gestion de trafic : de l'application des modèles théoriques sur des cas concrets. *Recherche Transports Sécurité*, 28(1), 1-14. <https://doi.org/10.1007/s13547-011-0018-4>
- CHOJER, H., BRANCO, P. T. B. S., MARTINS, F. G., ALVIM-FERRAZ, M. C. M., & SOUSA, S. I. V. (2020). Development of low-cost indoor air quality monitoring devices: Recent advancements. *Science of The Total Environment*, 727, 138385. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138385>
- COMMUNE DE SCHAEERBEEK. (2021, janvier 25). *Accueil - GoodMove*. GoodMove. Récupérée février 20, 2023, à partir de <https://goodmove.1030.be/>
- COUDON, T., NGUYEN, C. V., VOLTA, P., GRASSOT, L., COUVIDAT, F., SOULHAC, L., GULLIVER, J., MANCINI, F. R., FERVERS, B., & SALIZZONI, P. (2021). Retrospective Modeling of NO₂ and PM₁₀ Concentrations over the Lyon Metropolitan Area (France), 1990–2010—Performance Evaluation, Exposure Assessment and Correlation between Pollutants. *Atmosphere*, 12(2), 239. <https://doi.org/10.3390/atmos12020239>
- COX, B., NOTTER, B., STEFAN HAUSBERGER, MATZER, C., WELLER, K., DIPPOLD, M., POLITSCHNIG, N., ALLEKOTTE, M., KNÖRR, W., ANDRÉ, M., GAGNEPAIN, L., HULT, C., & JERKSJÖ, M. (2022, janvier 24). HBEFA 4.2 : Documentation of Updates. *INFRAS*. https://www.hbefa.net/e/documents/HBEFA42_Update_Documentation.pdf
- DAI, Y., MAK, C. M., AI, Z., & HANG, J. (2018). Evaluation of computational and physical parameters influencing CFD simulations of pollutant dispersion in building arrays. *Building and Environment*, 137, 90-107. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.04.005>
- DALY, A., & ZANNETTI, P. (2007). Air Pollution Modeling – An Overview. *Air Pollution Modeling*, 14.
- DAVID LECLERCQ. (2023, janvier 18). *Les embouteillages en chute libre à Bruxelles : l'effet Good Move ?* Gocar.be. Récupérée juin 20, 2023, à partir de <https://gocar.be/fr/actu-auto/mobilite/embouteillages-chute-bruxelles-2022-etude-inrix-good-move>
- DEMAEL, E., & CARISSIMO, B. (2008). Comparative Evaluation of an Eulerian CFD and Gaussian Plume Models Based on Prairie Grass Dispersion Experiment. *Journal of*

- Applied Meteorology and Climatology*, 47(3), 888-900. <https://doi.org/10.1175/2007JAMC1375.1>
- de VILLERS, J., SQUILBIN, M., & VANDERSTRATEN, P. (2016). 8. OXYDES D'AZOTE (NOX). https://document.environnement.brussels/opac_css/elecfile/Air%208
- DEZZUTTI, M., BERRI, G., & VENEGAS, L. (2018). Intercomparison of Atmospheric Dispersion Models Applied to an Urban Street Canyon of Irregular Geometry. *Aerosol and Air Quality Research*, 18(3), 820-828. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2017.11.0489>
- DI SABATINO, S., BUCCOLIERI, R., & SALIZZONI, P. (2013). Recent Advancements in Numerical Modelling of Flow and Dispersion in Urban Areas: A Short Review. *International Journal of Environment and Pollution*, 52, 172-191. <https://doi.org/10.1504/IJEP.2013.058454>
- DUQUE, L., RELVAS, H., SILVEIRA, C., FERREIRA, J., MONTEIRO, A., GAMA, C., RAFAEL, S., FREITAS, S., BORREGO, C., & MIRANDA, A. (2016). Evaluating Strategies to Reduce Urban Air Pollution. *Atmospheric Environment*, 127, 196-204. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.12.043>
- ROPOSITION D'ORDONNANCE : Organisant Un Simulateur Régional de Planification de La Mobilité (2016, juin 7).
- EMISIA SA. (2023, avril). *COPERT Versions*. Récupérée août 4, 2023, à partir de <https://www.emisia.com/utilities/copert/versions/>
- EPA, U. (1994). *User's Guide to MOBILE5: (Mobile Source Emission Factor Model)*. U.S. Environmental Protection Agency.
- ETC/ACM, B. R. (December 2011). Guide on modelling Nitrogen Dioxide (NO₂) for air quality assessment and planning relevant to the european air quality directive. *ETC/ACM Technical Paper 2011/15*. https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-atni/products/etc-atni-reports/etcacm_tp_2011_15_fairmode_guide_modelling_no2
- EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. (2023). *Air pollution and children's health*. Publications Office. Récupérée juillet 5, 2023, à partir de <https://data.europa.eu/doi/10.2800/467949>
- FALLAH SHORSHANI, M., ANDRÉ, M., BONHOMME, C., & SEIGNEUR, C. (2015). Modelling chain for the effect of road traffic on air and water quality: Techniques, current status and future prospects. *Environmental Modelling & Software*, 64, 102-123. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2014.11.020>

- FALLAH-SHORSHANI, M., SHEKARRIZFARD, M., & HATZOPOULOU, M. (2017a). Integrating a street-canyon model with a regional Gaussian dispersion model for improved characterisation of near-road air pollution. *Atmospheric Environment*, 153, 21-31. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.01.006>
- FALLAH-SHORSHANI, M., SHEKARRIZFARD, M., & HATZOPOULOU, M. (2017b). Evaluation of regional and local atmospheric dispersion models for the analysis of traffic-related air pollution in urban areas. *Atmospheric Environment*, 167, 270-282. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.025>
- FELLINI, S., SALIZZONI, P., SOULHAC, L., & RIDOLFI, L. (2019). Propagation of toxic substances in the urban atmosphere: A complex network perspective. *Atmospheric Environment*, 198, 291-301. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2018.10.062>
- FERREIRA, M., OLIVEIRA, A., SOARES, J., CODATO, G., BÁRBARO, E., & ESCOBEDO, J. (2011). Radiation Balance at the Surface in the City of São Paulo, Brazil: Diurnal and Seasonal Variations. *Theoretical and Applied Climatology*, 107, 229-246. <https://doi.org/10.1007/s00704-011-0480-2>
- FINZI, G., & NUNNARI, G. (2005). Air Quality Forecast and Alarm Systems. In *Air Quality Forecast and Alarm Systems. Chapter 16A of AIR QUALITY MODELING - Theories, Methodologies, Computational Techniques, and Available Databases and Software. Vol. II – Advanced Topics* (A&WMA, p. 58, T. 2).
- FOREHEAD, H., & HUYNH, N. (2018). Review of modelling air pollution from traffic at street-level - The state of the science. *Environmental Pollution*, 241, 775-786. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.06.019>
- GARBERO, V. (2008). Pollutant dispersion in urban canopy study of the plume behaviour through an obstacle array, 154.
- GARCÍA-CHAN, N., ALVAREZ-VÁZQUEZ, L. J., MARTÍNEZ, A., & VÁZQUEZ-MÉNDEZ, M. E. (2022). Optimal control of atmospheric pollution because of urban traffic flow by means of Stackelberg strategies. *Optimization and Engineering*, 23(2), 1165-1188. <https://doi.org/10.1007/s11081-021-09636-w>
- GIEC. (2022). Climate Change 2022: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. <https://doi.org/10.1017/9781009157926>

- GONG, W., BEAGLEY, S. R., COUSINEAU, S., SASSI, M., MUNOZ-ALPIZAR, R., MÉNARD, S., RACINE, J., ZHANG, J., CHEN, J., MORRISON, H., SHARMA, S., HUANG, L., BELLAVANCE, P., LY, J., IZDEBSKI, P., LYONS, L., & HOLT, R. (2018). Assessing the Impact of Shipping Emissions on Air Pollution in the Canadian Arctic and Northern Regions: Current and Future Modelled Scenarios. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 18(22), 16653-16687. <https://doi.org/10.5194/acp-18-16653-2018>
- GRIMMOND, C. S. B., & OKE, T. R. (1999). Aerodynamic properties of urban areas derived from analysis of surface form. <https://doi.org/10.14288/1.0041952>
- GRONWALD, F., & CHANG, S.-Y. (2018). Evaluation of the Precision and Accuracy of Multiple Air Dispersion Models. *Journal of Atmospheric Pollution*, 6(1), 1-11. <https://doi.org/10.12691/jap-6-1-1>
- GRYLLS, T., LE CORNEC, C. M. A., SALIZZONI, P., SOULHAC, L., STETTLER, M. E. J., & van REEUWIJK, M. (2019). Evaluation of an operational air quality model using large-eddy simulation. *Atmospheric Environment: X*, 3, 100041. <https://doi.org/10.1016/j.aeaoa.2019.100041>
- HANNA, S., & CHANG, J. (2012). Acceptance Criteria for Urban Dispersion Model Evaluation. *Meteorology and Atmospheric Physics*, 116. <https://doi.org/10.1007/s00703-011-0177-1>
- HANNA, S. R., & CHANG, J. (2011). Setting Acceptance Criteria for Air Quality Models. In D. G. STEYN & S. TRINI CASTELLI (Éd.), *Air Pollution Modeling and its Application XXI* (p. 479-484). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-1359-8_80
- HANNA, S. R., & CHANG, J. C. (1992). Boundary-layer parameterizations for applied dispersion modeling over urban areas. *Boundary-Layer Meteorology*, 58(3), 229-259. <https://doi.org/10.1007/BF02033826>
- HASSAN BHAT, T., JIAWEN, G., & FARZANEH, H. (2021). Air Pollution Health Risk Assessment (AP-HRA), Principles and Applications. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18(4), 1935. <https://doi.org/10.3390/ijerph18041935>
- HELBING, D., HENNECKE, A., SHVETSOV, V., & TREIBER, M. (2002). Micro- and macro-simulation of freeway traffic. *Mathematical and Computer Modelling*, 35(5), 517-547. [https://doi.org/10.1016/S0895-7177\(02\)80019-X](https://doi.org/10.1016/S0895-7177(02)80019-X)

- HESAMI ARANI, M., JAAFARZADEH, N., MOSLEMZADEH, M., REZVANI GHALHARI, M., BAGHERI ARANI, S., & MOHAMMADZADEH, M. (2021). Dispersion of NO₂ and SO₂ pollutants in the rolling industry with AERMOD model: A case study to assess human health risk. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 19(2), 1287-1298. <https://doi.org/10.1007/s40201-021-00686-x>
- HUANG, Y., LEI, C., LIU, C.-H., PEREZ, P., FOREHEAD, H., KONG, S., & ZHOU, J. L. (2021). A review of strategies for mitigating roadside air pollution in urban street canyons. *Environmental Pollution*, 280, 116971. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.116971>
- HUNT, S. W., WINNER, D. A., WESSON, K., & KELLY, J. T. (2021). Furthering a Partnership: Air Quality Modeling and Improving Public Health. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 71(6), 682-688. <https://doi.org/10.1080/10962247.2021.1876180>
- INSTITUT BRUXELLOIS DE STATISTIQUE ET D'ANALYSE & PERSPECTIVE.BRUSSELS. (2023). *Carte Interactive - Monitoring Des Quartiers*. Récupérée mai 24, 2023, à partir de <https://monitoringdesquartiers.brussels/Indicator/IndicatorPage/2259?Year=2018&GeoEntity=2>
- ISBA. (2023, mars 9). *Bruxelles est-elle une ville verte ?* perspective.brussels. Récupérée mars 12, 2023, à partir de <https://perspective.brussels/fr/actualites/bruxelles-est-elle-une-ville-verte>
- JANEŽ, M., VEROVŠEK, Š., ZUPANČIČ, T., & MOŠKON, M. (2022). Citizen Science for Traffic Monitoring: Investigating the Potentials for Complementing Traffic Counters with Crowdsourced Data. *Sustainability*, 14(2), 622. <https://doi.org/10.3390/su14020622>
- JANSSEN, S., & THUNIS, P. (2022). *FAIRMODE guidance document on modelling quality objectives and benchmarking: Version 3.3*. Publications Office. Récupérée mars 29, 2023, à partir de <https://data.europa.eu/doi/10.2760/41988>
- JAUVION, G., CASSARD, T., QUENNEHEN, B., & LISSMYR, D. (2020). DeepPlume: Very High Resolution Real-Time Air Quality Mapping. *arXiv*. <https://doi.org/10.48550/arxiv.2002.10394>
- JITTRA, N., PINTHONG, N., & THEPANONDH, S. (2015). Performance Evaluation of AERMOD and CALPUFF Air Dispersion Models in Industrial Complex Area. *Air, Soil and Water Research*, 8, ASWR.S32781. <https://doi.org/10.4137/ASWR.S32781>

- JM, Y., & M, Y. (2021). Évaluation quantitative d'impact sur la santé (EQIS) de la pollution de l'air ambiant en région Auvergne-Rhône-Alpes, période 2016-2018. si
- JOHNSON, J. B. (2022). An Introduction to Atmospheric Pollutant Dispersion Modelling. *ECAS* 2022, 18. <https://doi.org/10.3390/ecas2022-12826>
- KIM, Y., WU, Y., SEIGNEUR, C., & ROUSTAN, Y. (2018). Multi-scale modeling of urban air pollution: Development and application of a Street-in-Grid model (v1.0) by coupling MUNICH (v1.0) and Polair3D (v1.8.1). *Geoscientific Model Development*, 11(2), 611-629. <https://doi.org/10.5194/gmd-11-611-2018>
- KRASZKIEWICZ, A., PRZYWARA, A., & PARAFINIUK, S. (2022). Emission of Nitric Oxide during the Combustion of Various Forms of Solid Biofuels in a Low-Power Heating Device. *Energies*, 15(16), 5960. <https://doi.org/10.3390/en15165960>
- KUMAR, A., PATIL, R. S., DIKSHIT, A. K., ISLAM, S., & KUMAR, R. (2016). Evaluation of control strategies for industrial air pollution sources using American Meteorological Society/Environmental Protection Agency Regulatory Model with simulated meteorology by Weather Research and Forecasting Model. *Journal of Cleaner Production*, 116, 110-117. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.12.079>
- LANGE, K., RICHTER, A., & BURROWS, J. P. (2022). Variability of nitrogen oxide emission fluxes and lifetimes estimated from Sentinel-5P TROPOMI observations. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 22(4), 2745-2767. <https://doi.org/10.5194/acp-22-2745-2022>
- LAURIKS, F., JACOBS, D., & MEYSMAN, F. (2022, mars 18). CurieuzenAir: Data collection, data analysis and results. *Universiteit Antwerpen*. https://curieuzenair.brussels/wp-content/uploads/2022/03/CurieuzenAir_AirQualityInBrussels-Report-Final-Version.pdf
- LEJRI, D., CAN, A., SCHIPER, N., & LECLERCQ, L. (2018). Accounting for traffic speed dynamics when calculating COPERT and PHEM pollutant emissions at the urban scale. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 63, 588-603. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2018.06.023>
- LI, T., FELLINI, S., & van REEUWIJK, M. (2023). Urban air quality: What is the optimal place to reduce transport emissions? *Atmospheric Environment*, 292, 119432. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2022.119432>

- LIANG, M., CHAO, Y., TU, Y., & XU, T. (2023). Vehicle Pollutant Dispersion in the Urban Atmospheric Environment: A Review of Mechanism, Modeling, and Application. *Atmosphere*, 14(2), 279. <https://doi.org/10.3390/atmos14020279>
- LIORA, N., POUPKOU, A., KONTOS, S., MELETI, C., CHRYSOSTOMOU, K., AYFANTOPOULOU, G., ZOUNTSA, S., KALOGIROU, C., CHACARTEGUI, R., LIGUORI, F., BRESSAN, M., ALMEIDA, S., & MELAS, D. (2021). Estimating Road Transport Pollutant Emissions Under Traffic-Congested Conditions with an Integrated Modelling Tool—Emissions Reduction Scenarios Analysis. *Emission Control Science and Technology*, 7. <https://doi.org/10.1007/s40825-021-00191-5>
- MAISON, A., FLAGEUL, C., CARISSIMO, B., TUZET, A., & SARTELET, K. (2022). Parametrization of Horizontal and Vertical Transfers for the Street-Network Model MUNICH Using the CFD Model Code_Saturne. *Atmosphere*, 13(4), 527. <https://doi.org/10.3390/atmos13040527>
- MALLET, V., QUÉLO, D., SPORTISSE, B., AHMED DE BIASI, M., DEBRY, É., KORSAKISSOK, I., WU, L., ROUSTAN, Y., SARTELET, K., TOMBETTE, M., & FOU DHIL, H. (2007). Technical Note: The air quality modeling system Polyphemus. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 7(20), 5479-5487. <https://doi.org/10.5194/acp-7-5479-2007>
- MENUT, L., BESSAGNET, B., KHVOROSTYANOV, D., BEEKMANN, M., BLOND, N., COLETTE, A., COLL, I., CURCI, G., FORET, G., HODZIC, A., MAILLER, S., MELEUX, F., MONGE, J.-L., PISON, I., SIOUR, G., TURQUETY, S., VALARI, M., VAUTARD, R., & VIVANCO, M. G. (2013). CHIMERE 2013: A model for regional atmospheric composition modelling. *Geoscientific Model Development*, 6(4), 981-1028. <https://doi.org/10.5194/gmd-6-981-2013>
- NELSON, P. F., & HAYNES, B. S. (1994). Hydrocarbon-NO_x interactions at low temperatures—1. Conversion of NO to NO₂ promoted by propane and the formation of HNCO. *Symposium (International) on Combustion*, 25(1), 1003-1010. [https://doi.org/10.1016/S0082-0784\(06\)80737-X](https://doi.org/10.1016/S0082-0784(06)80737-X)
- NIEPSCH, D., CLARKE, L. J., TZOULAS, K., & CAVAN, G. (2022). Spatiotemporal variability of nitrogen dioxide (NO₂) pollution in Manchester (UK) city centre (2017–2018) using a fine spatial scale single-NO_x diffusion tube network. *Environmental Geochemistry and Health*, 44(11), 3907-3927. <https://doi.org/10.1007/s10653-021-01149-w>

- NTZIACHRISTOS, L., GKATZOFLIAS, D., KOURIDIS, C., & SAMARAS, Z. (2009). COPERT: A European Road Transport Emission Inventory Model. In I. N. ATHANASIADIS, A. E. RIZZOLI, P. A. MITKAS & J. M. GÓMEZ (Éd.), *Information Technologies in Environmental Engineering* (p. 491-504). Springer Berlin Heidelberg. https://doi.org/10.1007/978-3-540-88351-7_37
- OCDE. (2016). *The Economic Consequences of Outdoor Air Pollution*. Organisation for Economic Co-operation and Development. Récupérée décembre 2, 2022, à partir de https://www.oecd-ilibrary.org/environment/the-economic-consequences-of-outdoor-air-pollution_9789264257474-en
- OETTL, D., STURM, P. J., PRETTERHOFER, G., BACHER, M., RODLER, J., & ALMBAUER, R. A. (2003). Lagrangian Dispersion Modeling of Vehicular Emissions from a Highway in Complex Terrain. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 53(10), 1233-1240. <https://doi.org/10.1080/10473289.2003.10466286>
- OKE, T. (1988). The urban energy balance. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, 12(4), 471-508. <https://doi.org/10.1177/030913338801200401>
- OMS. (2013a). *Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide*. WHO Regional Office for Europe. Récupérée juin 20, 2023, à partir de <https://apps.who.int/iris/handle/10665/153692>
- OMS. (2013b). *Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project: Technical Report*. WHO Regional Office for Europe. Récupérée novembre 30, 2022, à partir de <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK361805/>
- OMS. (2021a). *Literature Review on Chemical Pollutants in Indoor Air in Public Settings for Children and Overview of Their Health Effects*.
- OMS. (2021b). *WHO global air quality guidelines: Particulate matter (PM_{2.5} and PM₁₀), ozone, nitrogen dioxide, sulfur dioxide and carbon monoxide*. World Health Organization. Récupérée octobre 8, 2022, à partir de <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345329>
- PANTUSHEVA, M., MITKOV, R., HRISTOV, P. O., & PETROVA-ANTONOVA, D. (2022). Air Pollution Dispersion Modelling in Urban Environment Using CFD: A Systematic Review. *Atmosphere*, 13(10), 1640. <https://doi.org/10.3390/atmos13101640>

- RODRIGUEZ-REY, D., GUEVARA, M., LINARES, M. P., CASANOVAS, J., ARMENGOL, J. M., BENAVIDES, J., SORET, A., JORBA, O., TENA, C., & GARCÍA-PANDO, C. P. (2022). To what extent the traffic restriction policies applied in Barcelona city can improve its air quality? *Science of The Total Environment*, 807, 150743. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150743>
- SACHDEVA, S., & BAKSI, S. (2018). Air Pollutant Dispersion Models: A Review. In N. A. SIDDIQUI, S. M. TAUSEEF & K. BANSAL (Éd.), *Advances in Health and Environment Safety* (p. 203-207). Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-10-7122-5_20
- SALEM, N. B., GARBERO, V., SALIZZONI, P., LAMAISSON, G., & SOULHAC, L. (2015). Modelling Pollutant Dispersion in a Street Network. *Boundary-Layer Meteorology*, 155(1), 157-187. <https://doi.org/10.1007/s10546-014-9990-7>
- SANCHEZ, B., SANTIAGO, J. L., MARTILLI, A., MARTIN, F., BERGE, R., QUAASSDORFF, C., & de la PAZ, D. (2017). Modelling NOX concentrations through CFD-RANS in an urban hot-spot using high resolution traffic emissions and meteorology from a mesoscale model. *Atmospheric Environment*, 163, 155-165. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.05.022>
- SEANGKIATYUTH, K., SURAPIPITH, V., TANTRAKARNAPA, K., & LOTHONGKUM, A. W. (2011). Application of the AERMOD modeling system for environmental impact assessment of NO2 emissions from a cement complex. *Journal of Environmental Sciences*, 23(6), 931-940. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(10\)60499-8](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(10)60499-8)
- SEHMEL, G. A. (1984, mars 1). *Dry deposition velocities* (PNL-SA-12156; CONF-8403106-1). Pacific Northwest National Lab. (PNNL), Richland, WA (United States). <https://doi.org/10.2172/5017736>
- SEINFELD, J. H., & PANDIS, S. N. (2006). *Atmospheric chemistry and physics: From air pollution to climate change* (2nd ed). J. Wiley. <http://archive.org/details/0237-pdf-atmospheric-chemistry-and-physics-2nd-ed-j.-seinfeld-s.-pandis-wiley-2006-ww>
OCLC: ocm62493628.
- SHAFIQ, R. (2023, janvier 15). *What Is A Static Model? (Everything You Need To Know)*. Récupérée juin 24, 2023, à partir de <https://mathvswild.com/static-model/>

- SMIT, R. (2006). An Examination of Congestion in Road Traffic Emission Models and Their Application to Urban Road Networks. <http://www4.gu.edu.au:8080/adt-root/public/adt-QGU20070724.155421/index.html>. Récupérée juin 4, 2023, à partir de <https://research-repository.griffith.edu.au/bitstream/handle/10072/365194/02Whole.pdf?sequence=1>
- SMIT, R., SMOKERS, R., & RABÉ, E. (2007). A new modelling approach for road traffic emissions: VERSIT+. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 12(6), 414-422. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2007.05.001>
- SOULHAC, L., GARBERO, V., SALIZZONI, P., MEJEAN, P., & PERKINS, R. (2009). Flow and dispersion in street intersections. *Atmospheric Environment*, 43(18), 2981-2996. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.02.061>
- SOULHAC, L., NGUYEN, C., VOLTA, P., & SALIZZONI, P. (2017). The model SIRANE for atmospheric urban pollutant dispersion. PART III: Validation against NO₂ yearly concentration measurements in a large urban agglomeration. *Atmospheric Environment*, 167, 377-388. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.08.034>
- SOULHAC, L., SALIZZONI, P., MEJEAN, P., DIDIER, D., & RIOS, I. (2012). The model SIRANE for atmospheric urban pollutant dispersion; PART II, validation of the model on a real case study. *Atmospheric Environment*, 49, 320-337. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.11.031>
- SOULHAC, L. (2000, mars). *Modélisation de La Dispersion Atmosphérique à l'intérieur de La Canopée Urbaine* [Theses]. Ecole Centrale de Lyon. Récupérée décembre 3, 2022, à partir de <https://hal.archives-ouvertes.fr/tel-01727430>
- SOULHAC, L., FELLINI, S., NGUYEN, C. V., & SALIZZONI, P. (2023). Evaluation of Photo-stationary and Non-Photostationary Operational Models for NO_x Pollution in a Street Canyon. *Atmospheric Environment*, 297, 119589. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2023.119589>
- SOULHAC, L., PERKINS, R. J., & SALIZZONI, P. (2008). Flow in a Street Canyon for any External Wind Direction. *Boundary-Layer Meteorology*, 126(3), 365-388. <https://doi.org/10.1007/s10546-007-9238-x>
- SOULHAC, L., SALIZZONI, P., CIERCO, F.-X., & PERKINS, R. (2011). The model SIRANE for atmospheric urban pollutant dispersion; part I, presentation of the model. *Atmospheric Environment*, 45(39), 7379-7395. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2011.07.008>

- SOULHAC, L., SALIZZONI, P., EMMANUELLI, A., PERKINS, R., CHARVOLIN, P., CORREIA, H., LAMAISSON, G., & NGUYEN, C. V. (s. d.). *User Guide*. SIRANE. <http://air.ec-lyon.fr/SIRANE/>
- SPW ENERGIE. (2021, juin 4). FAQ Degres-Jours. <https://energie.wallonie.be/servlet/Repository/faq-degres-jours.pdf?ID=62349>
- SYMOENS, L. (2021, octobre). Diagnostic de Mobilité Du Pentagone. Récupérée octobre 23, 2022, à partir de https://www.bruxelles.be/sites/default/files/bxl/GoodMove_Diagnostic_Mobilite_Pentagone_Fr.pdf
- TAHON, C., BONTE, T., & GIBAUD, A. (2013). Simulation of Urban Transport Systems. In *Multimodal Transport Systems* (p. 71-137). John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/9781118577202.ch2>
- TCHEPEL, O., COSTA, A. M., MARTINS, H., FERREIRA, J., MONTEIRO, A., MIRANDA, A. I., & BORREGO, C. (2010). Determination of background concentrations for air quality models using spectral analysis and filtering of monitoring data. *Atmospheric Environment*, 44(1), 106-114. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2009.08.038>
- THUNIS, P., PEDERZOLI, A., & PERNIGOTTI, D. (2012). Performance criteria to evaluate air quality modeling applications. *Atmospheric Environment*, 59, 476-482. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2012.05.043>
- TIMMERMAN, B. H., & BRYANSTON-CROSS, P. J. (2007). Optical investigation of heat release and NO_x production in combustion. *Journal of Physics: Conference Series*, 85(1), 012007. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/85/1/012007>
- TOGNET, F. (2016). ETUDE COMPARATIVE DES MODELES ADMS URBAN ET SIRANE SUR UN CAS TEST.
- US EPA, O. A. R. (2016a, juillet 6). *Basic Information about NO₂*. Récupérée octobre 19, 2022, à partir de <https://www.epa.gov/no2-pollution/basic-information-about-no2>
- US EPA, O. A. R. (2016b, septembre 15). *Air Pollutant Receptor Modeling*. Récupérée novembre 20, 2022, à partir de <https://www.epa.gov/scram/air-pollutant-receptor-modeling>
- WANG, A., FALLAH-SHORSHANI, M., XU, J., & HATZOPOULOU, M. (2016). Characterizing near-road air pollution using local-scale emission and dispersion models and validation against in-situ measurements. *Atmospheric Environment*, 142, 452-464. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.08.020>

- WU, L., HANG, J., WANG, X., SHAO, M., & GONG, C. (2021). APFoam 1.0: Integrated computational fluid dynamics simulation of O_3 - NO_x -volatile organic compound chemistry and pollutant dispersion in a typical street canyon. *Geoscientific Model Development*, 14(7), 4655-4681. <https://doi.org/10.5194/gmd-14-4655-2021>
- YADAV, R., TRIVEDI, P., SAHU, L. K., BEIG, G., & TRIPATHI, N. (2020). Air Pollution Modeling. In P. SAXENA & A. SRIVASTAVA (Éd.), *Air Pollution and Environmental Health* (p. 37-55). Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-15-3481-2_3
- YANG, X., MCCOY, E., HOUGH, K., & de NAZELLE, A. (2022). Evaluation of low traffic neighbourhood (LTN) impacts on NO_2 and traffic. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 113, 103536. <https://doi.org/10.1016/j.trd.2022.103536>
- YU, C. H., MORANDI, M. T., & WEISEL, C. P. (2008). Passive dosimeters for nitrogen dioxide in personal/indoor air sampling: A review. *Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology*, 18(5), 441-451. <https://doi.org/10.1038/jes.2008.22>
- ZALLINGER, M., TATE, J., & HAUSBERGER, S. (2008). An Instantaneous Emission Model for the Passenger Car Fleet. Récupérée juin 4, 2023, à partir de <https://www.semanticscholar.org/paper/An-instantaneous-emission-model-for-the-passenger-Zallinger-Tate/5326e8def531ca4e4eb0f0bd6e31780df6b26931>
- ZANNETTI, P. (1990). Lagrangian Dispersion Models. In *Air Pollution Modeling* (p. 185-222). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4757-4465-1_8
- ZHANG, J., ZHANG, X., YANG, Y., & ZHOU, B. (2020). Study on the influence of one-way street optimization design on traffic operation system. *Measurement and Control*, 53(7-8), 1107-1115. <https://doi.org/10.1177/0020294020932366>
- ZHANG, K., CHEN, G., ZHANG, Y., LIU, S., WANG, X., WANG, B., & HANG, J. (2020). Integrated impacts of turbulent mixing and NO_x - O_3 photochemistry on reactive pollutant dispersion and intake fraction in shallow and deep street canyons. *Science of The Total Environment*, 712, 135553. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135553>
- ZHENG, X., & YANG, J. (2021). CFD simulations of wind flow and pollutant dispersion in a street canyon with traffic flow: Comparison between RANS and LES. *Sustainable Cities and Society*, 75, 103307. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2021.103307>

Annexes

A. Codes Python	81
B. Campagne de mesures du trafic	81
C. Analyse qualitative	83
C.1. Nuage de points des prédictions en fonction des observations	83
C.2. Quantile-quantile des prédictions en fonction des observations	86
C.3. Résidus en fonction de variables indépendantes	88
D. Analyse quantitative	100

A. Codes Python

L'ensemble des données récoltées ainsi que les codes développés dans le cadre de ce mémoire sont présents à l'adresse suivante : <https://gitfront.io/r/Diego-Neve/Ljd6aS6k6uvK/Donnee-et-code-Memoire/>. Ces codes ont été écrits en Python 3.8 et sont disponibles sous licence MIT.

Un dépôt GitHub distinct a été créé pour permettre le développement et l'amélioration de PySiWrap par la communauté : <https://gitfront.io/r/Diego-Neve/GpDWY8zD5zQ2/PySiWrap/>.

B. Campagne de mesures du trafic

La campagne de mesures réalisée pour ce travail a été réalisée à quarte intersections (figure B.1). Le nombre de voitures comptées à chaque rue est repris dans le tableau B.1.

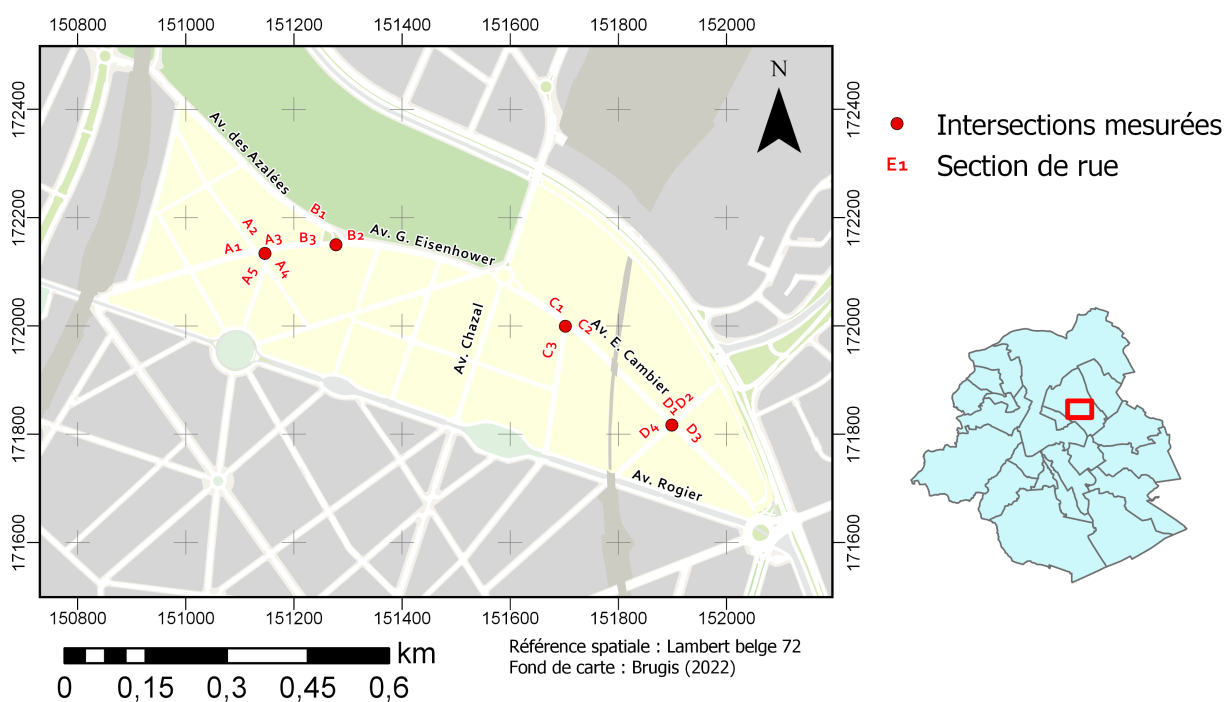


Figure B.1 – Répartition des segments de rue mesurés lors de la campagne du 16/03/23.

Tableau B.1 – Nombre de voitures comptées par segments de rue lors de la campagne du 16/03/23.

Heure de début	Heure de fin	Segment de rue	Nombre de voitures
15 :25	16 :25	A1	112
15 :25	16 :25	A2	20
15 :25	16 :25	A3	209
15 :25	16 :25	A4	19
15 :25	16 :25	A5	122
15 :25	16 :25	B1	361
15 :25	16 :25	B2	251
15 :25	16 :25	B3	223
16 :35	17 :35	C1	131
16 :35	17 :35	C2	117
16 :35	17 :35	C3	72
16 :38	17 :38	D1	117
16 :38	17 :38	D2	52
16 :38	17 :38	D3	120
16 :38	17 :38	D4	78

C. Analyse qualitative

L'ensemble des graphiques réalisés lors de l'analyse qualitative sont repris ici. Ils sont présentés pour les NO, NO₂, O₃ et NO_x. Les concentrations en NO_x, exprimées en µgNO_{2eq}/m³, sont déterminées avec

$$C_{NOx} = C_{NO_2} + \frac{46 C_{NO}}{30} \quad (28)$$

avec C_{NO_2} [µgNO₂/m³] les concentrations en NO₂ et C_{NO} [µgNO/m³] les concentrations en NO. Les concentrations en O₃ sont exprimées en µgO₃/m³ dans cette Annexe.

C.1. Nuage de points des prédictions en fonction des observations

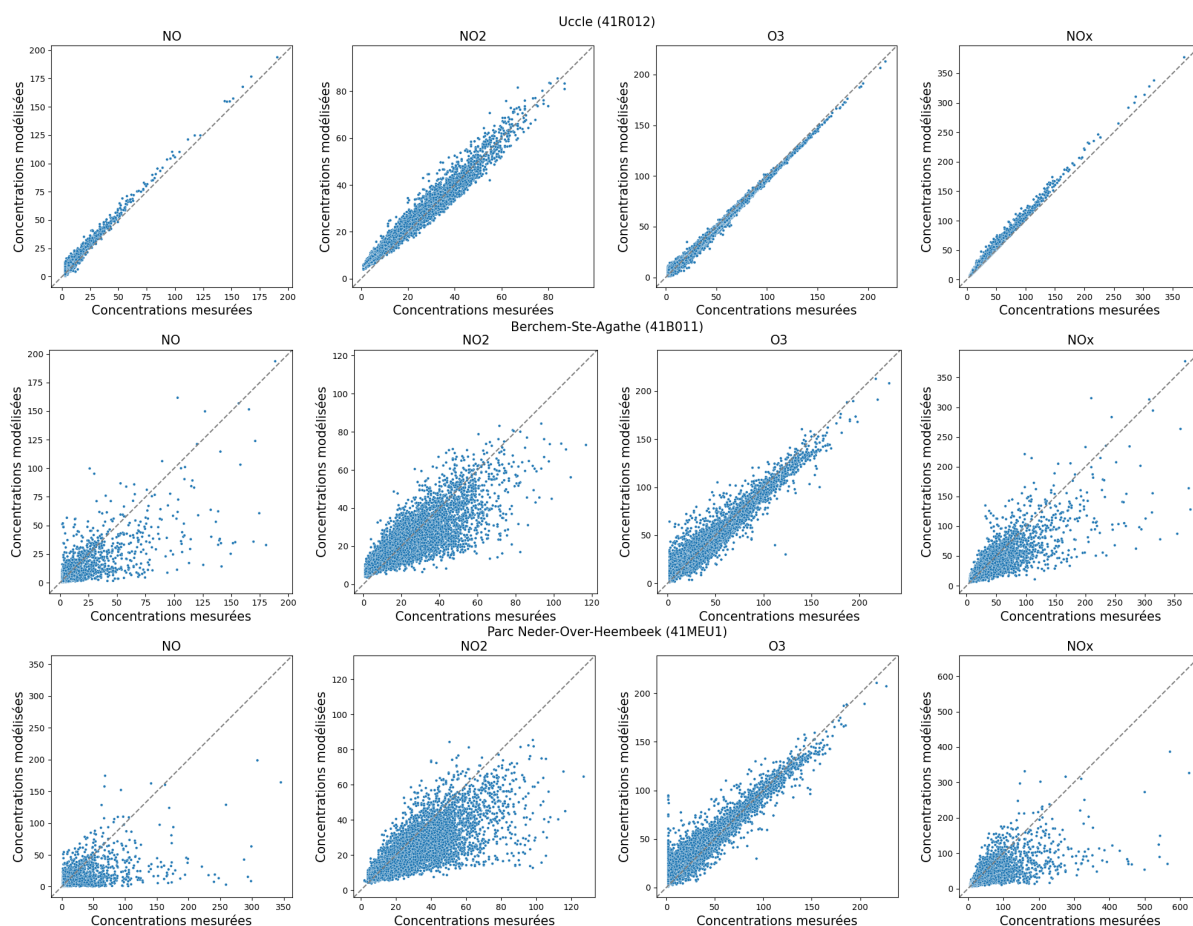


Figure C.1 – Graphique en nuage de points des concentrations modélisées en fonction des concentrations observées. Les graphiques sont ordonnés par station de mesures allant de la plus faible influence du trafic à la plus forte.

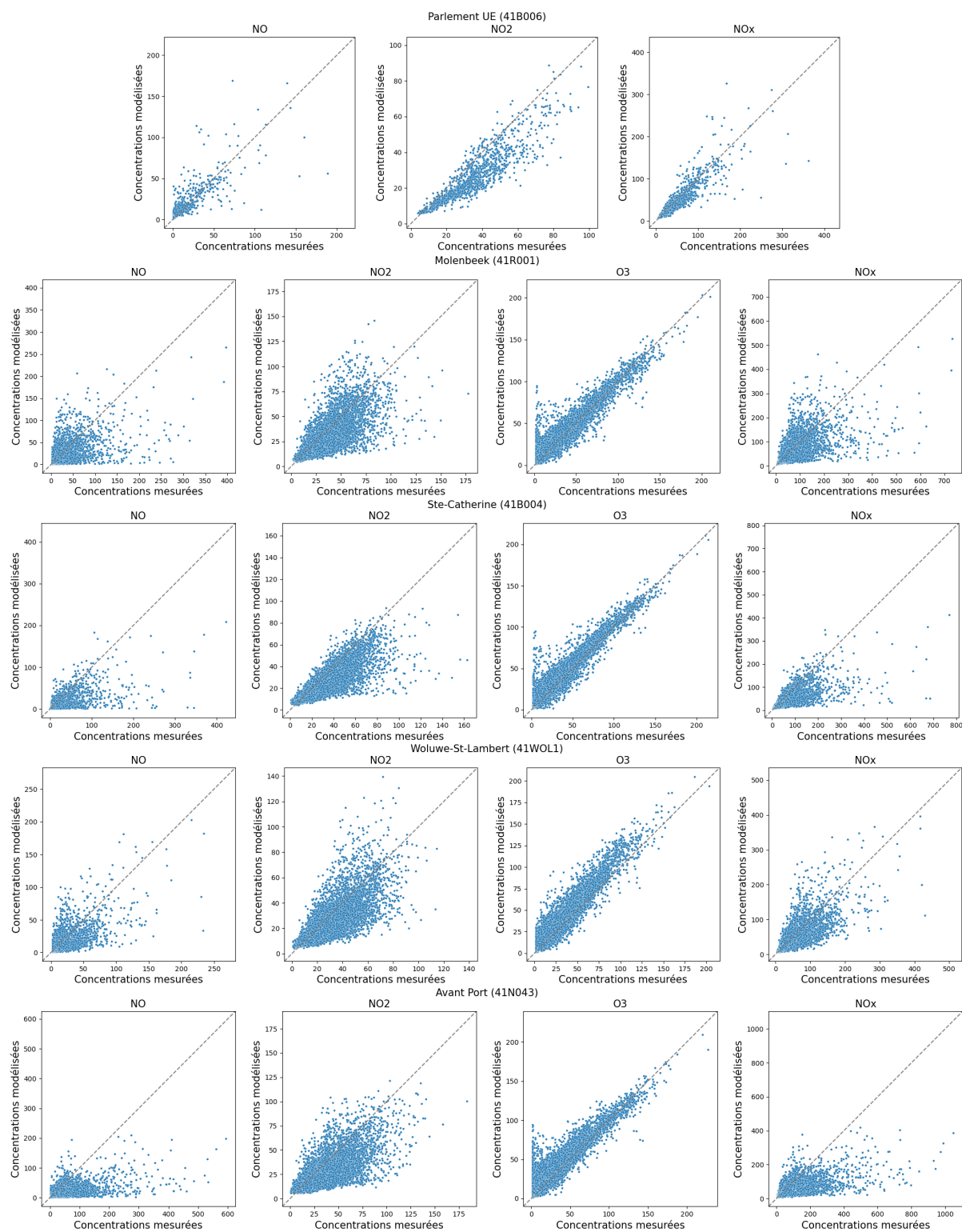


Figure C.1 – Suite.

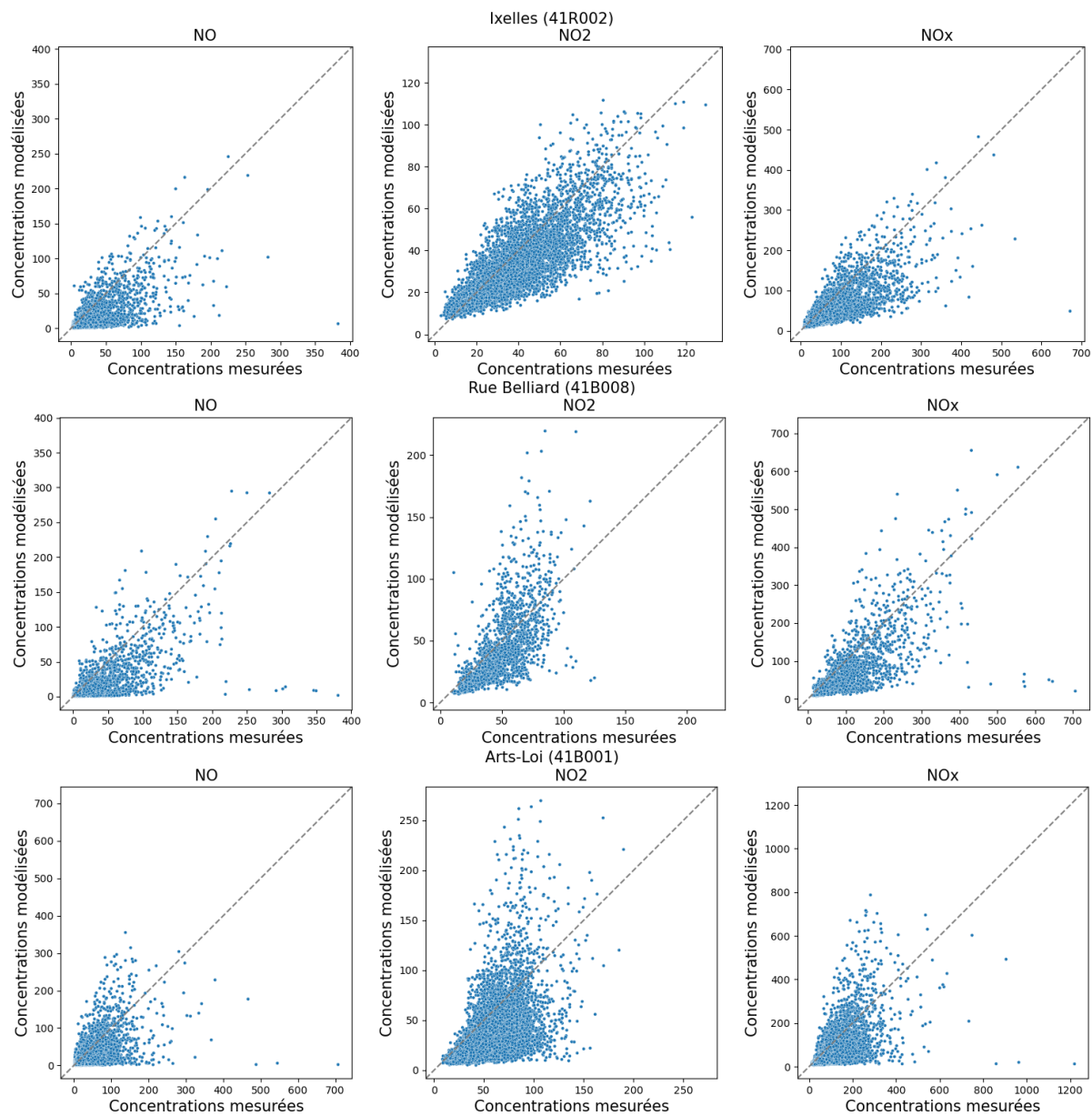


Figure C.1 – Suite et fin.

C.2. Quantile-quantile des prédictions en fonction des observations

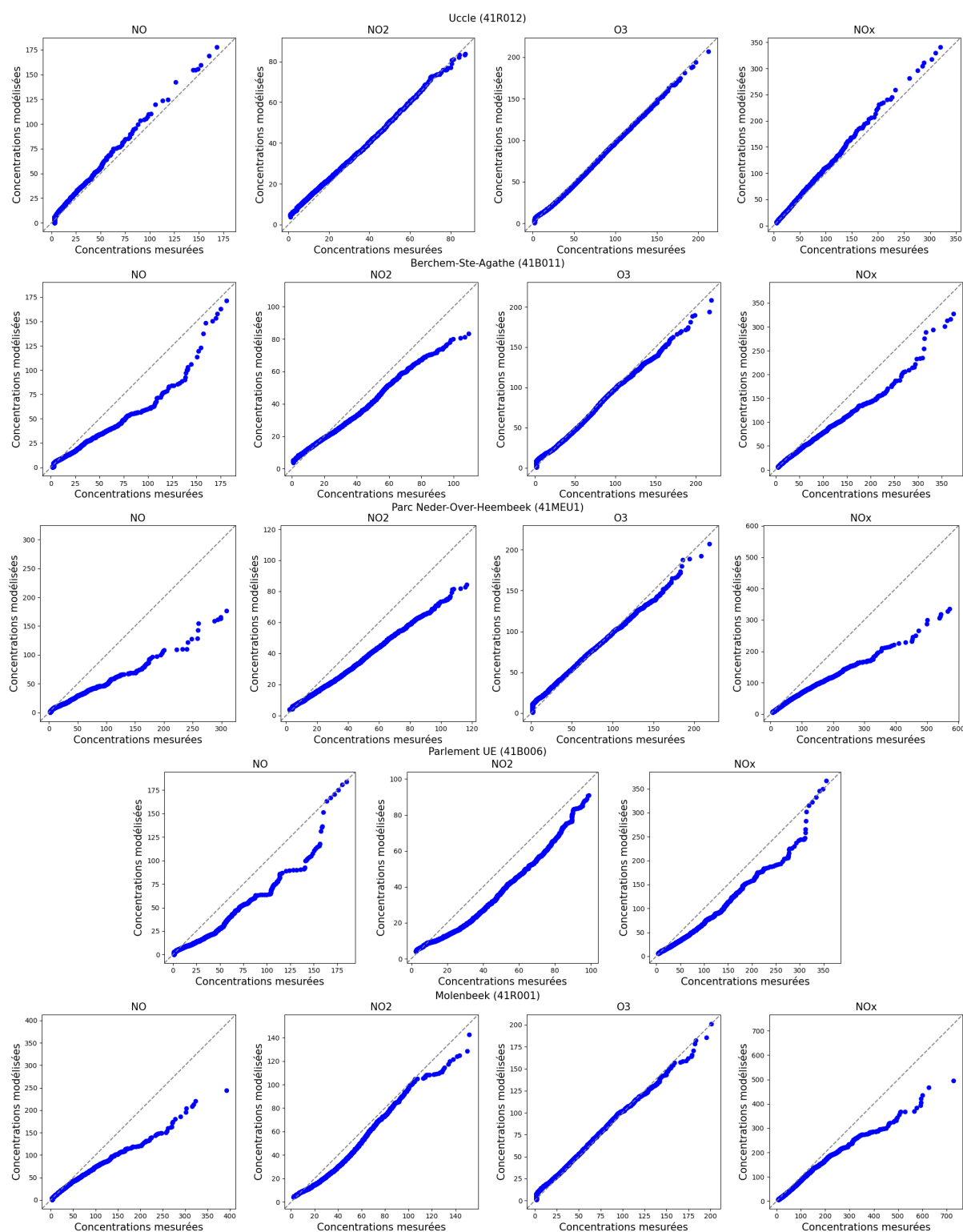


Figure C.2 - Graphique quantile-quantile des concentrations modélisées en fonction des concentrations observées. Les graphiques sont ordonnés par station de mesures allant de la plus faible influence du trafic à la plus forte.

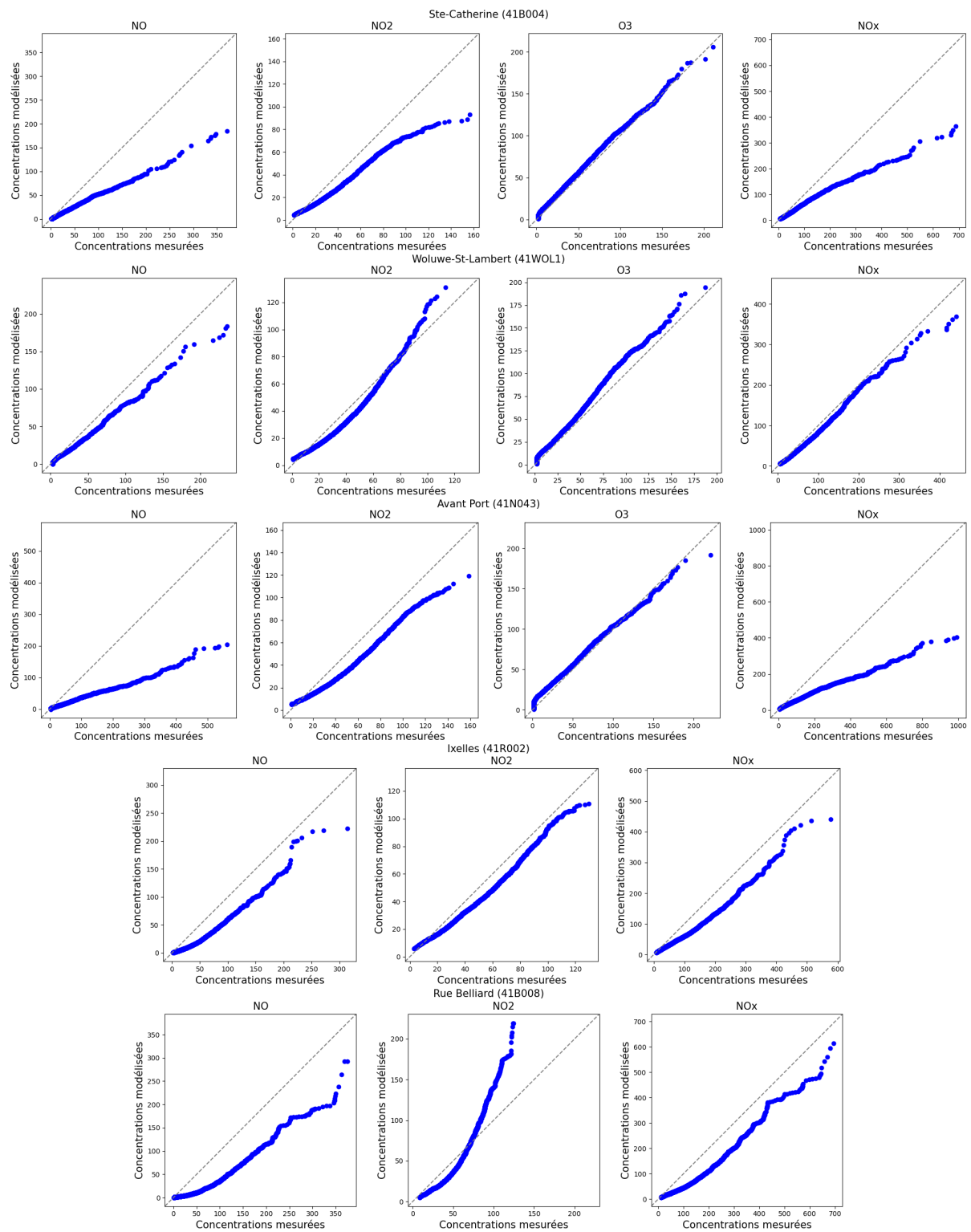


Figure C.2 – Suite.

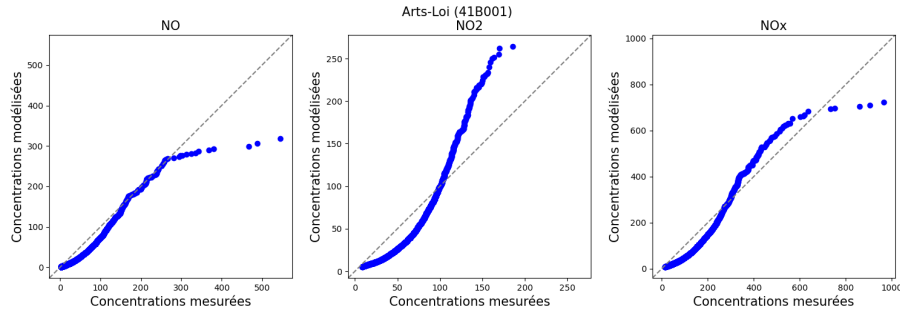


Figure C.2 – Suite et fin.

C.3. Résidus en fonction de variables indépendantes

Les résidus (C_{Res} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$]) sont calculés suivant

$$C_{Res} = C_{Mod} - C_{Mes} \quad (29)$$

avec C_{Mod} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] les concentrations modélisées et C_{Mes} [$\mu\text{g}/\text{m}^3$] les concentrations mesurées.

Les variables indépendantes considérées sont la vitesse du vent (U [m/s]), la direction du vent (Dir [$^\circ$ par rapport au nord])), la température de l'air ($Temp$ [$^\circ\text{C}$]), le rayonnement solaire ($SolRad$ [W/m^2]), les précipitations ($Precip$ [mm]), l'heure, le jour de la semaine (du lundi (0) au dimanche (6)), le jour du mois et le mois.

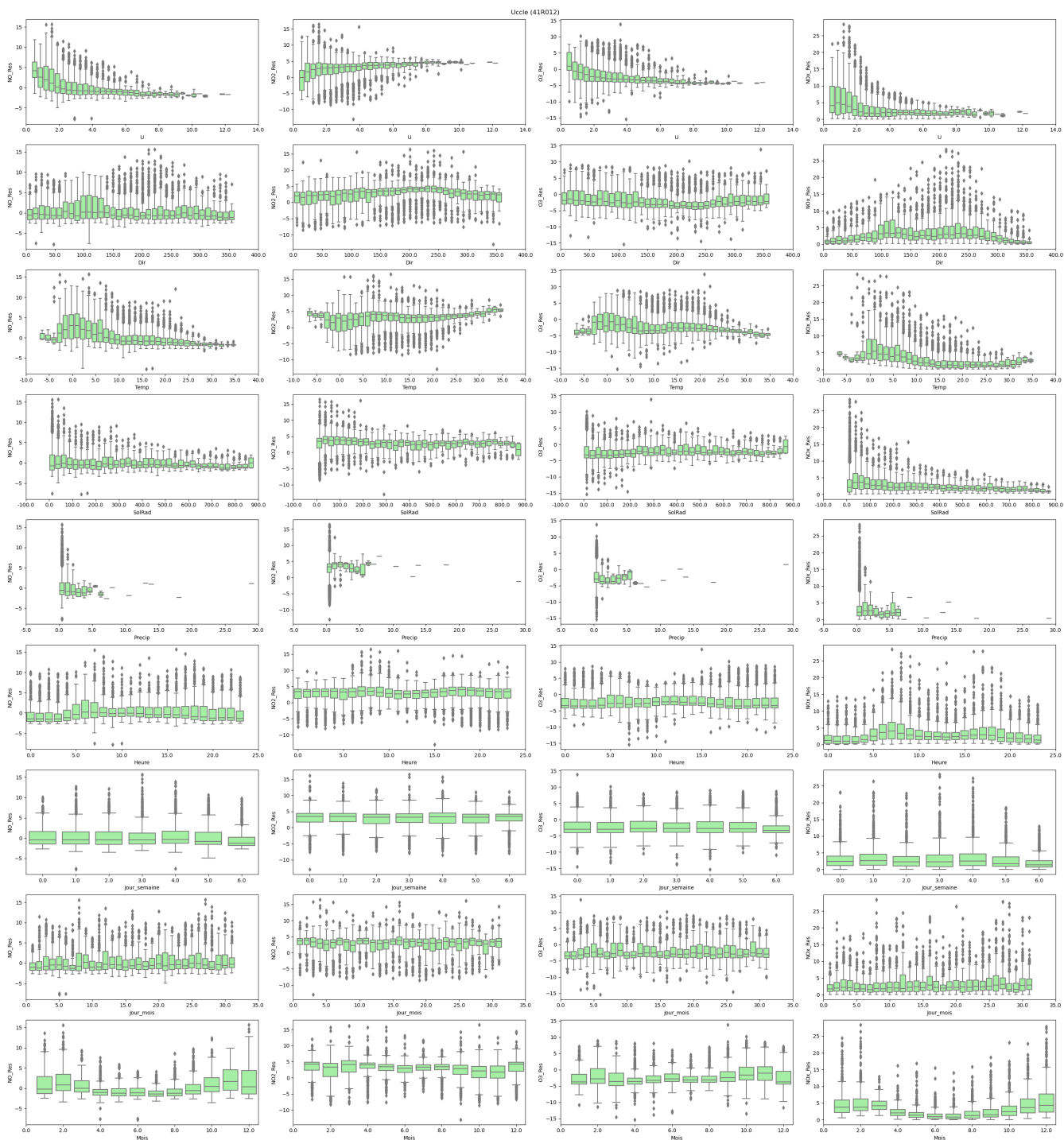


Figure C.3.1 - Graphique des résidus en fonction des variables indépendantes à la station d'Uccle.

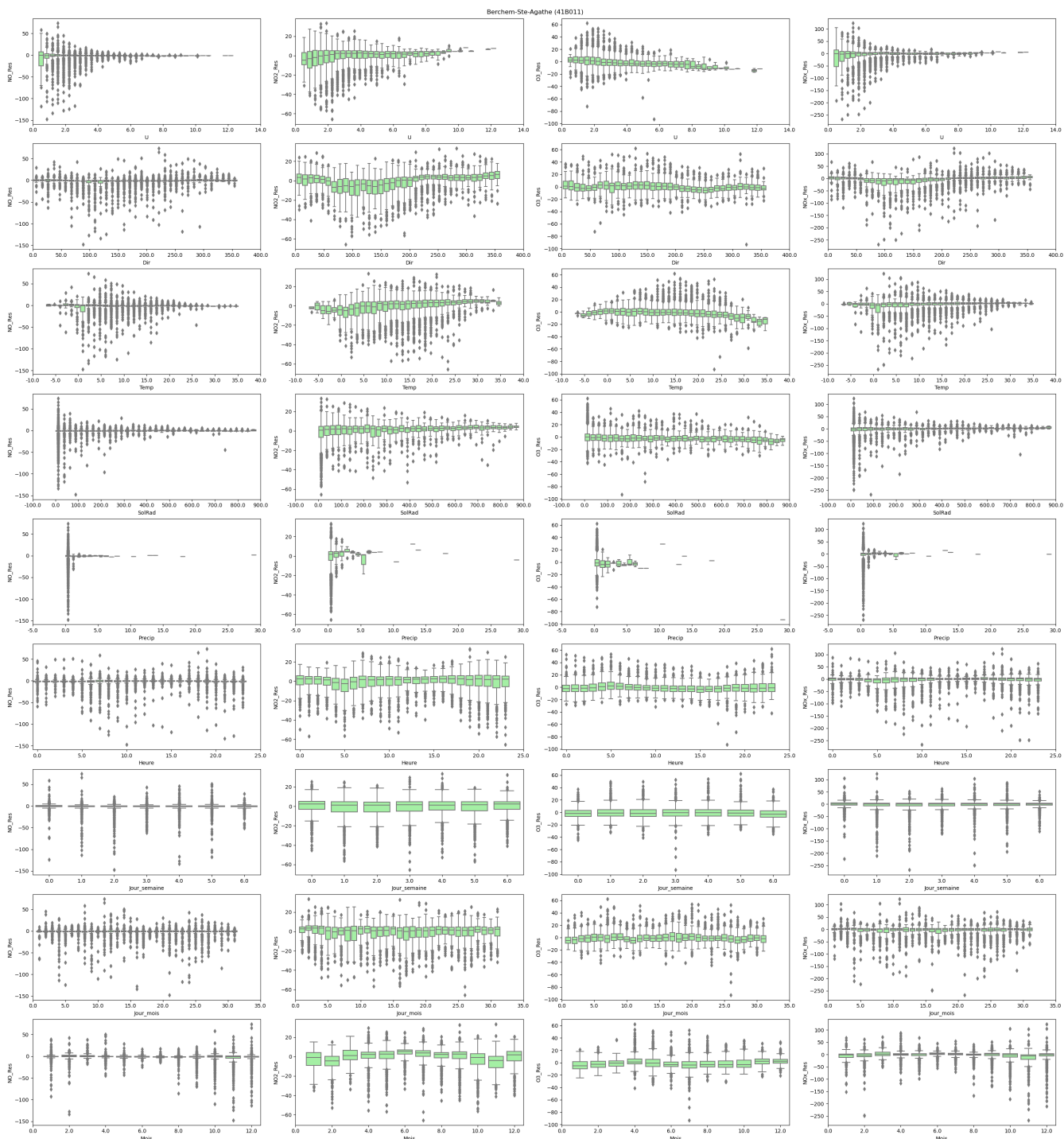


Figure C.3.2 - Graphique des résidus en fonction des variables indépendantes à la station de Berchem-Ste-Agathe.

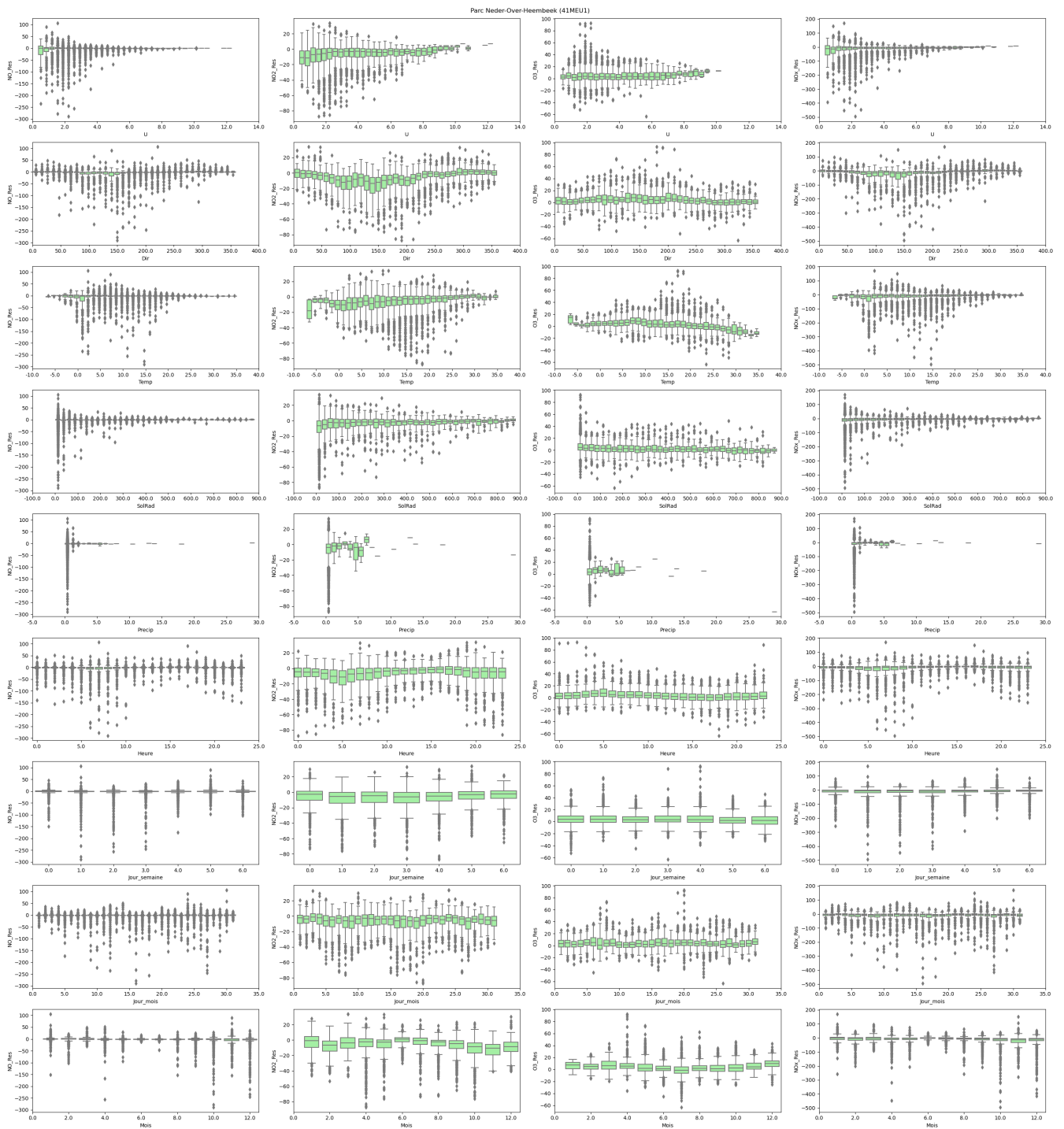


Figure C.3.3 - Graphique des résidus en fonction des variables indépendantes à la station du parc de Neder-Over-Heembeek.

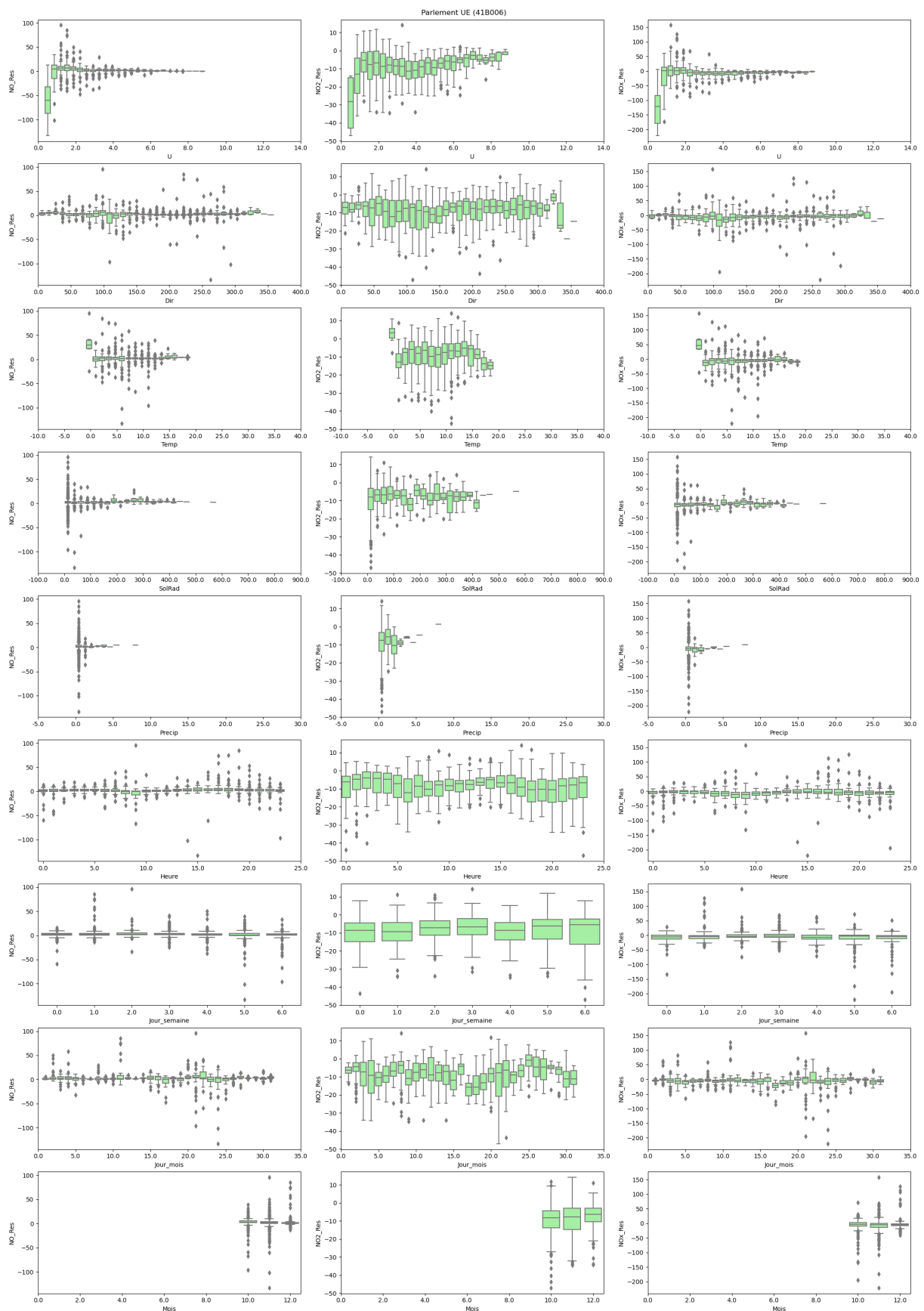


Figure C.3.4 - Graphique des résidus en fonction des variables indépendantes à la station du Parlement européen.

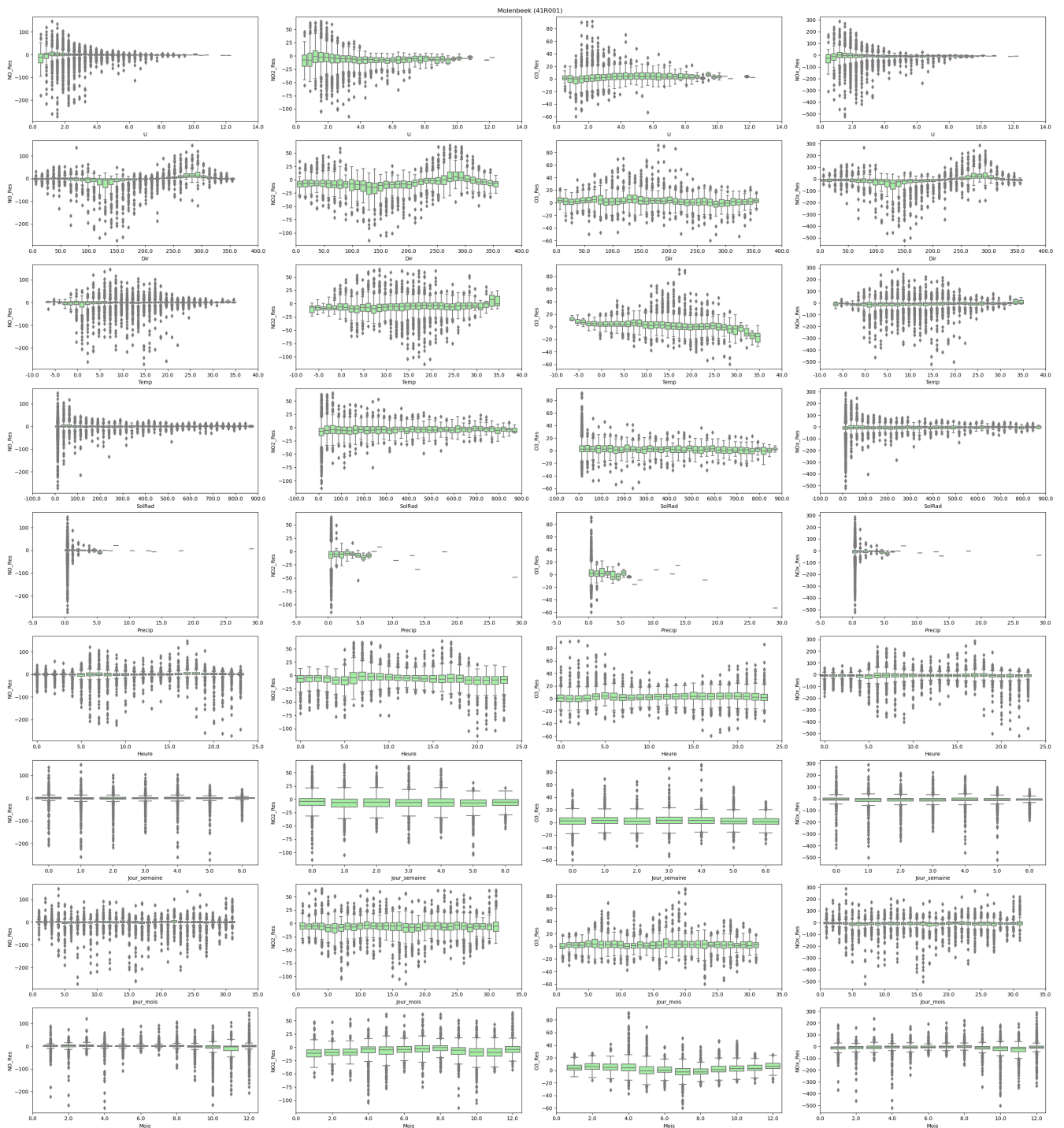


Figure C.3.5 - Graphique des résidus en fonction des variables indépendantes à la station de Molenbeek.

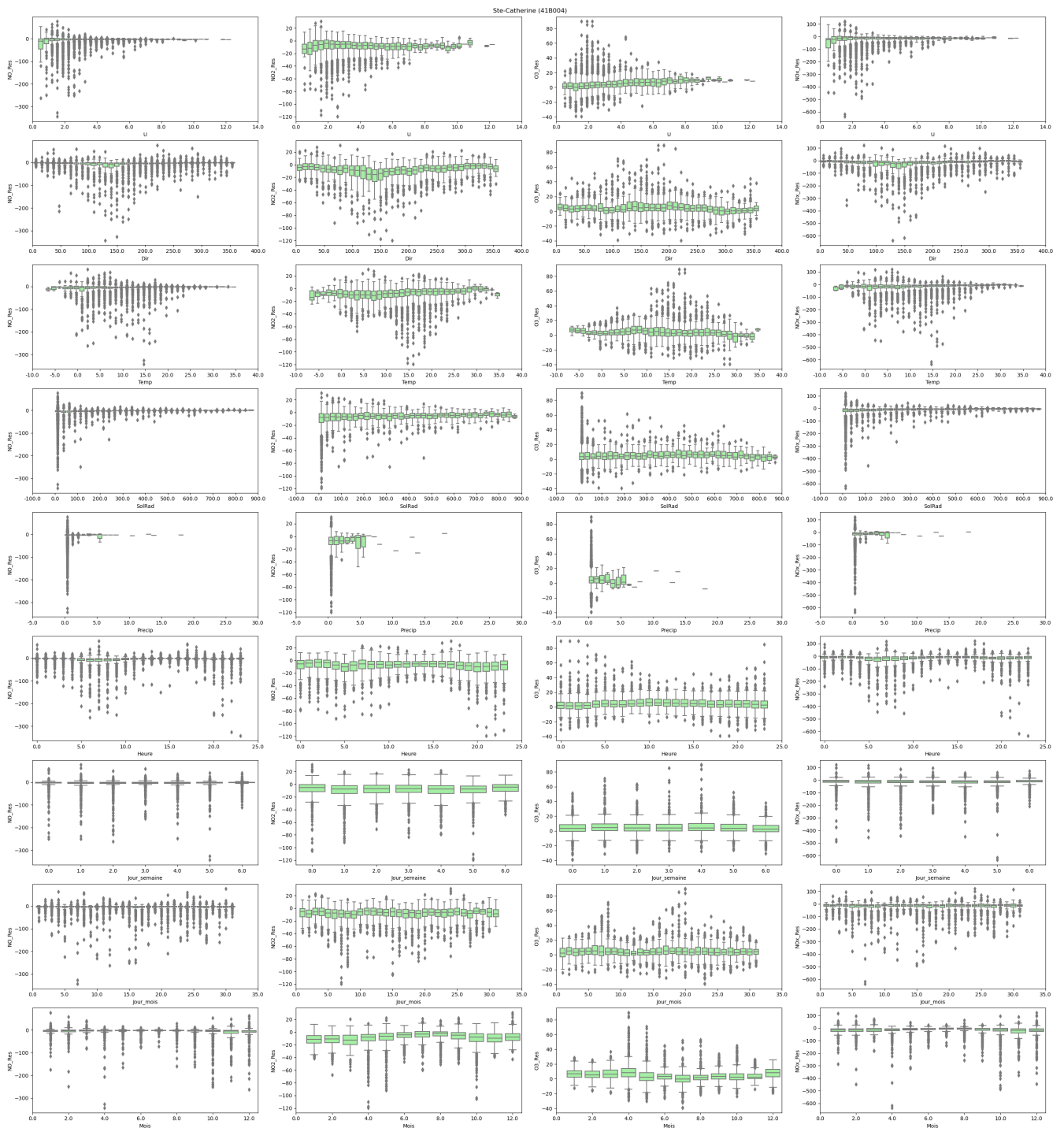


Figure C.3.6 - Graphique des résidus en fonction des variables indépendantes à la station de Sainte-Catherine.

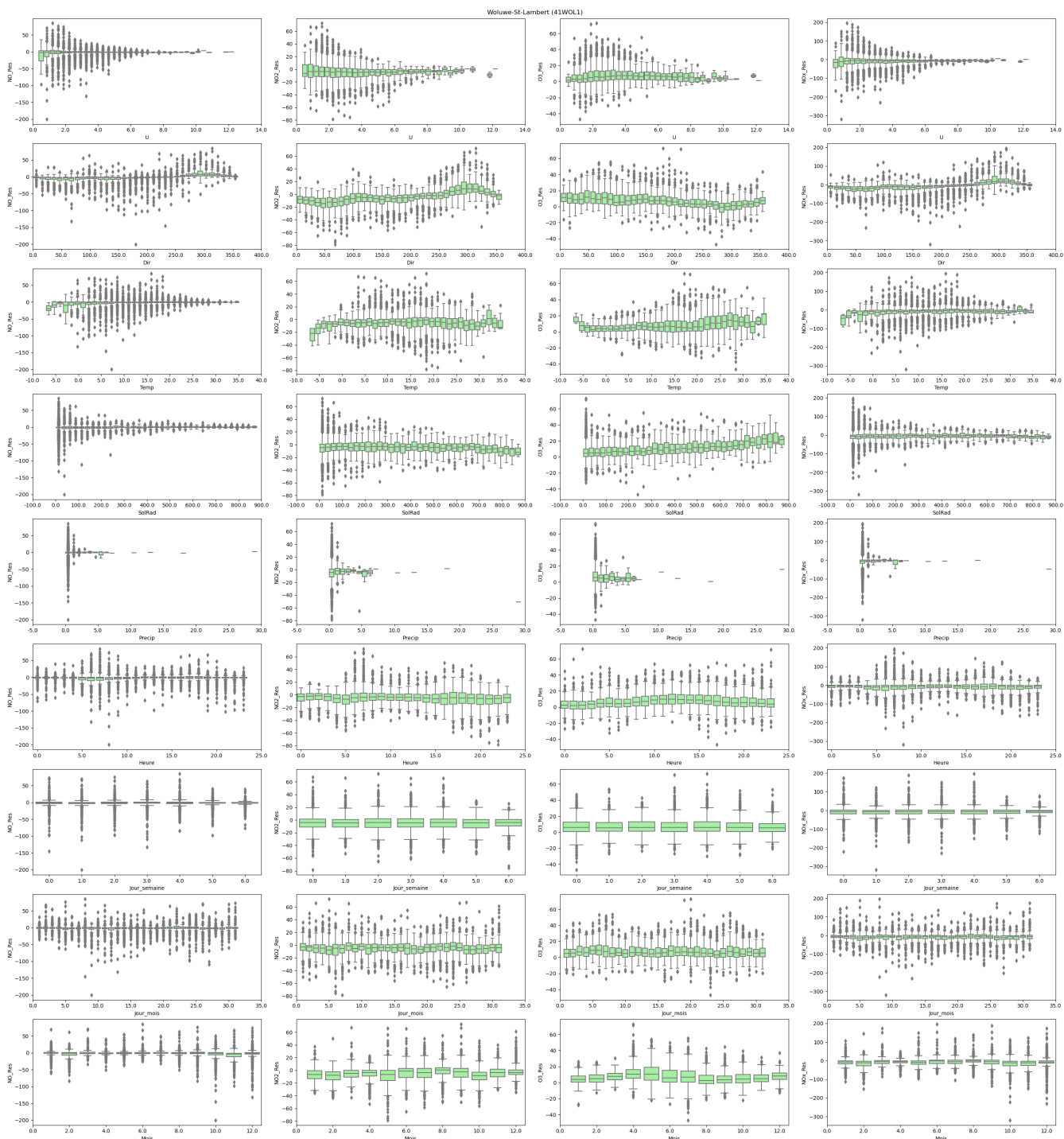


Figure C.3.7 - Graphique des résidus en fonction des variables indépendantes à la station de Woluwe-St-Lambert.

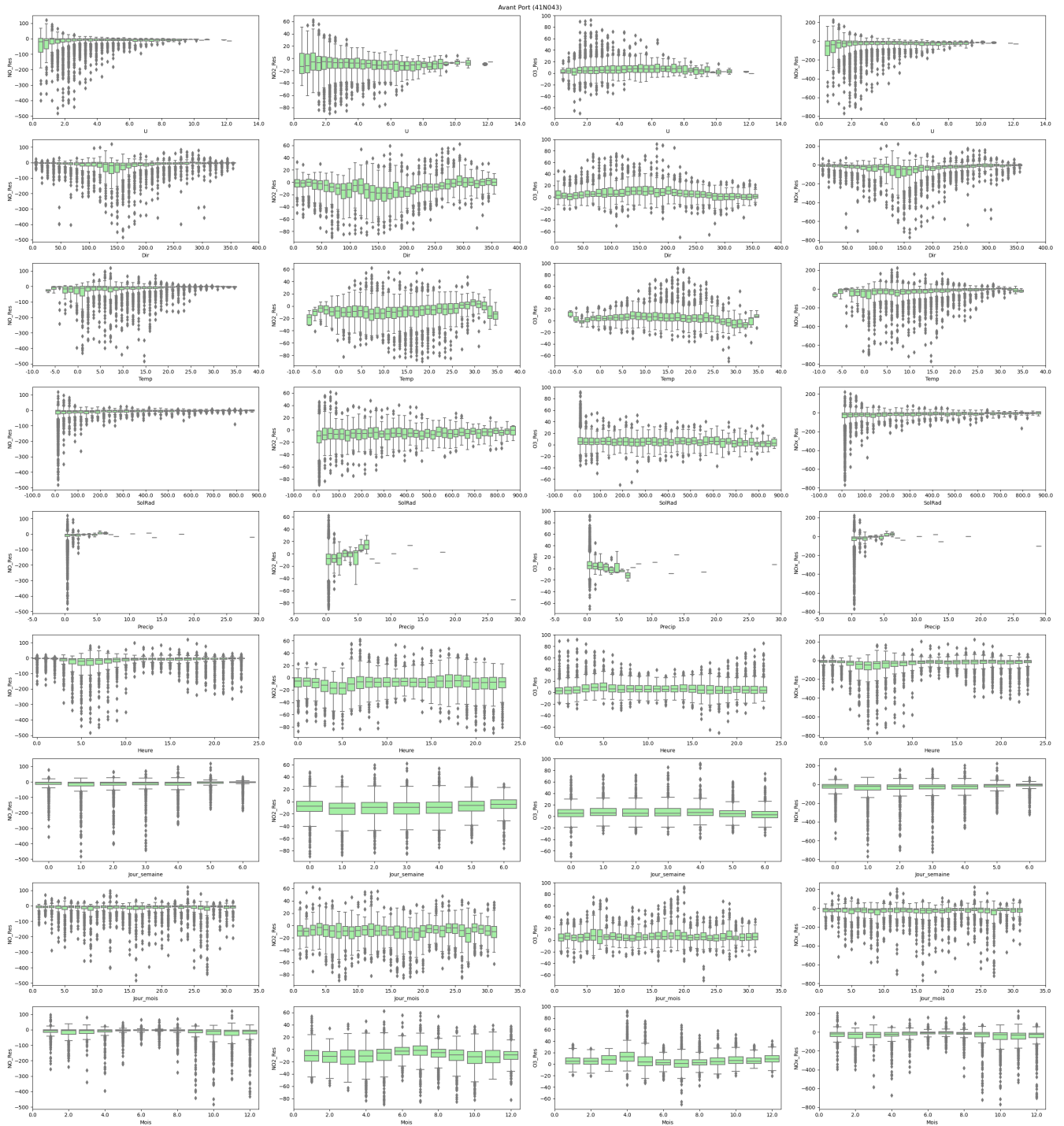


Figure C.3.8 - Graphique des résidus en fonction des variables indépendantes à la station
d'Avant Port.

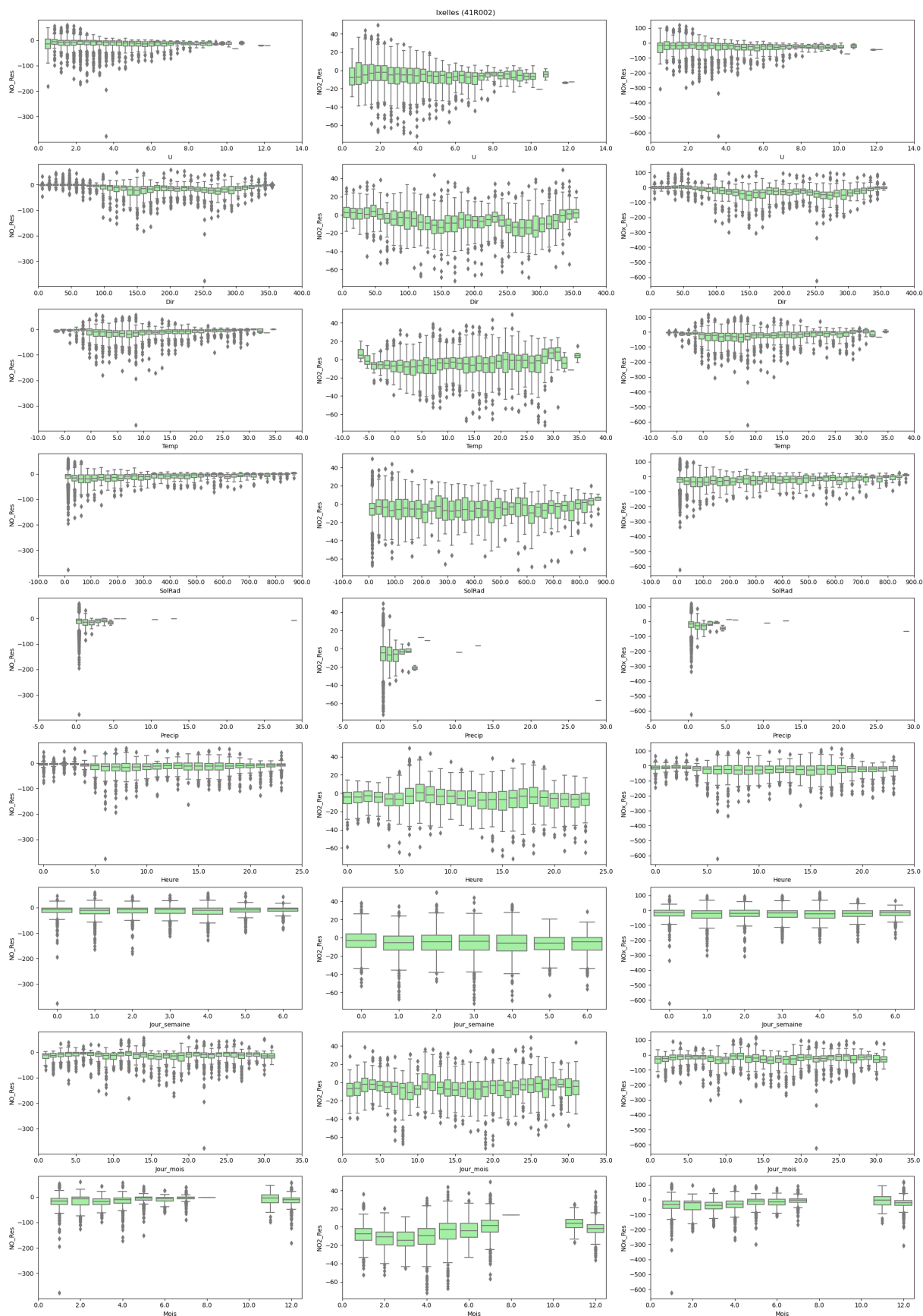


Figure C.3.9 - Graphique des résidus en fonction des variables indépendantes à la station d'Ixelles.

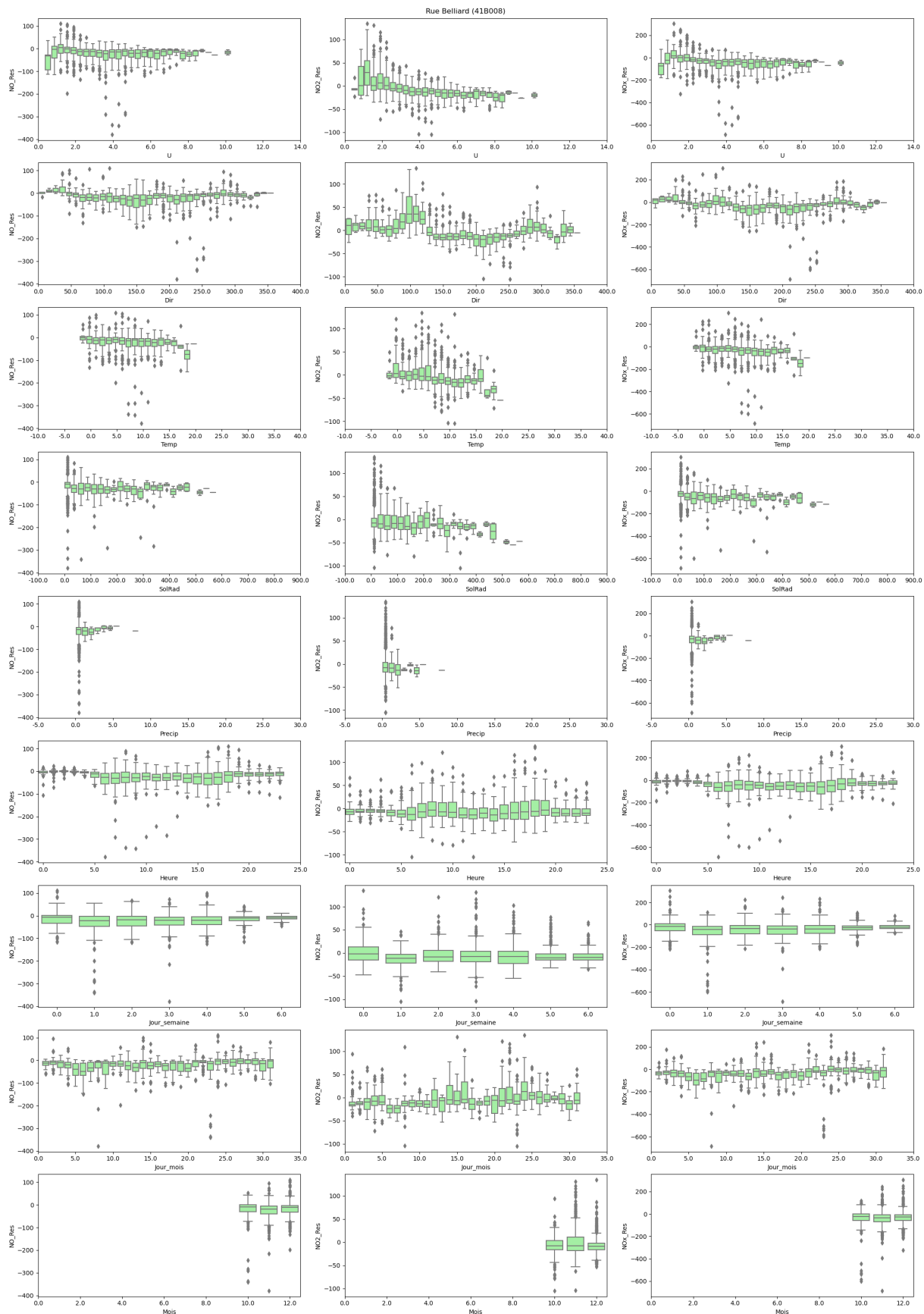


Figure C.3.10 - Graphique des résidus en fonction des variables indépendantes à la station de la rue Belliard.

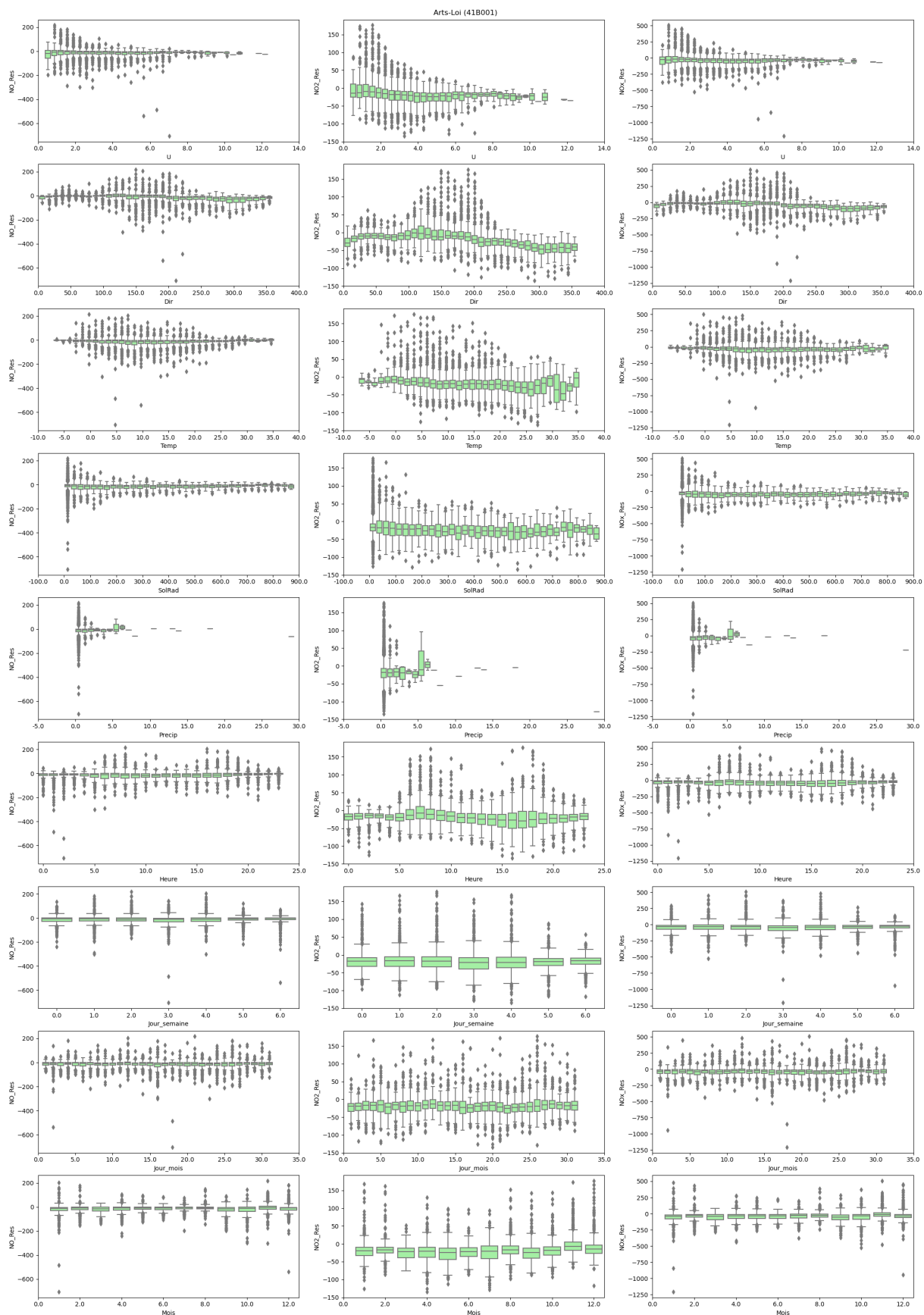


Figure C.3.11 - Graphique des résidus en fonction des variables indépendantes à la station d'Arts-Loi.

D. Analyse quantitative

Tableau D.1 – Indicateurs statistiques (biais fractionnel (FB), erreur quadratique moyenne normalisée (NMSE), coefficient de corrélation (R), fraction des prédictions dans un facteur de deux des observations (FAC2), différence absolue normalisée (NAD), *modelling quality indicator* (MQI) et *modelling quality indicator of yearly average* (MQI_y)) des stations de mesures pour le NO₂. Les valeurs en gras sont celles qui ne respectent pas les critères d'acceptation stricte de J. C. CHANG et HANNA (2004). Celles soulignées ne respectent pas non plus les critères moins exigeants de S. HANNA et CHANG (2012). Les MQI ne respectant pas les *modelling quality objectives* sont également mis en gras.

		FB	NMSE	R	FAC2	NAD	MQI	MQI _y
NO	41R012	-0.05	0.24	0.97	0.62	0.18		
	41B011	0.32	2.56	0.77	0.51	0.3		
	41MEU1	0.47	5.34	0.62	0.52	0.37		
	41B006	-0.18	0.99	0.82	<u>0.08</u>	0.24		
	41R001	0.18	2.26	0.61	0.62	0.31		
	41B004	0.65	4.91	0.67	0.42	0.38		
	41WOL1	0.25	1.66	0.73	0.52	0.31		
	41N043	<u>0.87</u>	<u>6.21</u>	0.63	0.43	0.48		
	41R002	<u>0.75</u>	2.15	0.68	<u>0.21</u>	0.43		
	41B008	0.6	1.48	0.66	<u>0.07</u>	0.37		
	41B001	0.52	1.77	0.56	0.43	0.38		
NO2	41R012	-0.14	0.04	0.98	0.84	0.09	0.17	0.3
	41B011	0.04	0.2	0.83	0.73	0.16	0.41	0.09
	41MEU1	0.27	0.31	0.77	0.8	0.18	0.55	0.67
	41B006	0.28	0.15	0.89	<u>0.13</u>	0.15	-0.44	-0.8

Continué sur la page suivante...

Tableau D.1 – *Suite.*

		FB	NMSE	R	FAC2	NAD	MQI	MQI _y
	41R001	0.22	0.25	0.72	0.81	0.17	0.58	0.62
	41B004	0.3	0.25	0.8	0.8	0.17	0.54	0.81
	41WOL1	0.19	0.22	0.74	0.78	0.17	0.52	0.5
	41N043	0.31	0.34	0.7	0.72	0.21	0.66	0.88
	41R002	0.15	0.14	0.77	0.57	0.14	-0.49	-0.49
	41B008	0.11	0.26	0.64	0.16	0.19	-0.76	-0.38
	41B001	0.4	0.51	0.51	0.55	0.27	0.95	1.33
O3	41R012	0.05	0.01	1.0	0.88	0.03	0.18	0.11
	41B011	0.02	0.04	0.96	0.8	0.07	0.06	0.04
	41MEU1	-0.09	0.07	0.95	0.64	0.09	0.11	0.2
	41R001	-0.07	0.06	0.94	0.79	0.08	0.34	0.14
	41B004	-0.12	0.07	0.95	0.79	0.09	0.57	0.23
	41WOL1	-0.18	0.09	0.94	0.75	0.11	0.72	0.36
	41N043	-0.16	0.11	0.92	0.7	0.12	0.67	0.33

Évaluation de l'effet de la mise en place d'une rue à sens unique sur la concentration en dioxyde d'azote à Bruxelles

Diego Nève de Mévergnies

La pollution de l'air est un problème de santé mondial majeur, causant des millions de décès prématurés chaque année et réduisant l'espérance de vie. Parmi les polluants, le NO₂, principalement émis par les processus de combustion, reste un enjeu majeur en RBC. Dans le cadre du plan de mobilité Good Move, de nombreux changements de circulation ont été mis en place à Bruxelles depuis 2020, visant notamment à améliorer la qualité de l'air.

Ce travail évalue l'effet de la mise en sens unique de l'avenue E. Cambier sur les concentrations de NO₂ dans le quartier des Azalées à Bruxelles. Le modèle SIRANE a été paramétré pour la région en 2018. Les résultats ont été comparés aux mesures du réseau télémétrique de Bruxelles Environnement, montrant une bonne adéquation aux critères d'acceptation bien que certaines améliorations soient nécessaires. La mise en place de la rue à sens unique a entraîné une très faible diminution des concentrations moyennes de NO₂ à l'échelle du quartier. Les implications pour la santé sont donc probablement très faibles.

Il est important de souligner que ce travail se concentre uniquement sur l'effet spécifique de cette mesure ponctuelle et ne peut être généralisé à l'ensemble des mesures de Good Move.

UNIVERSITÉ CATHOLIQUE DE LOUVAIN

Faculté des bioingénieurs

Croix du Sud, 2bte L7.05.01, 1348 Louvain-La-Neuve, Belgique | www.uclouvain.be/agro