



Modélisation de la qualité de l'air

Étude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes Métropole

Période modélisée :
1 janvier 2018 – 31 décembre 2020





Modélisation de la qualité de l'air

**Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes
Métropole – 01/01/18 au 31/12/20**

Étude réalisée par Air Breizh

À la demande de Rennes Métropole

Conditions de diffusion

Air Breizh est l'organisme agréé de surveillance de la qualité de l'air dans la région Bretagne, au titre de l'article L221-3 du Code de l'environnement, précisé par l'arrêté du 17 juillet 2019 pris par le Ministère de l'Environnement portant renouvellement de l'agrément de l'association.

À ce titre et compte tenu de ses statuts, Air Breizh est garant de la transparence de l'information sur les résultats et les rapports d'études produits selon les règles suivantes :

Air Breizh réserve un droit d'accès au public à l'ensemble des résultats et rapports d'études selon plusieurs modalités : document papier, mise en ligne sur son site internet www.airbreizh.asso.fr/publications/, résumé dans ses publications, ...

Les données contenues dans ce document restent la propriété intellectuelle d'Air Breizh. Toute utilisation de ce rapport et/ou de ces données doit faire référence à Air Breizh dans les termes suivants : © Air Breizh (2021) Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes Métropole – 01/01/2018 au 31/12/20.

Organisation interne – contrôle qualité

Service Études (rédacteur)	Service Etudes (relecteur)	Validation	Version/Date
Simon Leray (Chef de projet Modélisation / SIG)	Marjolaine Justin (Ingénieure d'études et de modélisation / SIG) Olivier Le Bihan (Responsable Service Études)	Gaël Lefeuvre (Directeur)	V2 – 10/10/2021

Relecture externe

Relecture

Rennes Métropole

Glossaire

Unités de mesure

$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Microgramme (10^{-6} g) par mètre cube (d'air)
ng/m^3	Nanogramme (10^{-9} g) par mètre cube (d'air)
pg/m^3	Picogramme (10^{-12} g) par mètre cube (d'air)
fg/m^3	Fentogramme (10^{-15} g) par mètre cube (d'air)
$\text{pg}/\text{m}^2/\text{j}$	Picogramme (10^{-12} g) par mètre carré et par jour
I-TEQ	Indicateur équivalent toxique
Nm^3	Normal mètre cube : correspond au volume d'un mètre cube d'un gaz dans des conditions normales de température et de pression ($20^\circ\text{C} - 1 \text{ atm}$)
$\text{Pa}\cdot\text{m}^3/\text{mol}$	Pascal (pression) au mètre cube par mole
ppb	Partie par milliard (10^{-9})

Polluants

CO	Monoxyde de carbone
HCl	Chlorure d'hydrogène
NH_3	Ammoniac
NO	Monoxyde d'azote
NO_2	Dioxyde d'azote
NO_x ($\text{NO} + \text{NO}_2$)	Oxydes d'azote
SO_2	Dioxyde de soufre
TSP	Poussières totales
PM10	Particules fines de diamètre inférieur à 10 microns (μm)
PM2.5	Particules fines de diamètre inférieur à 2.5 microns (μm)
PCDD/F	PolyChloroDibenzo-p-Dioxines / PolyChloroDibenzo-p-Furanes
2.3.7.8 TCDD	2.3.7.8 TétraChloroDibenzoDioxine
1.2.3.7.8 PeCDD	1.2.3.7.8 PentaChloroDibenzoDioxine
1.2.3.4.7.8 HxCDD	1.2.3.4.7.8 HexaChloroDibenzoDioxine
1.2.3.6.7.8 HxCDD	1.2.3.6.7.8 HexaChloroDibenzoDioxine
1.2.3.7.8.9 HxCDD	1.2.3.7.8.9 HexaChloroDibenzoDioxine
1.2.3.4.6.7.8 HpCDD	1.2.3.4.6.7.8 HeptaChloroDibenzoDioxine
OCDD	OctoChloroDibenzoDioxine
2.3.7.8 TCDF	2.3.7.8 TétraChloroDibenzoFuranne
1.2.3.7.8 PeCDF	1.2.3.7.8 PentaChloroDibenzoFuranne
2.3.4.7.8 PeCDF	2.3.4.7.8 PentaChloroDibenzoFuranne
1.2.3.4.7.8 HxCDF	1.2.3.4.7.8 HexaChloroDibenzoFuranne
1.2.3.6.7.8 HxCDF	1.2.3.6.7.8 HexaChloroDibenzoFuranne
2.3.4.6.7.8 HxCDF	2.3.4.6.7.8 HexaChloroDibenzoFuranne
1.2.3.7.8.9 HxCDF	1.2.3.7.8.9 HexaChloroDibenzoFuranne
1.2.3.4.6.7.8 HpCDF	1.2.3.4.6.7.8 HeptaChloroDibenzoFuranne
1.2.3.4.7.8.9 HpCDF	1.2.3.4.7.8.9 HeptaChloroDibenzoFuranne
OCDF	OctoChloroDibenzoFuranne

Modélisation de la qualité de l'air

Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes
Métropole – 01/01/18 au 31/12/20

Abréviations

AASQA	Association Agréée de Surveillance de la Qualité de l'Air
AEE	Agence Européenne de l'Environnement
CITEPA	Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique
EPA	(US) Environmental Protection Agency
IGN	Institut National de l'information Géographique et forestière
ICPE	Installations Classées pour la Protection de l'Environnement
INS	Inventaire National Spatialisé
OMINEA	Organisation et Méthodes des Inventaires Nationaux des Emissions Atmosphériques
OMS	Organisation Mondiale pour la Santé
OTAN	Organisation du Traité de l'Atlantique Nord
PRIME	Plume Rise Model Enhancements
SaaS	Software as a Service
SOBREC	SOciété BRétonne d'Exploitation de Chauffage
UVE	Unité de Valorisation Énergétique

Sommaire

GLOSSAIRE	4
SOMMAIRE	6
I. CONTEXTE	7
II. PRESENTATION DU LOGICIEL DE MODELISATION ET DE SES LIMITES	9
II. 1. DONNEES D'ENTREE NECESSAIRES.....	9
II. 2. LES LIMITES IDENTIFIEES	9
III. REPERES REGLEMENTAIRES	11
III. 1. LES VALEURS REGLEMENTAIRES EN AIR EXTERIEUR EN VIGUEUR.....	11
III. 2. L'INDICE ATMO 2021	14
IV. METHODOLOGIE	15
IV. 1. DOMAINE D'ETUDE	15
IV. 2. CARACTERISTIQUES DE L'UVE	16
V. CARACTERISTIQUES DES POLLUANTS	19
V. 1. CAS DES POUSSIERES	19
V. 2. CAS DES DIOXINES (PCDD) / FURANNES (PCDF)	20
VI. CONDITIONS ET PARAMETRES METEOROLOGIQUES	21
VI. 1. DIRECTION ET VITESSE DE VENT.....	21
VI. 2. COMPARAISON DES VENTS AVEC LES CONDITIONS MOYENNES SUR 30 ANS	22
VI. 3. ROSE DES PRECIPITATIONS	22
VII. ANALYSE DE LA DISPERSION AVEC ET SANS L'EFFET DU BATIMENT DE L'UVE VIA AERMOD	23
VII. 1. L'EFFET « DOWNWASH » DU BATIMENT DE L'INSTALLATION SUR LA DISPERSION	23
VII. 2. LES LIMITES DU MODULE PRIME D'AERMOD MODELISANT L'EFFET « DOWNWASH »	23
VII. 3. COMPARAISON DE L'EFFET « DOWNWASH » DU BATIMENT DE L'UVE SUR LA DISPERSION	24
VII. 4. HYPOTHESE RETENUE POUR CETTE ETUDE	24
VIII. ANALYSE DES ZONES D'IMPACT	26
IX. ANALYSE DES CONCENTRATIONS MAXIMALES MODELISEES AU REGARD DES SEUILS REGLEMENTAIRES ET VALEURS GUIDES DISPONIBLES	29
X. ANALYSE DES CONCENTRATIONS AU REGARD DE L'INDICE ATMO	30
XI. ANALYSE DES ZONES DE DEPOT PARTICULAIRE	31
CONCLUSION	34
FIGURES	35
TABLEAUX	35
ANNEXE 1 : RENOUELEMENT DE L'AGREMENT DE L'ASSOCIATION AIR BREIZH (JUILLET 2019)	36
ANNEXE 2 : PRESENTATION DES DIOXINES / FURANNES	38
ANNEXE 3 : CALCUL DE TOXICITE DES DIOXINES / FURANNES	40
ANNEXE 4 : SYNTHESE NATIONALE DES DIOXINES / FURANNES (2006 – 2010)	42

I. Contexte

Dans le cadre de l'étude de l'impact environnemental de l'Unité de Valorisation Énergétique (UVE) de Rennes - Villejean, Air Breizh a été sollicité par Rennes Métropole afin de réaliser une simulation de la dispersion des polluants atmosphériques émis par l'établissement, pour la période du 1^{er} janvier 2018 au 31 décembre 2020.

Cette simulation a pour objectif d'analyser la répartition spatiale de la dispersion des polluants à proximité de l'unité, et ainsi de déterminer les zones d'impact maximal pour la période étudiée.

L'Unité de Valorisation Énergétique de Villejean a été construite entre 1966 et 1968 par la Ville de Rennes. Elle est depuis 1995, dans le champ de compétence de Rennes Métropole qui en assume la responsabilité. L'UVE est exploitée par la Société Bretonne d'Exploitation de Chauffage (SOBREC - groupe Veolia). L'établissement relève des Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE).

L'unité de valorisation énergétique est située au nord-ouest de Rennes intra-périphérique, le long de l'avenue Charles Tillon. L'UVE est à proximité immédiate d'habitations (nouveau quartier Beauregard), d'installations sportives et des campus universitaires de Villejean et de la Harpe (Figure 1, Figure 2, Figure 3).

Modélisation de la qualité de l'air

Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes Métropole – 01/01/18 au 31/12/20

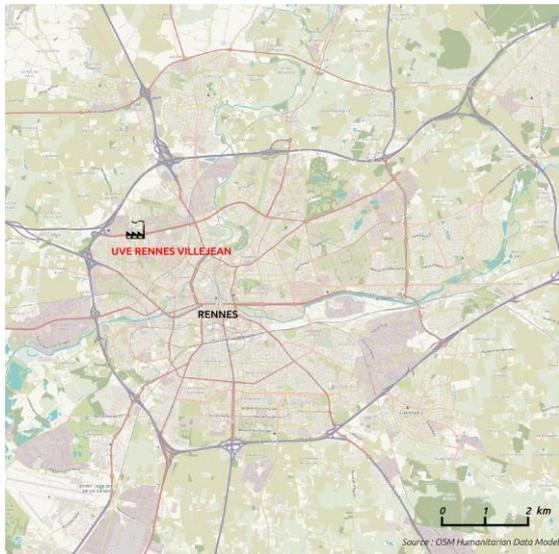


Figure 1 : Emplacement de l'UVE de Rennes



Figure 2 : L'UVE de Rennes Métropole

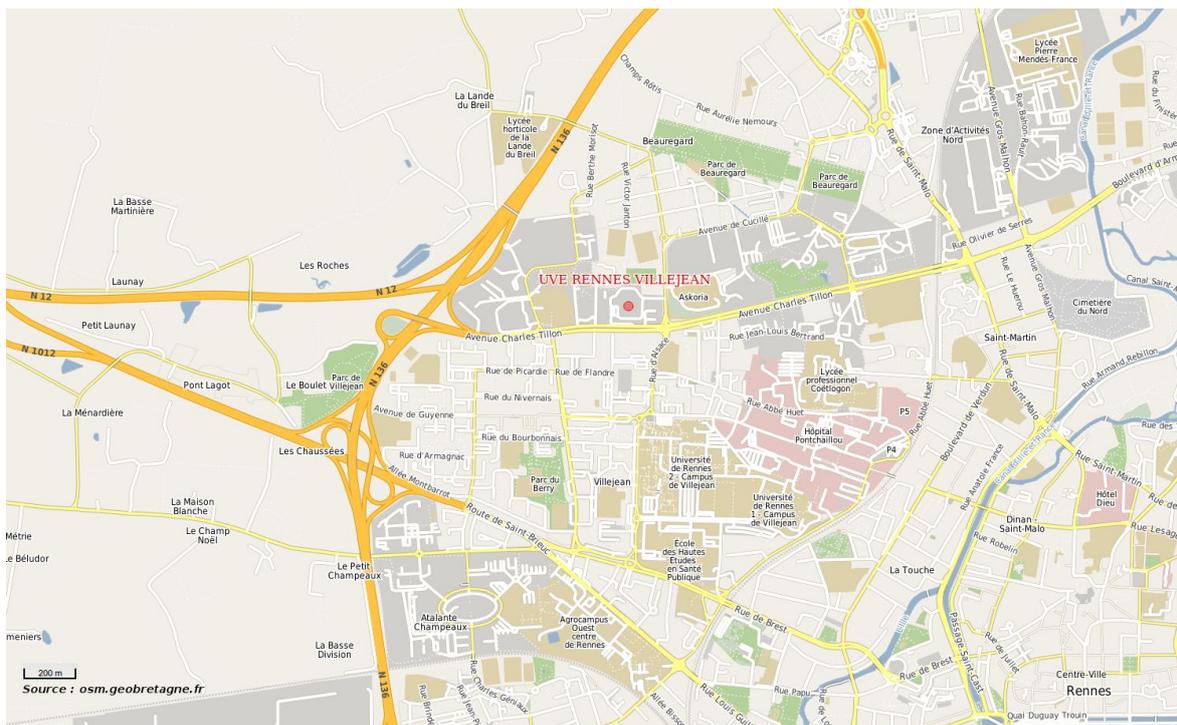


Figure 3 : Zones d'activité et d'habitation autour de l'UVE de Rennes

II. Présentation du logiciel de modélisation et de ses limites

Le logiciel AERMOD, développé par l'AMS (American Meteorological Survey) et l'EPA (US Environmental Protection Agency) est utilisé pour cette étude. C'est un logiciel opérationnel de modélisation de la dispersion des polluants, adapté à l'évaluation des émissions émises par les sources industrielles (ponctuelles, surfaciques ou volumétriques).

Le logiciel AERMOD a été mis à disposition pour l'étude par la société AmpliSIM. AmpliSIM offre une plateforme SaaS (Software as a Service) pour évaluer, suivre et prévoir l'impact sur l'air d'activités industrielles ou d'infrastructures.

AERMOD fournit **l'évolution spatiale et temporelle des concentrations via le calcul de « transport-dispersion » des polluants et des phénomènes de dépôts sédimentaires sec et humide** (lessivage par les précipitations).

II. 1. Données d'entrée nécessaires

La modélisation de la dispersion d'une source industrielle nécessite les données suivantes :

- Les **paramètres de l'installation** :
 - ✓ Les hauteur et diamètre de la ou des cheminées, vitesse et température d'éjection.
 - ✓ Les dimensions de bâtiment de l'installation (hauteur, longueur et largeur). Elles sont renseignées pour permettre au logiciel de mieux appréhender l'effet du bâtiment sur la dispersion des rejets.
- Les **paramètres d'émission** : émissions annuelles (tonnes/an) ou débit horaire moyen des fumées (Nm³/h) et concentration horaire moyenne des polluants émis dans la ou les cheminées (mg/Nm³). Ces paramètres permettent d'obtenir les débits massiques (g/s) de chaque polluant.
- Les **données météorologiques** : direction et vitesse du vent, précipitations, température et nébulosité. Ces données sont fournies par Météo France via la station la plus proche du site étudié (en l'occurrence Rennes – Saint-Jacques).

II. 2. Les limites identifiées

Des limites sont inhérentes à la modélisation :

- Celles-ci peuvent-être dues aux limites du logiciel. Pour rester dans des temps de calcul raisonnables, seuls les paramètres les plus importants sont pris en compte dans la simulation de la dispersion atmosphérique (cf. paragraphe ci-dessus). Les paramètres qui paraissent mineurs, comme la topographie du terrain ou ceux qui ne peuvent pas être inclus dans le logiciel tel que le descriptif précis des bâtiments autour de l'unité, ne font pas partie des données d'entrée.
- L'effet « downwash » (Cf. VII. 1 L'effet « downwash » du bâtiment de l'installation sur la dispersion) du bâtiment est pris en compte dans le système de modélisation AERMOD à l'aide des améliorations du modèle Plume Rise Model Enhancements (PRIME)¹. Des études scientifiques ont montré que la modélisation de l'effet du bâtiment sur les concentrations respirées via le module PRIME d'AERMOD est correcte, « dans un facteur de 2 », c'est-à-dire avec une incertitude de 50%¹. Cependant, pour certains types de bâtiments complexes, le modèle AERMOD peut surestimer les concentrations modélisées aux alentours et sous le vent des bâtiments². Une nouvelle version du module PRIME, nommée PRIME2 est cours de développement dans le but de combler certaines lacunes du module existant³.

¹ https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-01/documents/downwash_overview_white_paper.pdf (accès le 30/07/2021)

² Critical review of the building downwash algorithms in AERMOD, Ron L. Pertersen & al, avril 2016 <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10962247.2017.1279088> (accès le 30/07/2021)

³ <https://www.linkedin.com/pulse/aermodprime2-next-generation-building-downwash-model-ron>

Modélisation de la qualité de l'air

Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes Métropole – 01/01/18 au 31/12/20

- Les limites proviennent aussi des données d'entrée fournies à la fois par Météo France pour les paramètres météorologiques (données horaires représentatives mesurées à l'aéroport Rennes Saint-Jacques) et par le gestionnaire de l'UVE pour la mesure des polluants. A titre d'exemple, les dioxines / furannes sont un cas particulier, seule une mesure mensuelle (ng/Nm^3) représentative d'un prélèvement continu sur 30 jours est disponible. Ainsi, cette valeur est redistribuée au pas de temps horaire à partir des débits horaires des fumées fournies (Nm^3/h).
- Un modèle numérique est validé par rapport à des mesures in situ. Dans le cas de la modélisation des rejets d'un émissaire industriel, toute autre source est écartée. Par conséquent, une comparaison modèle / mesure (si existante) n'est pas pertinente, n'ayant aucun moyen de différencier l'apport de l'UVE et les apports extérieurs.
- Concernant les dioxines / furannes, très peu de renseignements bibliographiques permettraient de relier les mesures in situ réalisées autour de l'UVE (collecteurs de précipitation, végétaux, lait...) aux résultats issus de la modélisation. Aucune de ces mesures in situ ne respecte les caractéristiques à l'émission (piégeage sélectif par les végétaux, transformation de la signature par les bovins...).

La modélisation permet d'analyser des phénomènes réels et d'estimer ou de prévoir des résultats à partir de l'application d'une ou plusieurs théories à un niveau d'approximation maîtrisé. Cette technique est dépendante des performances des outils de modélisation qui font l'objet d'une amélioration permanente, ainsi que de la qualité des données d'entrée disponibles. Il convient ainsi de rester prudent sur les valeurs de concentration modélisées.

III. Repères réglementaires

III. 1. Les valeurs réglementaires en air extérieur en vigueur

Source : Article R.221-1 du Code de l'environnement

A l'heure actuelle, les teneurs dans l'atmosphère de certains polluants sont réglementées. Ces valeurs réglementaires sont définies au niveau européen dans des directives puis déclinées en droit français par des décrets ou des arrêtés.

- **Valeur limite** : un niveau à atteindre dans un délai donné et à ne pas dépasser, et fixé sur la base des connaissances scientifiques afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou sur l'environnement dans son ensemble.
- **Valeur cible** : un niveau à atteindre, dans la mesure du possible, dans un délai donné, et fixé afin d'éviter, de prévenir ou de réduire les effets nocifs sur la santé humaine ou l'environnement dans son ensemble.
- **Objectif de qualité** : un niveau à atteindre à long terme et à maintenir, sauf lorsque cela n'est pas réalisable par des mesures proportionnées, afin d'assurer une protection efficace de la santé humaine et de l'environnement dans son ensemble.
- **Niveau critique** : un niveau fixé sur la base des connaissances scientifiques, au-delà duquel des effets nocifs directs peuvent se produire sur certains récepteurs, tels que les arbres, les autres plantes ou écosystèmes naturels, à l'exclusion des êtres humains.

Au cours de cette étude, les niveaux de concentration en polluants dans l'air sont comparés aux valeurs réglementaires lorsqu'elles sont disponibles. Les valeurs de référence pour les polluants mesurés sont synthétisées dans le Tableau 1.

A défaut de valeurs réglementaires françaises, les Tableau 2, Tableau 3, Tableau 4, Tableau 5 et Tableau 6 synthétisent quelques valeurs indicatives pour l'ammoniac (NH₃), les chlorures gazeux (HCl) et les dioxines / furannes (PCDD/F).

Une synthèse nationale des concentrations mesurées de dioxines / furannes entre 2006 et 2010 dans le cadre des activités de surveillance des Associations Agréées de Surveillance de la Qualité de l'Air (AASQA) est également disponible en Annexe 4 de ce document.

Modélisation de la qualité de l'air

Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes Métropole – 01/01/18 au 31/12/20

Polluants	Valeurs réglementaires en air extérieur en vigueur Décrets N°98-360, 2002-2113, 2003-1479, 2007-1479, 2008-1152, 2010-1250 Directives 2004/107/CE et 2008/50/CE			
	Valeur limite (pour la protection de la santé humaine)	Valeur cible (pour la protection de la santé humaine)	Objectif de qualité (pour la protection de la santé humaine)	Niveau critique (pour la protection de la végétation)
Oxydes d'azote NO_x	--	--	--	30 µg/m³ en moyenne annuelle
Dioxyde d'azote NO₂	40 µg/m³ en moyenne annuelle 50 µg/m³ en moyenne horaire, à ne pas dépasser plus de 18 heures/an	--	40 µg/m³ en moyenne annuelle	--
Dioxyde de soufre SO₂	125 µg/m³ en moyenne journalière, à ne pas dépasser plus de 3 jours/an 200 µg/m³ en moyenne horaire, à ne pas dépasser plus de 24 heures/an	--	50 µg/m³ en moyenne annuelle	20 µg/m³ en moyenne annuelle et hivernale
Monoxyde de carbone CO	10 000 µg/m³ . Maximum journalier de la moyenne glissante sur 8 heures :	--	--	--
Particules en suspension PM10	40 µg/m³ en moyenne annuelle 50 µg/m³ en moyenne journalière, à ne pas dépasser plus de 35 jours/an	--	30 µg/m³ en moyenne annuelle	--

Tableau 1 : Repères réglementaires

Sources	Valeurs mesurées (µg/m ³)	Contexte de la mesure
Air Breizh – Airparif (2016)	1.3 à 5.0	Site rural national – Guipry
	1.7 à 13.8	Site urbain de fond – Rennes (Avenue Pays-Bas)

Tableau 2 : Valeurs repères dans l'air ambiant pour l'ammoniac (NH₃)

Sources	Valeurs mesurées (µg/m ³)	Contexte de la mesure
Air Normand (2002)	< 2	4 sites ruraux avant UIOM
Air Pays de la Loire (2005)	< 2.5	3 sites sur 7 périodes (21 prélèvements) – Suivi de l'UVE Arc en ciel
Air Pays de la Loire (2006)	< 1.3	
Air Pays de la Loire (2015)	< 1.0	
TA LUFT (1986)	100	Valeur limite réglementation allemande

Tableau 3 : Valeurs repères dans l'air ambiant pour les chlorures gazeux (HCl)

Modélisation de la qualité de l'air

Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes Métropole – 01/01/18 au 31/12/20

Sources	Valeurs mesurées (fg I-TEQ/m ³)	Contexte de la mesure
INERIS (2001)	< 10 20 à 50 100 à 400	Rural éloigné Rural Urbain ou industriel
INERIS pour Air Paris (1997)	95 à 208	Paris et proches banlieue (4 sites)
ORAMIP (2004)	37 à 51	Proche incinérateurs
Air Normand (2000-2014)	5 à 64	Sites ruraux proches d'un incinérateur (4 sites tous les 2 ans soit 32 prélèvements)
Air Pays de la Loire (2006)	9 à 28	/
Atmo Poitou Charentes (2014)	21 à 45	Suivi UVE La Rochelle 4 sites de prélèvement
Atmo Poitou Charentes (2016)	13 à 38	Suivi UVE La Rochelle 4 sites de prélèvement
Atmo Nouvelle Aquitaine (2011 - 2020)	1 à 9	Suivi entreprise International Paper

Tableau 4 : Valeurs repères dans l'air ambiant pour les dioxines et furannes (PCDD/F)

Typologie	Dépôts atmosphériques totaux en PCDD/F (pg I-TEQ/m ² /j)
Bruit de fond urbain et industriel	0 - 5
Environnement impacté par des activités anthropiques	5 - 16
Proximité d'une source	> 16

Tableau 5 : Valeurs repères des dépôts atmosphériques totaux de dioxines et furannes établies par le BRGM (2011)⁴

Sources	Valeurs mesurées (pg I-TEQ/m ² /j)	Contexte de la mesure
Atmo Normandie (2009 - 2019)	1.2	Médiane de 628 prélèvements Observatoire régional des retombées atmosphériques autour des incinérateurs de la région, élargi aux zones industrielles et aux alentours
Atmo Grand Est (2006 – 2020)	0 à 18	Surveillance incinérateurs
Ligair (2005 – 2020)	0 à 6	Surveillance incinérateur Saran
Atmo Nouvelle Aquitaine (2011 - 2020)	0 à 5	Suivi entreprise International Paper

Tableau 6 : Valeurs repères des dépôts atmosphériques totaux de dioxines et furannes

⁴ BRGM F.Bodenan et al. "Environmental surveillance of incinerators : 2006-2009 Data on Dioxin/Furan atmospheric deposition and associated thresholds", 31st International Symposium on Halogenated Persistent Organic Pollutants DIOXIN 2011, Bruxelles : Belgium (2011) <https://hal-brgm.archives-ouvertes.fr/hal-00664430/document> (accès le 30/07/21)

III. 2. L'indice ATMO 2021

L'indice de la qualité de l'air est un indicateur journalier prévisionnel qui permet de caractériser de manière simple et globale la qualité de l'air d'une zone géographique déterminée. Les indices sont prévus à l'échelle des EPCI (Etablissement Public de Coopération Intercommunale) bretons chaque jour pour le jour même (J) et le lendemain (J+1).

Le calcul est effectué à partir des concentrations des 5 polluants (PM_{2.5}, PM₁₀, NO₂, O₃, SO₂) grâce :

- à la modélisation qui intègre et agrège les données des inventaires d'émissions de polluants, les mesures et les prévisions météorologiques ;
- aux mesures effectuées sur les stations de fond de notre réseau de surveillance.

Pour chaque polluant, un sous-indice est calculé en se basant sur les seuils correspondant aux concentrations dans l'air des différents polluants définis par la réglementation (cf. Tableau 7).

		Bon	Moyen	Dégradé	Mauvais	Très mauvais	Extrêmement mauvais
Moyenne journalière	PM_{2.5}	0-10	10-20	20-25	25-50	50-75	>75
Moyenne journalière	PM₁₀	0-20	20-40	40-50	50-100	100-150	>150
Max horaire journalier	NO₂	0-40	40-90	90-120	120-230	230-340	>340
Max horaire journalier	O₃	0-50	50-100	100-130	130-240	240-380	>380
Max horaire journalier	SO₂	0-100	100-200	200-350	350-500	500-750	>750

Tableau 7 : Seuils et couleurs de l'indice ATMO en vigueur au 1^{er} janvier 2021

Chaque sous-indice est déterminé à partir de la concentration maximale du polluant considéré sur le territoire en question (EPCI ou échelle géographique plus restreinte). Le qualificatif de l'indice ATMO retenu correspond au qualificatif le plus pénalisant des 5 polluants considérés pour le jour donné et la zone géographique considérée.

IV. Méthodologie

IV. 1. Domaine d'étude

La dispersion des rejets atmosphériques a été effectuée sur un domaine modélisé de 81 km² autour de l'UVE, illustré Figure 4, avec une **résolution de 100 m x 100 m**.

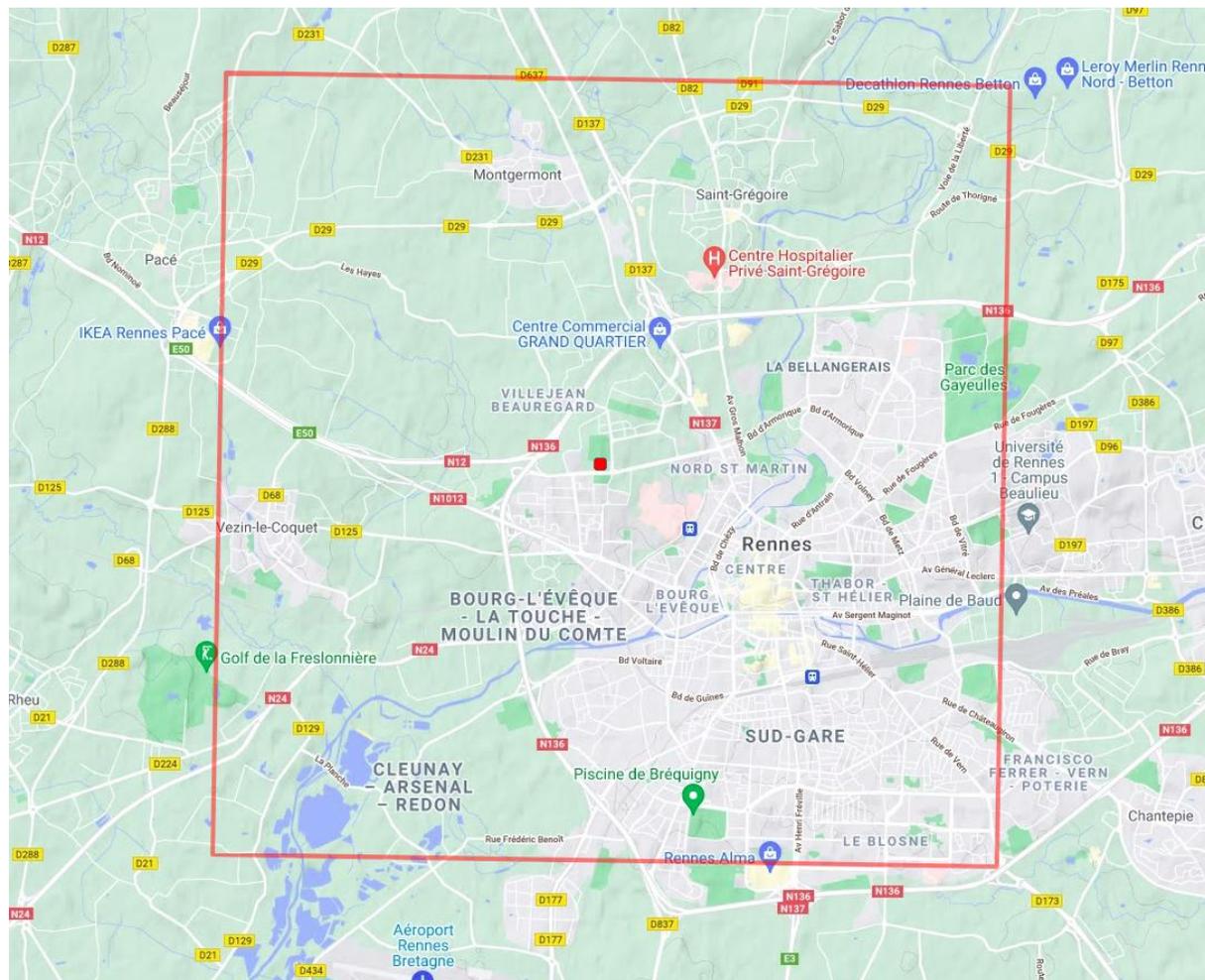


Figure 4 : Délimitation du domaine modélisé (9km x 9km) centré sur l'UVE (©GoogleMap)

IV. 2. Caractéristiques de l'UVE

IV.2.1. Caractéristiques implémentées dans le modèle

L'UVE est composée de trois lignes d'incinération dont les rejets sont distincts. L'effluent gazeux est ainsi émis par trois cheminées. Les caractéristiques physiques des rejets sur la période d'étude (01/01/18 – 31/12/20) sont décrites dans le Tableau 8.

Excepté pour les dioxines / furannes (PCDD/F), les quantités de polluants émis dans les cheminées ont été fournies pour la période d'étude au pas de temps horaire (débits volumiques exprimés en mg/Nm^3). Leur conversion en débits massiques par unité de temps pour chaque heure de l'année (g/s) a été réalisée à partir des débits horaires des fumées à l'éjection (Nm^3/h).

La toxicité des dioxines et des furannes étant différente pour l'ensemble des 17 composés ayant un impact toxicologique, les concentrations sont exprimées en équivalent toxique (I-TEQ). La molécule de référence est le composé le plus toxique : la dioxine 2.3.7.8 TétraChloroDibenzoDioxine (Cf. Annexes 2 et 3).

La mesure des PCDD/F fait l'objet d'un suivi semi-continu sur une période d'échantillonnage de 30 jours (exprimée $\text{ng I-TEQ}/\text{Nm}^3$). Ainsi, ces valeurs mensuelles ont été redistribuées pour chaque heure de l'année à partir des débits horaires des fumées fournis (Nm^3/h).

		Ligne 1	Ligne 2	Ligne 3
Caractéristiques du bâtiment	Longueur x Largeur x Hauteur (m)	~80m x ~70m x ~25m		
Caractéristiques des cheminées	Coordonnées géographiques [X – Y] Référentiel Géodésique Français Lambert 93 (m)	[350137 ; 6791025]		
	Hauteur (m)	47	47	47
	Diamètre (m)	1.1	1.1	1.35
Caractéristiques physiques des rejets	Vitesse moyenne d'éjection (m/s)	21.4	21.3	19.2
	Débits moyens d'éjection des fumées (Nm^3/h)	37 120	37 858	51 171
Moyenne 2018-2020	Température moyenne d'éjection ($^{\circ}\text{C}$)	188.1	193.1	191.9
Flux d'émission moyens (g/s)	NO_x (eq- NO_2)	0.695	0.722	1.023
	NO_2^5	0.070	0.072	0.102
	SO_2	0.116	0.148	0.321
	CO	0.079	0.141	0.165
	NH_3	0.043	0.038	0.032
	HCl	0.086	0.083	0.118
Moyenne 2018-2020	TSP (Poussières)	0.010	0.011	0.004
	PCDD/F gazeux	$2.63 \cdot 10^{-11}$	$3.34 \cdot 10^{-11}$	$1.70 \cdot 10^{-11}$
	PCDD/F particulaires	$7.88 \cdot 10^{-11}$	$9.46 \cdot 10^{-11}$	$4.59 \cdot 10^{-11}$

Tableau 8 : Descriptif physique des rejets et flux d'émissions moyens de l'UVE

⁵ Ratio $\text{NO}_2 / \text{NO}_x = [5\% ; 10\%]$, hypothèse majorante 10 % retenue ; source : Inventaire National Spatialisé (INS) <http://emissions-air.developpement-durable.gouv.fr/> (accès le 30/07/2021)

Modélisation de la qualité de l'air

Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes Métropole – 01/01/18 au 31/12/20

IV.2.2. Flux d'émissions et seuils réglementaires

Les émissions de l'UVE en sortie de cheminée sont régies par l'arrêté préfectoral N°41015 du 10 juillet 2013⁶. Le Tableau 9 illustre le nombre de dépassement des seuils d'émissions horaires autorisés des polluants surveillés. La réglementation autorise 60 heures de dépassement de ces seuils par an⁷.

La réglementation des émissions en sortie de cheminée est respectée sur la période d'étude 2018 – 2020.

Année	Nombre de dépassement des seuils horaires d'émissions en sortie de cheminée		
	Ligne 1	Ligne 2	Ligne 3
2018	11	3	5
2019	3	8	4
2020	2	4	11

Source : Rennes Métropole

Tableau 9 : Confrontation des émissions en sortie de cheminée par rapport à la réglementation

IV.2.3. Profils d'émissions mensuels et horaires sur la période étudiée

Les profils temporels mensuels et horaires, illustrés Figure 5, se sont basés sur uniquement les années 2019 et 2020 compte tenu des périodes d'arrêts prolongés sur l'année 2018.

Les profils temporels mensuels font ressortir les périodes d'arrêt de chaque ligne de l'UVE, en raison des maintenances annuelles. Les profils temporels horaires mettent en avant des flux d'émission presque constants pour chaque heure de l'année.

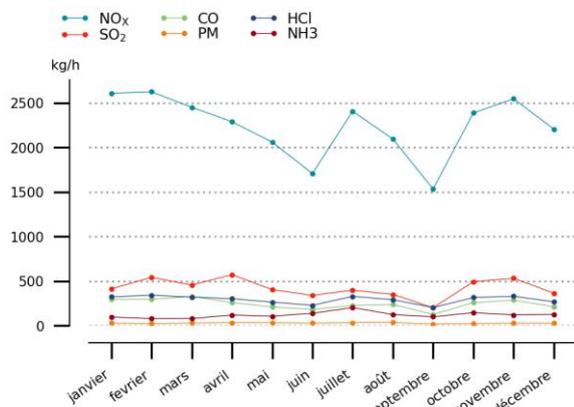
⁶ Arrêté préfectoral N°41015 autorisant la société SOBREC à exploiter un broyeur d'encombrants sur le site de l'unité de valorisation énergétique de déchets de Villejean à Rennes, préfecture d'Ille-et-Vilaine, le 10 juillet 2013

⁷ Article 10 de l'arrêté ministériel du 20 septembre 2002, applicable à l'UVE de Rennes Villejean

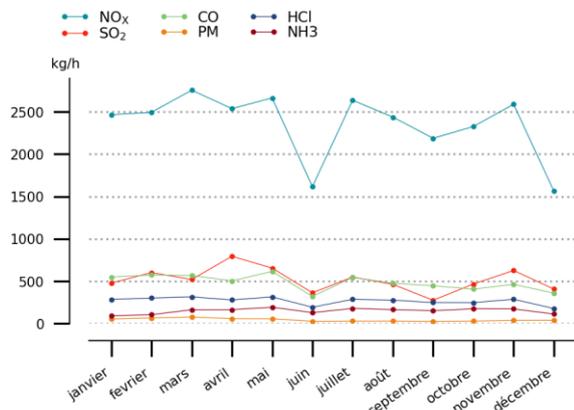
Modélisation de la qualité de l'air

Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes Métropole – 01/01/18 au 31/12/20

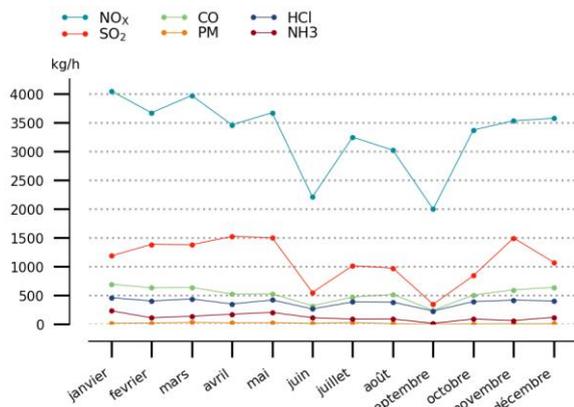
Profils mensuels



Ligne 1

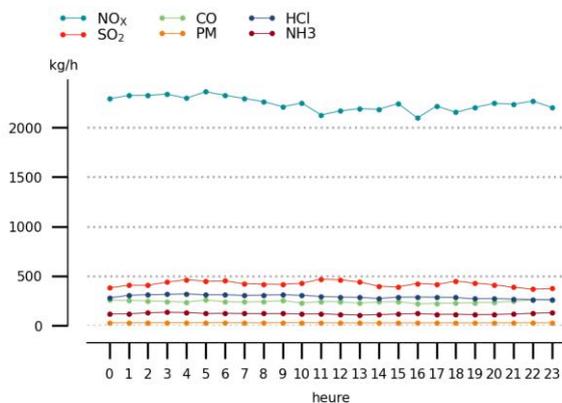


Ligne 2

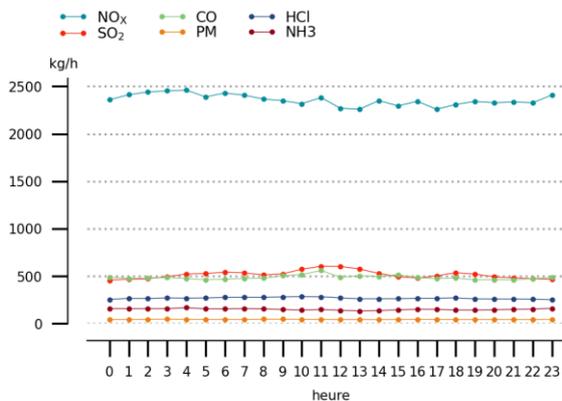


Ligne 3

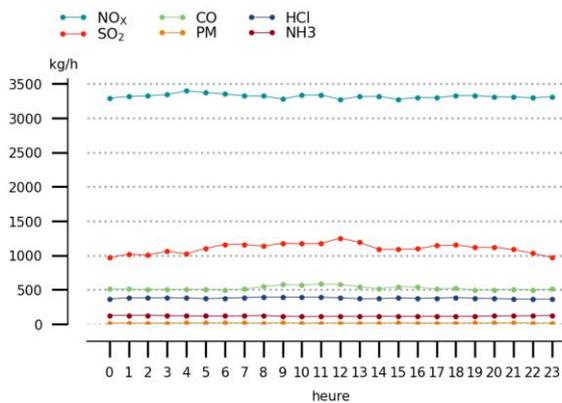
Profils horaires



Ligne 1



Ligne 2



Ligne 3

Figure 5 : Profils temporels mensuels et horaires des trois lignes sur la période 2019 - 2020

V. Caractéristiques des polluants

Les caractéristiques des polluants, gazeux et particulaires, pris en compte dans cette étude de dispersion sont décrites dans le Tableau 10.

- **Pour les polluants gazeux réactifs**, plusieurs facteurs sont nécessaires pour modéliser avec AERMOD leur dispersion dont notamment la constante de Henry, définissant la solubilité des espèces gazeuses dans une phase liquide. Plus la constante de Henry est élevée, plus le composé est volatil.
- **Pour les polluants particulaires et le calcul des dépôts sédimentaires** (sec et humide), le diamètre et la densité de la particule doivent être renseignés. Un coefficient de lessivage est calculé à partir des précipitations horaires et de ces paramètres.

Plus d'information sur les dioxines et furannes sont disponibles en Annexes 2, 3 et 4 de ce document : Présentation des dioxines / furannes, Calcul de toxicité des dioxines / furannes, Synthèse nationale des dioxines / furannes (2006 – 2010)

Polluants	Type de polluant	Constante de Henry ⁸ (Pa.m ³ /mol)	Densité (kg/m ³)	Diamètre (µm)
NO _x (eq-NO ₂)	Gazeux	14 464	--	--
SO ₂	Gazeux	84	--	--
CO	Gazeux	112 500	--	--
NH ₃	Gazeux	1.6875	--	--
HCl	Gazeux	5	--	--
PCDD/F gazeux	Gazeux	0.41	--	--
TSP (Poussières)	Particulaire	--	1 000	10
PCDD/F particulaire	Particulaire	--	2 000	2.5

Tableau 10 : Caractéristiques des polluants

V. 1. Cas des poussières

En l'absence de données relatives à la taille des particules à l'émission, les caractéristiques des PM10 ont été utilisées pour modéliser les poussières totales (TSP). Les PM10 représentant, selon le CITEPA (guide OMIENEA – 14^{ème} édition, Mai 2017), 95% des particules rejetées par les usines de traitement des déchets.

⁸ Compilation of Henry's law constants (version 4.0) for water as solvent, R. Sander - Atmospheric Chemistry Department, Max Planck Institute for Chemistry, Germany
<https://acp.copernicus.org/articles/15/4399/2015/acp-15-4399-2015.pdf> (accès le 30/07/2021)
 Paramètres physico-chimiques et coefficients de transfert des dioxines pour l'évaluation des risques, R. BONNARD - Unité Evaluation des Risques Sanitaires - INERIS, 9 FÉVRIER 2004
<https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/dioxines.pdf> (accès le 30/07/2021)

V. 2. Cas des dioxines (PCDD) / furannes (PCDF)

Le paramétrage des dioxines et furannes dans le modèle s'appuie sur l'étude d'impact de l'UVE de Rennes sur la qualité de l'air, réalisée par Air Breizh en 2015⁹.

- **Profil d'émissions gaz / particules à la cheminée** : d'après les résultats des analyses de répartition gaz / particules à l'émission de l'UVE effectuées du 13 janvier au 11 février 2015, le profil moyen des PCDD/F est fortement lié au profil de la phase particulaire, représentant 75% de la part totale gaz/particule en moyenne sur les 3 lignes.

(Résultats jugés représentatifs du profil moyen des rejets de PCDD/F de l'UVE ; cf. Figure 6 ci-après extraite du rapport cité ci-dessus)

Ainsi la part des PCDD/F a été répartie en fonction des profils d'émission des lignes, soit 75% particulaire et 25 % gazeux.

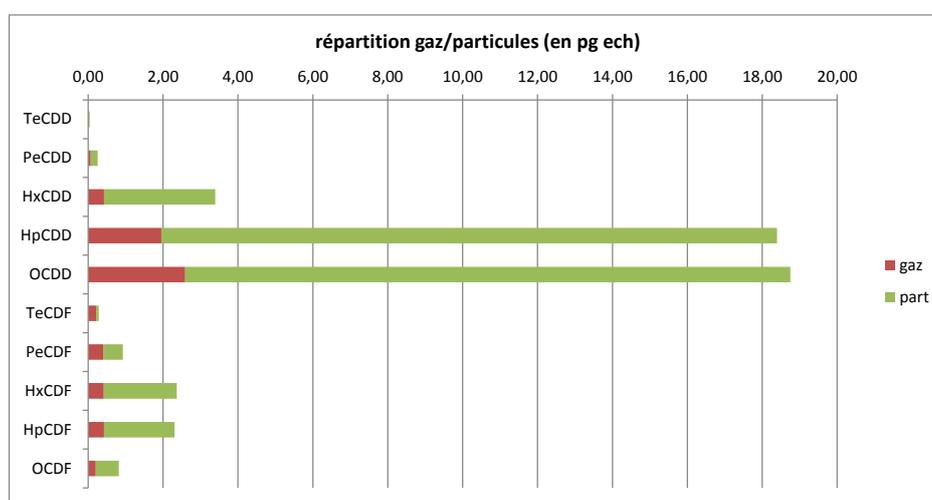


Figure 6 : Profils d'émission à la cheminée de l'UVE (étude Air Breizh 2015)

- **Profils des congénères à l'émission** : les rejets de l'UVE sont composés d'une majorité de dioxines, représentant en moyenne 75% des émissions (en pg/échantillon), elles-mêmes composées majoritairement des congénères les plus chlorés, à savoir OCDD (8 chlores) et HpCDD (7 chlores), représentant environ 70% des rejets de l'UVE.

Par conséquent, la constante de Henry a été calculée à partir des valeurs spécifiées pour les congénères OCDD (8 chlores) et HpCDD (7 chlores)¹⁰.

- **Estimation de la densité et de la taille moyennes des PCDD/F particulaires** : Une particule est d'autant plus dense que sa taille diminue. Par approximation, les particules fines PM10 et très fines PM2.5 ont une densité respectivement de 1 000 kg/m³ et 2 000 kg/m³. La taille des PCDD/F se rapprochant des PM2.5, une densité fixée à 2 000 kg/m³ a été retenue pour la définition des polluants.

⁹ Mesures de la qualité de l'air à proximité de l'UVE de Rennes (35) », Campagne de septembre 2015, [Air Breizh - décembre 2015]

https://www.airbreizh.asso.fr/voy_content/uploads/2018/04/rapport_etude_uve_rennes_v2_211215.pdf (accès le 30/07/21)

¹⁰ Paramètres physico-chimiques et coefficients de transfert des dioxines pour l'évaluation des risques,

R. BONNARD - Unité Evaluation des Risques Sanitaires - INERIS, 9 FÉVRIER 2004

<https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/dioxines.pdf> (accès le 30/07/2021)

VI. Conditions et paramètres météorologiques

La dispersion des particules et des gaz est fonction, entre autres, d'un certain nombre de paramètres météorologiques. Parmi ceux-ci, il y a bien sûr les phénomènes de convection par le vent, mais aussi l'estimation de la diffusion turbulente due à l'écoulement, de la stabilité atmosphérique et de la stratification thermique. Les données météorologiques utilisées dans cette étude proviennent de la station Météo France de Rennes – Saint-Jacques, située à moins de dix kilomètres de l'UVE ; elle fournit les paramètres suivants :

- vitesse et direction des vents ;
- nébulosité ;
- température ;
- précipitations (pluviométrie pour le calcul dépôt sec / dépôt humide).

Les résultats ci-dessous ont été élaborés à partir des mesures enregistrées sur la période de l'étude, du 1^{er} janvier 2018 au 31 décembre 2020.

VI. 1. Direction et vitesse de vent

Les vitesses de vent inférieures à 1 m/s où le vent est considéré comme calme et non suffisant pour obtenir des mesures météorologiquement fiables (6.4 % des mesures) ont été supprimées de la représentation graphique de la rose des vents (situation prise en compte dans la modélisation).

Attention particulière : une rose des vents montre d'où vient le vent et fait intervenir dans sa construction les directions et les vitesses de vent. Son rendu est étroitement dépendant du nombre de secteurs de direction ainsi que du nombre de classes de vitesse de vent choisi. Nous prendrons en considération 16 secteurs : 8 secteurs primaires (Nord, Est, ... Nord-Est, ...) et 8 secteurs secondaires (Nord-Nord-Ouest, ...), soit 22.5° par secteur (360°/16), et des classes de vent par pas de 1 m/s.

L'examen de la Figure 7 montre que les vents de nord (30 %) et de quart sud-ouest (45 %) ont été majoritaires sur l'ensemble de la période d'échantillonnage.

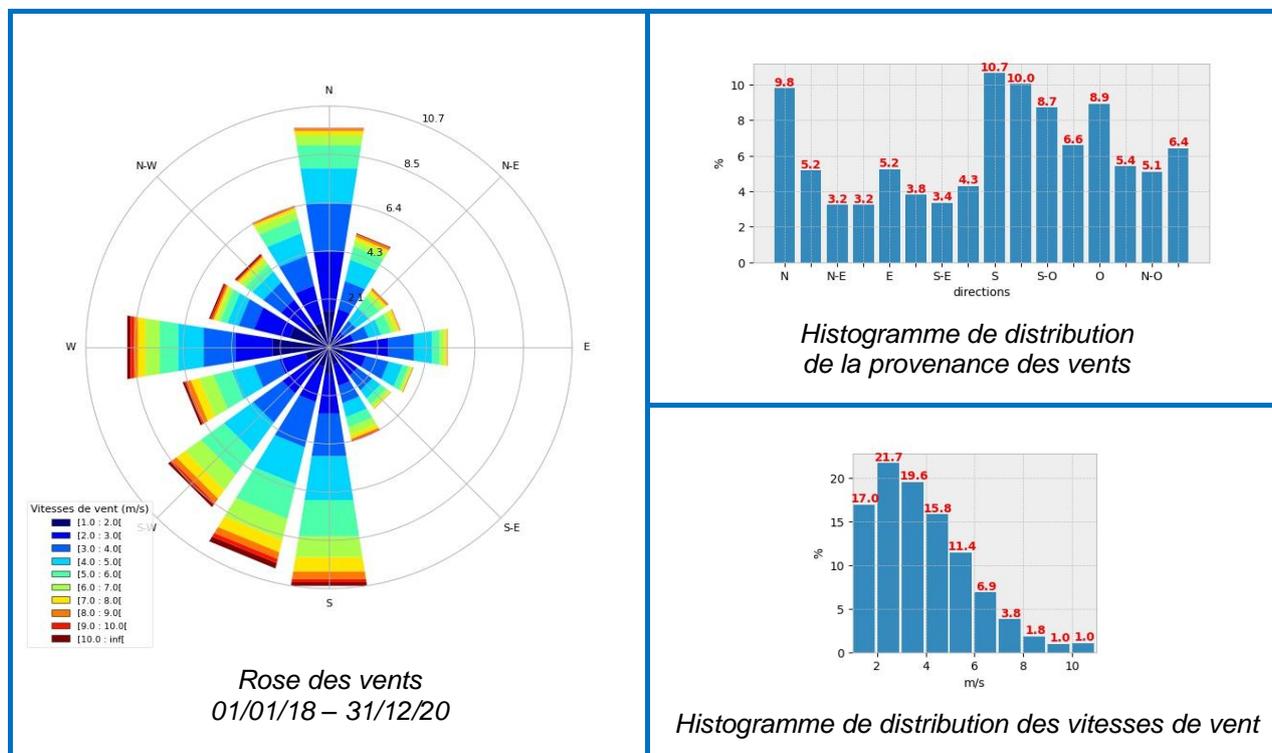


Figure 7 : Conditions météorologiques globales

VI. 2. Comparaison des vents avec les conditions moyennes sur 30 ans

La rose des vents moyenne 1981 – 2010 illustrée Figure 8 a été établie par Météo France avec les données météorologiques de la Station de Rennes – Saint-Jacques. Les vents dominants sur l'agglomération sont principalement des vents de quart Sud-Ouest, puis des vents de Nord. La période d'étude est ainsi représentative des conditions météorologiques moyennes de Rennes Métropole.

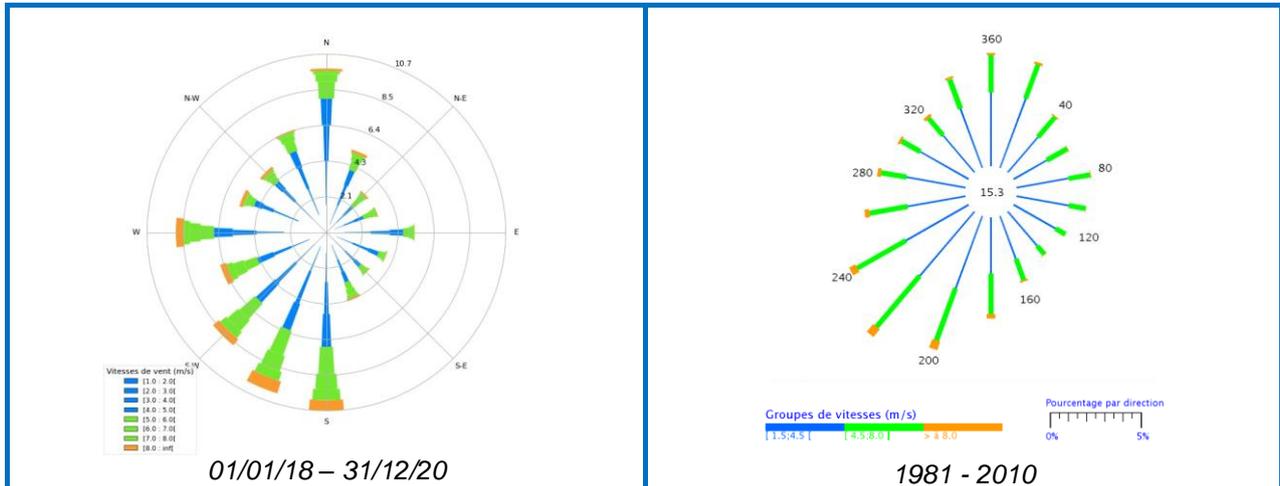


Figure 8 : Comparaison des paramètres de vent avec les conditions moyennes sur 30 ans

VI. 3. Rose des précipitations

La corrélation des vents avec les précipitations permet d'identifier l'origine des vents et leur vitesse en période de pluie. Cette « rose des précipitations » illustrée Figure 9 permet notamment d'expliquer les sorties modélisées des retombées atmosphériques (dépôts humides par phénomène de lessivage des particules au sol).

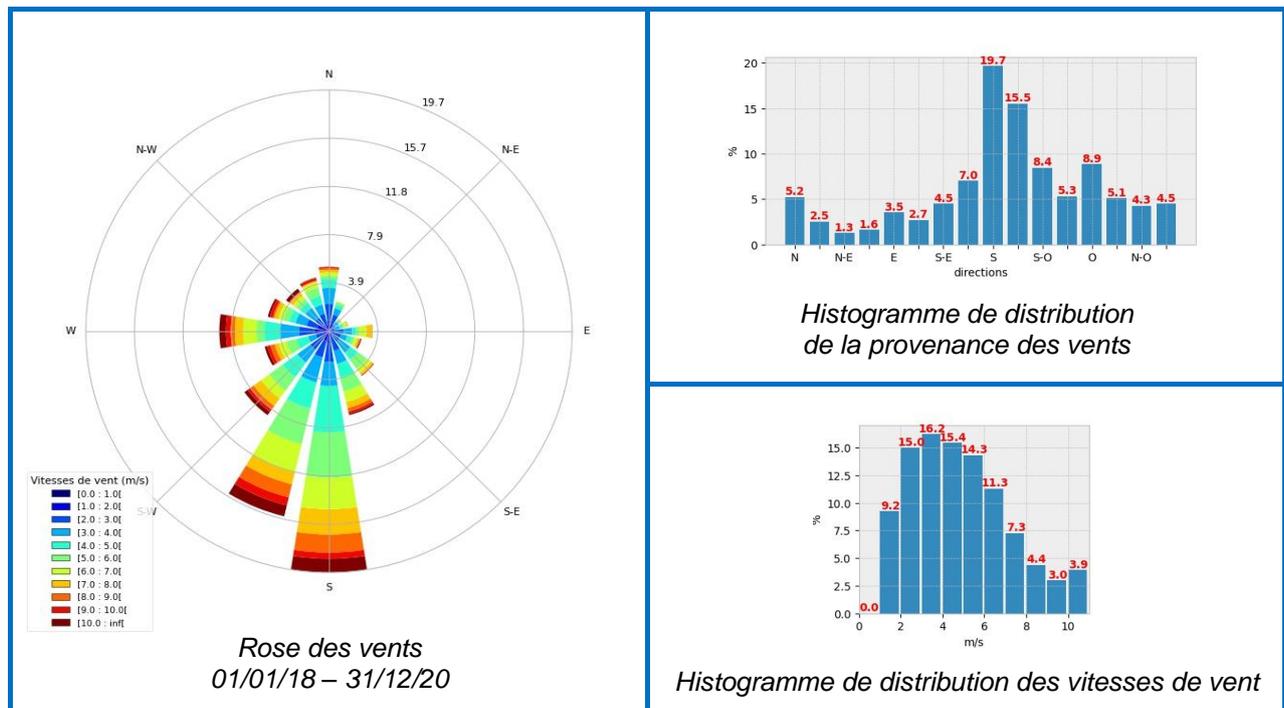


Figure 9 : Conditions météorologiques en période de précipitations

VII. Analyse de la dispersion avec et sans l'effet du bâtiment de l'UVE via AERMOD

VII. 1. L'effet « downwash » du bâtiment de l'installation sur la dispersion

La présence de bâtiments peut affecter l'élévation du panache et la dispersion initiale des polluants dans l'atmosphère. Des zones de sillage turbulent peuvent être créées autour et sous les vents des bâtiments qui peuvent forcer l'accumulation des polluants au sol (Cf. Figure 10). Un panache pris sur le trajet de cet écoulement est entraîné dans le sillage, le piégeant temporairement dans une cavité de recirculation. Cet effet de « downwash » conduit à des concentrations de polluants plus élevées au niveau du sol à proximité du bâtiment.

Dans le cas de l'UVE de Villejean, l'usine de traitement intégrant les cheminées d'extraction peut être à l'origine d'effets « downwash » et donc perturber la dispersion des rejets.

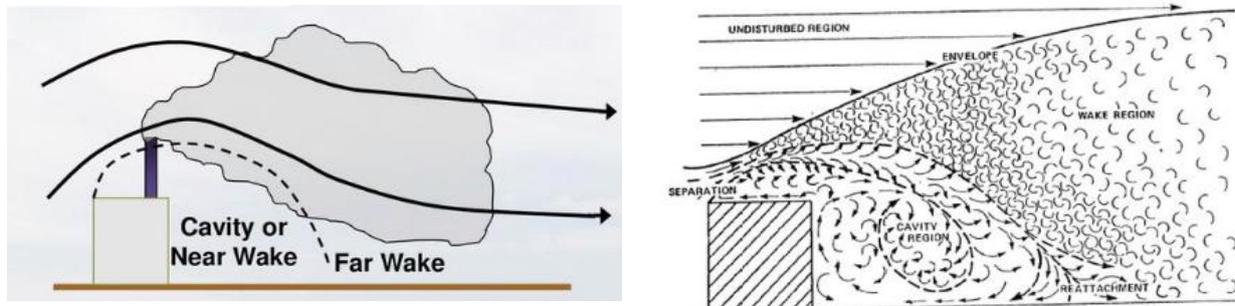


Figure 10 : Illustration de l'effet "downwash" sur la dispersion (source : EPA)

VII. 2. Les limites du module PRIME d'AERMOD modélisant l'effet « downwash »

L'effet « downwash » du bâtiment est pris en compte dans le système de modélisation AERMOD à l'aide des améliorations du modèle Plume Rise Model Enhancements (PRIME)⁹. Des études scientifiques ont montré que la modélisation de l'effet du bâtiment sur les concentrations respirées via le module PRIME d'AERMOD est correcte, dans un facteur de 2¹¹.

Cependant, pour certains types de bâtiments complexes, le modèle AERMOD peut surestimer les concentrations modélisées aux alentours et sous le vent des bâtiments.¹² Une nouvelle version du module PRIME, nommée PRIME2, est cours de réalisation dans le but de combler certaines lacunes du module existant¹³.

Dans le cas de l'UVE, le bâtiment principal intégré est celui issu de la BD TOPO de l'IGN (réf. 2020), illustré Figure 11. Le module PRIME simplifie dans son algorithme le bâtiment en un volume parallélépipédique égal au produit Largeur x Longueur x Hauteur.

La modélisation permet d'analyser des phénomènes réels et d'estimer ou de prévoir des résultats à partir de l'application d'une ou plusieurs théories à un niveau d'approximation maîtrisé. Il convient ainsi de rester prudent sur les valeurs de concentration modélisées.

¹¹https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-01/documents/downwash_overview_white_paper.pdf (accès le 30/07/2021)

¹²Critical review of the building downwash algorithms in AERMOD, Ron L. Pertersen & al, avril 2016 <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/10962247.2017.1279088> (accès le 30/07/2021)

¹³<https://www.linkedin.com/pulse/aermodprime2-next-generation-building-downwash-model-ron> (accès le 30/07/2021)

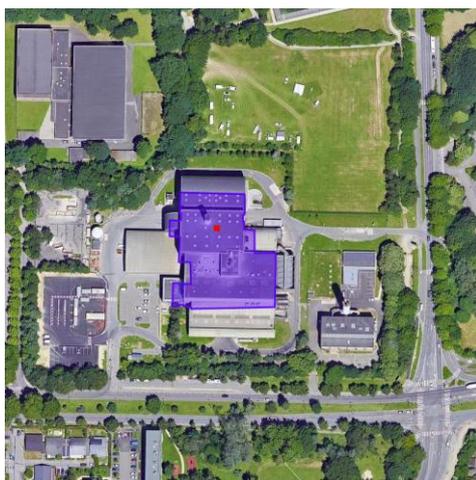


Figure 11 : Illustration du bâtiment de l'UVE implémenté dans AERMOD

VII. 3. Comparaison de l'effet « downwash » du bâtiment de l'UVE sur la dispersion

La Figure 12, décomposée en 4 sous-figures, illustre les concentrations moyennes modélisées de NO_x aux alentours de l'UVE, pour la période d'étude 2018 – 2020 :

- (a) Concentration moyenne des NO_x sans intégration du bâtiment de l'UVE
- (b) Concentration moyenne des NO_x avec intégration du bâtiment de l'UVE - Activation du module PRIME d'AERMOD
- (c) Ecart des modélisations (Avec – Sans intégration du bâtiment de l'UVE)
- (d) Concentration moyenne maximale des NO_x pour les deux simulations.

La comparaison des figures (a) et (b) illustre l'impact du bâtiment de l'UVE sur la dispersion, aux alentours de celui-ci et sous les vents dominants (de quart Sud-Ouest). La figure (c) indique une surconcentration des NO_x en moyenne annuelle d'environ 1 à 3 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ avec la prise en compte de l'effet « downwash ».

La figure (d) montre que les concentrations moyennes maximales de NO_x pour les modélisations sans et avec effet « downwash » sont respectivement inférieures à 1 et 4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, pour un niveau critique réglementaire pour la protection de la végétation fixé à 30 $\mu\text{g}/\text{m}^3$.

VII. 4. Hypothèse retenue pour cette étude

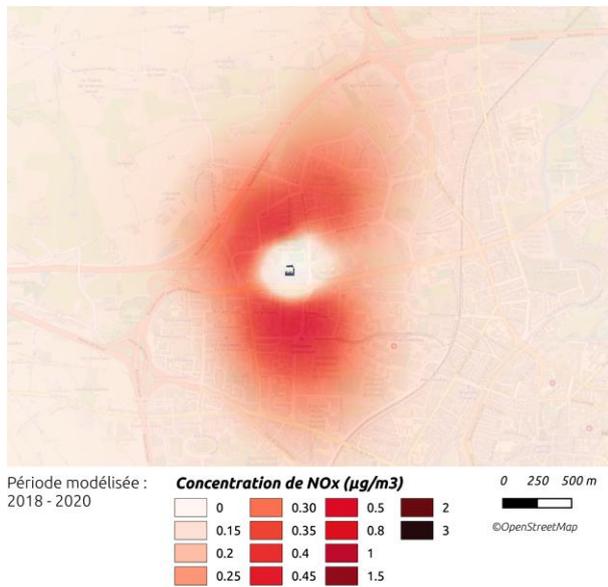
La modélisation avec l'intégration de l'effet downwash est la plus pénalisante en termes de concentration. Elle sera ainsi retenue comme modélisation de référence pour cette étude.

Les résultats de cette modélisation diffèrent de celles effectuées précédemment par Air Breizh¹⁴. Le logiciel de modélisation utilisé pour les études de dispersion précédentes était ADMS, développé par le CERC (Cambridge Environmental Research Consultants). ADMS intègre également l'effet du bâtiment (simplifié aussi par un volume parallélépipédique) sur la dispersion. Cependant, les simulations effectuées avec ADMS modélisaient très peu d'effet « downwash » au niveau de l'UVE. L'impact maximal était modélisé sous les vents dominants (au Nord-Est de l'UVE), avec des concentrations moins élevées (de l'ordre des résultats avec AERMOD sans l'effet « downwash »).

¹⁴Eude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes Métropole – 01/10/16 au 30/09/17 [Air Breizh - janvier 2018]
<https://www.airbreizh.asso.fr/publication/etude-de-dispersion-des-rejets-de-lunite-de-valorisation-energetique-de-rennes-metropole/> (accès le 29/07/2021)

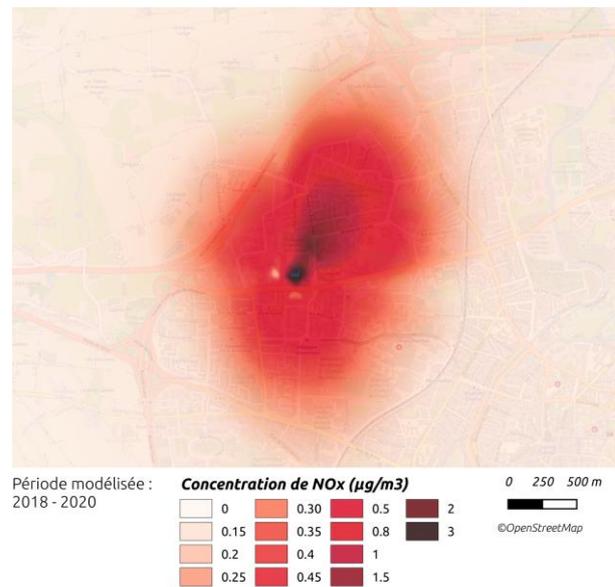
Modélisation de la qualité de l'air

Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes Métropole – 01/01/18 au 31/12/20



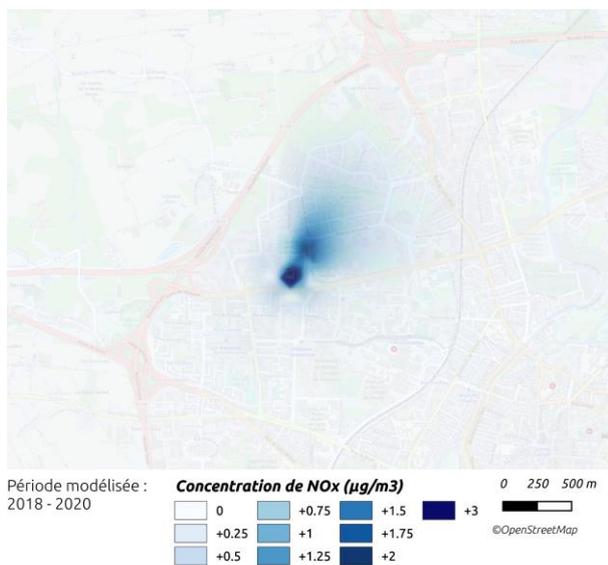
(a)

Concentration moyenne des NOx sans intégration du bâtiment de l'UVE



(b)

Concentration moyenne des NOx avec intégration du bâtiment de l'UVE
Activation du module PRIME d'AERMOD



(c)

Ecart des modélisations (Avec – Sans intégration du bâtiment de l'UVE)

Moyenne modélisée maximale NOx (NO + NO ₂)	Sans bâtiment	Avec bâtiment
Niveau Critique NOx 30 µg/m ³ (protection de la végétation)	0.5	3.6

d)

Concentration moyenne maximale des NOx pour les deux simulations

Figure 12 : Analyse de l'effet "downwash" du module PRIME d'AERMOD sur les concentrations moyennes 2018 – 2020 des NOx

VIII. Analyse des zones d'impact

Les Figure 13, Figure 14 et Figure 15 représentent les zones d'impact des polluants étudiés en pourcentage de l'impact maximal. La dispersion atmosphérique étant dépendante des conditions météorologiques, les nuages de dispersion sont très corrélés entre polluants. **Seul l'impact de l'UVE apparaît sur ces cartes indépendamment des autres sources d'émissions.**

Définition de l'indicateur « Pourcentage d'impact maximal » :

1. Pour chaque polluant et en chaque point de grille de sortie « p » : % d'impact (de 0 à 100%) = C_p/C_{pmax}

Avec $\left\{ \begin{array}{l} C_p = \text{Concentration moyenne au point de grille « p »} \\ C_{pmax} = \text{Concentration moyenne maximale (point le plus impacté)} \end{array} \right.$

2. En chaque point de grille de sortie « p » : Calcul du maximum MULTI-POLLUANT

Les conditions anticycloniques, caractérisées par une couverture nuageuse faible, des vitesses de vent faibles et parfois des inversions thermiques (effet « couvercle ») vont empêcher la dispersion des polluants. Cette situation favorisera leur présence en proximité de l'UVE. L'effet « downwash » du bâtiment de l'UVE va également favoriser l'accumulation des polluants sous les vents dominants.

Les zones les plus exposées aux rejets de l'UVE de Rennes sont situées dans l'enceinte de l'UVE et au niveau du quartier résidentiel Beauregard situé à 300 mètres au Nord-Est sous les vents dominants (50 à 60 % de l'impact maximal). Dans une moindre mesure, le quartier de Villejean au Sud de l'UVE est également impacté (30 % de l'impact maximal). Ces zones incluent des secteurs habités, d'enseignement et de loisirs (complexes sportifs).

Ce diagnostic est cohérent avec les conditions météorologiques observées pendant la période d'étude. En effet, les vents dominants ont été des vents de quart Sud-Ouest (45 %) et de Nord (30 %), représentatifs des vents moyens qu'on retrouve sur l'agglomération de Rennes (Cf. VI Conditions et paramètres météorologiques).

Modélisation de la qualité de l'air

Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes Métropole – 01/01/18 au 31/12/20

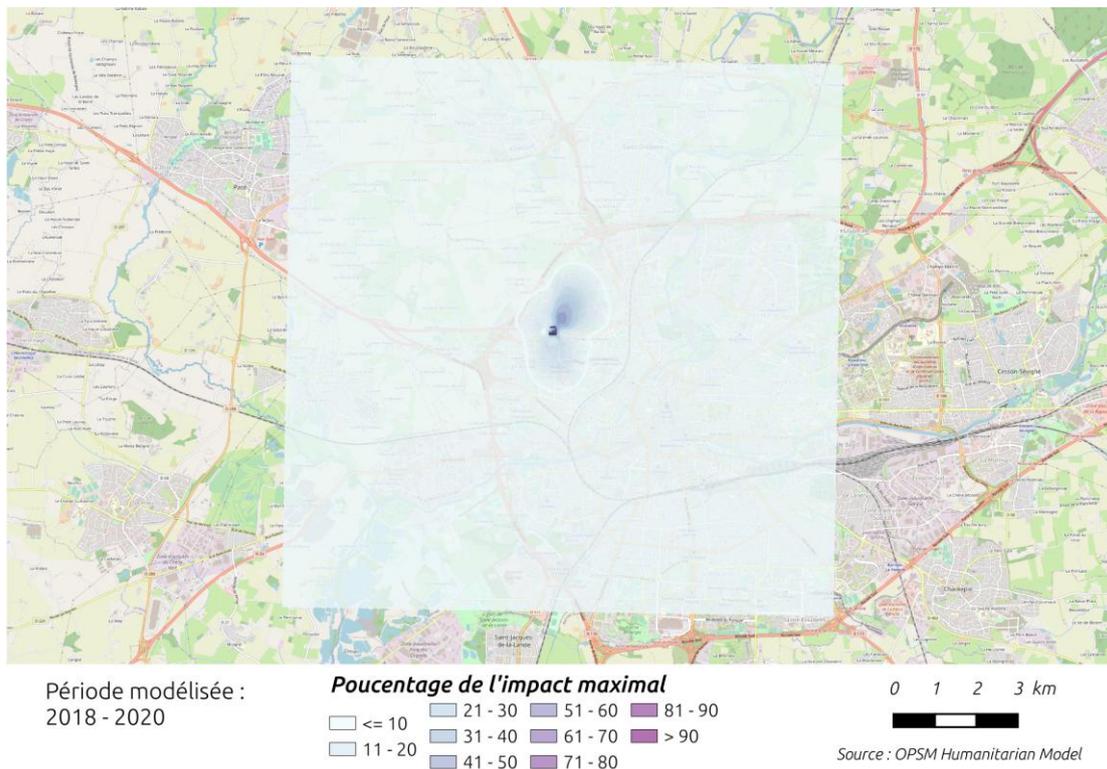


Figure 13 : Zones d'impact de l'UVE (en % d'impact maximal) - Domaine étendu

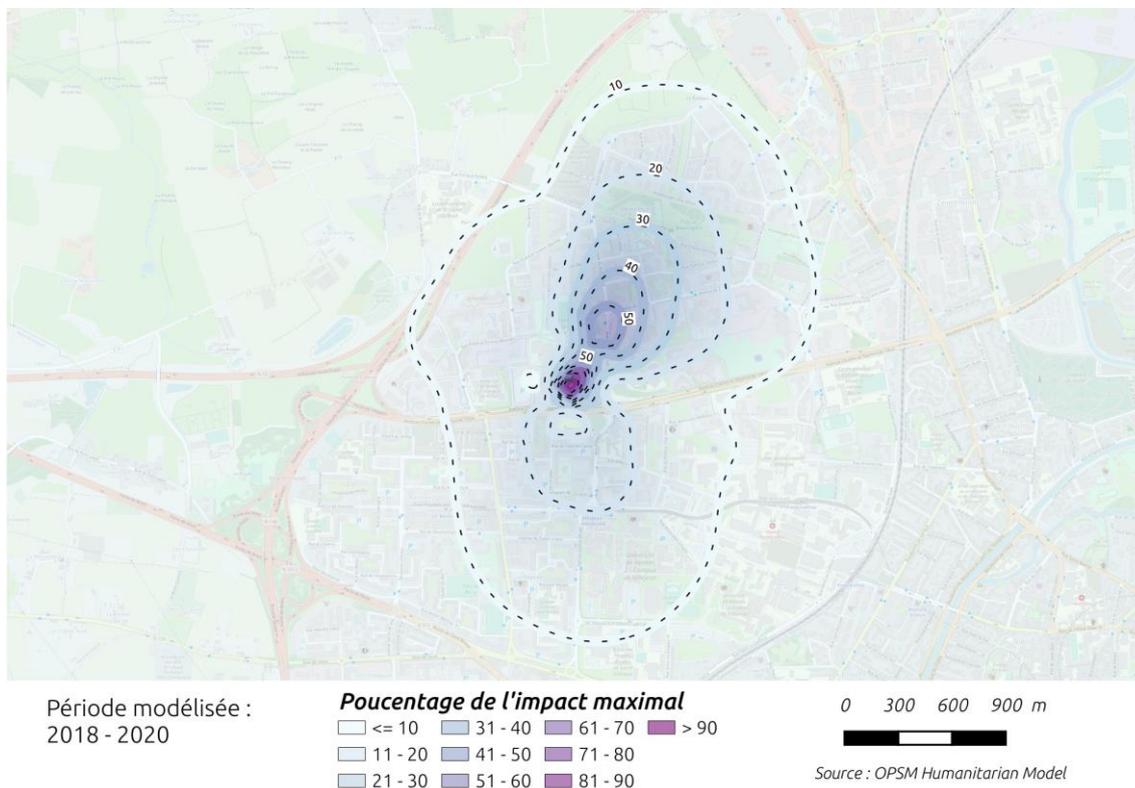
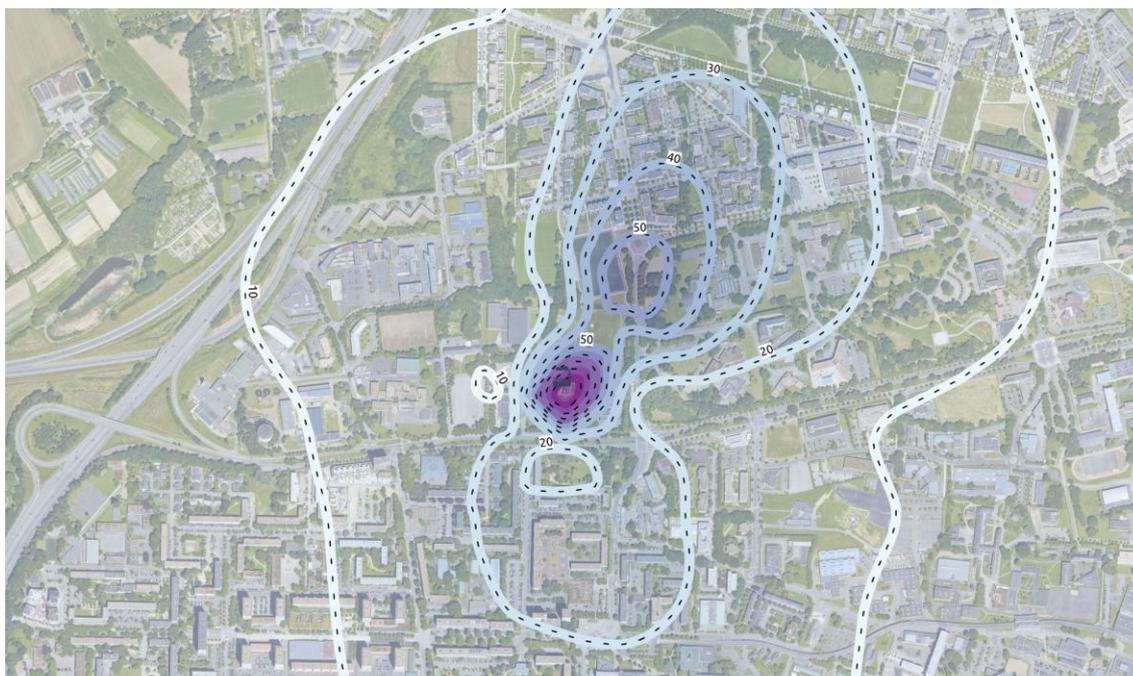


Figure 14 : Zones d'impact de l'UVE (en % d'impact maximal) - Domaine restreint

Modélisation de la qualité de l'air

Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes Métropole – 01/01/18 au 31/12/20



Période modélisée :
2018 - 2020

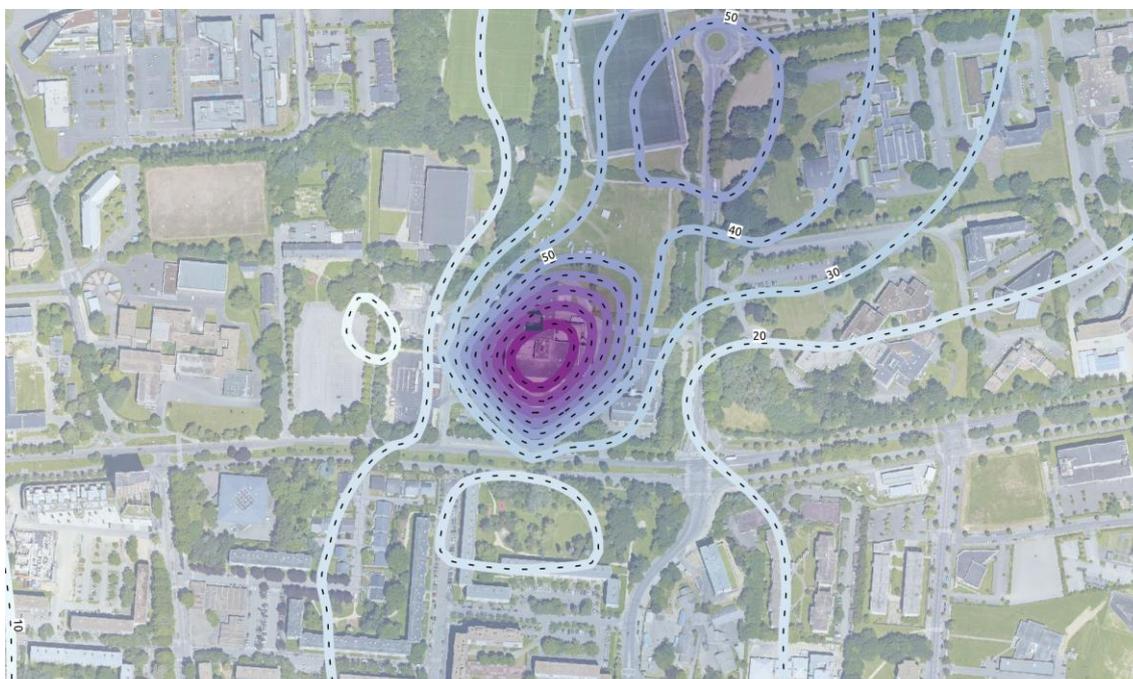
Pourcentage de l'impact maximal

<= 10	31 - 40	61 - 70	> 90
11 - 20	41 - 50	71 - 80	
21 - 30	51 - 60	81 - 90	

0 100 200 300 m

Source : Google Satellite

Figure 15 : Zones d'impact de l'UVE (en % d'impact maximal) – Zoom à l'échelle du quartier



Période modélisée :
2018 - 2020

Pourcentage de l'impact maximal

<= 10	31 - 40	61 - 70	> 90
11 - 20	41 - 50	71 - 80	
21 - 30	51 - 60	81 - 90	

0 100 200 m

Source : Google Satellite

Figure 16 : Zones d'impact de l'UVE (en % d'impact maximal) – Zoom à l'échelle du quartier 2

IX. Analyse des concentrations maximales modélisées au regard des seuils réglementaires et valeurs guides disponibles

Les concentrations moyennes liées à l'impact de l'UVE sont très modérées pour l'ensemble des polluants, même au niveau des zones d'impact maximal (Cf. Tableau 11).

Ainsi, pour les polluants réglementés NO_x (NO₂), SO₂ et PM10, l'influence de l'UVE est quasiment négligeable par rapport aux valeurs limites européennes pour la protection de la santé humaine et aux niveaux critiques pour la protection de la végétation.

Les concentrations peuvent cependant ponctuellement être plus élevées lorsque les quartiers d'habitation sont sous les vents de l'installation. Elles sont toutefois bien en dessous des valeurs limites réglementaires européennes.

À titre d'indication, les concentrations moyennes modélisées de l'ammoniac (NH₃), des chlorures gazeux (HCl) et des dioxines/furannes (PCDD/F) sont bien en deçà de celles mesurées en air ambiant dans le cadre d'études ponctuelles (1 mois en moyenne) urbaines et d'impact d'incinérateurs ou chaufferies (Cf. Tableau 2, Tableau 3, Tableau 4, et Annexe 4). Cette comparaison s'explique par le fait que seules les concentrations liées directement à l'UVE sont modélisées.

Polluants	Seuils réglementaires annuels européens		Moyenne modélisée maximale (2018 - 2020)	Unités
	Valeur limite	Niveau critique		
NO _x	--	30 (protection de la végétation)	< 4	µg/m ³
NO ₂	40 (protection de la santé humaine)	--	< 1* (estimée à partir des NO _x)	µg/m ³
SO ₂	50 (protection de la santé humaine)	20 (protection de la végétation)	< 1*	µg/m ³
CO	--	--	< 1*	µg/m ³
PM10 (TSP)	30 (protection de la santé humaine)	--	< 1*	µg/m ³
NH ₃	--	-	< 0.2	µg/m ³
HCl	--	--	< 0.5	µg/m ³
PCDD/F gazeux	--	--	< 1	fg I-TEQ /m ³
PCDD/F particulaire	--	--	< 1	fg I-TEQ/m ³

*dans l'incertitude de la mesure

Tableau 11 : Comparaison des moyennes maximales modélisées avec les seuils réglementaires

X. Analyse des concentrations au regard de l'indice ATMO

L'analyse du nombre de dépassement des seuils de l'indice ATMO 2021 pour le dioxyde d'azote (seuil horaire), le dioxyde de soufre (seuil horaire) et les particules fines (seuil journalier) sur la période 2018 - 2020 a confirmé qu'aucun dépassement n'a été modélisé sur la période étudiée (Cf. Tableau 12).

Ainsi, selon les résultats de la modélisation, l'UVE n'a aucune incidence sur le nouvel indice ATMO 2021. L'état de la qualité de l'air est quotidiennement qualifié de « Bon » en ne prenant en compte uniquement les rejets de l'UVE.

Polluants	Indice ATMO 2021			Nombre de jours de dépassements 2018 - 2020
	Echantillonnage	Seuil	Qualificatif	
NO ₂ estimé (inclus dans les NO _x)	Maximum horaire journalier	< 40 µg/m ³	Bon	-
		> 40 µg/m ³	Moyen	0
		> 90 µg/m ³	Dégradé	0
		> 120 µg/m ³	Mauvais	0
PM10 (TSP)	Moyenne journalière	< 20 µg/m ³	Bon	-
		> 20 µg/m ³	Moyen	0
		> 40 µg/m ³	Dégradé	0
		> 50 µg/m ³	Mauvais	0
SO ₂	Maximum horaire journalier	< 100 µg/m ³	Bon	-
		> 100 µg/m ³	Moyen	0
		> 200 µg/m ³	Dégradé	0
		> 350 µg/m ³	Mauvais	0

Tableau 12 : Analyse du nombre de dépassement modélisé des seuils du nouvel indice ATMO 2021 sur la période 2018 – 2020 pour le NO₂, le SO₂ et les PM10

XI. Analyse des zones de dépôt particulaire

Les résultats précédents représentent les concentrations dans l'air liées aux rejets de l'UVE. Il est également important d'étudier les zones de dépôt au sol des polluants particulaires liées aux retombées sèches ou humides (phénomène de lessivage par les pluies). Les cartes suivantes représentent les zones de retombées (totales, sèches, humides) autour de l'UVE pour les dioxines et furannes en phase particulaire, en pourcentage de l'impact maximal.

Définition du dépôt total :

En chaque point de grille de sortie « p » : Total = Sec + Humide

Les zones d'impact des dépôts particuliers sont très proches de celles des concentrations dans l'air, bien que plus rapprochées de la source et limitées sur leur étendue. Les retombées humides sont très corrélées avec la rose des précipitations, caractérisée par des vents essentiellement de quart Sud-Ouest (dépressions atlantiques chargées en précipitations arrivant avec des vents d'Ouest et de Sud-Ouest).

À titre d'indication, les retombées moyennes modélisées des dioxines/furannes (PCDD/F) sont cohérentes avec les retombées observées dans le cadre d'études ponctuelles (1 mois en moyenne) urbaines et d'impact d'incinérateurs ou chaufferies (Cf. Tableau 5, Tableau 6, et Annexe 4).

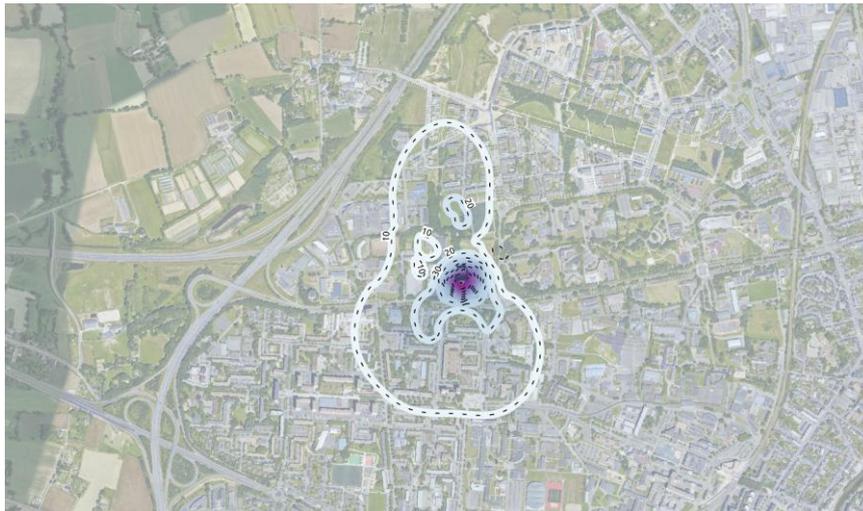
Polluants	Zone de dépôt sédimentaire maximal (2018 - 2020)			Unités
	Sec	Humide	Total	
PCDD/F particulaire	1.7	$< 10^{-3}$	1.7	pg I-TEQ/m ² /j

Tableau 13 : Concentrations maximales des retombées particulières de dioxines et furannes

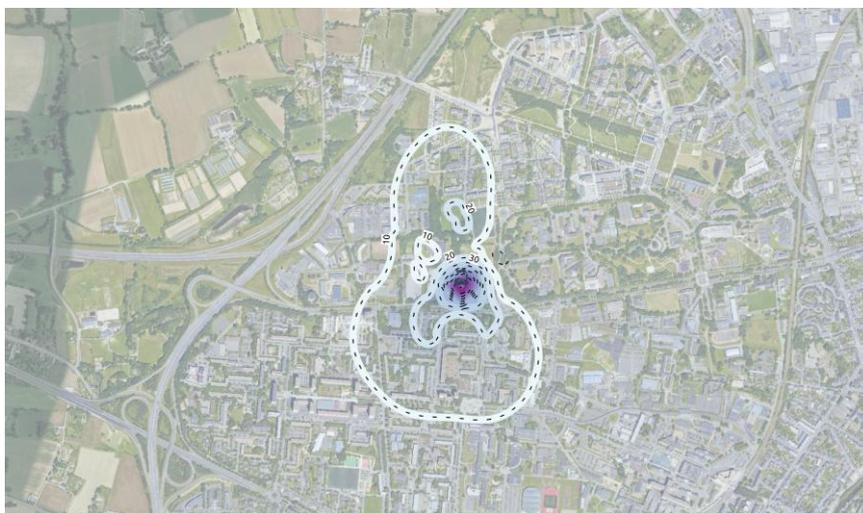
Modélisation de la qualité de l'air

Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes Métropole – 01/01/18 au 31/12/20

Retombées totales



Retombées sèches



Retombées humides



Période modélisée :
2018 - 2020

Pourcentage de l'impact maximal

<= 10	31 - 40	61 - 70	> 90
11 - 20	41 - 50	71 - 80	
21 - 30	51 - 60	81 - 90	

0 100 200 300 m

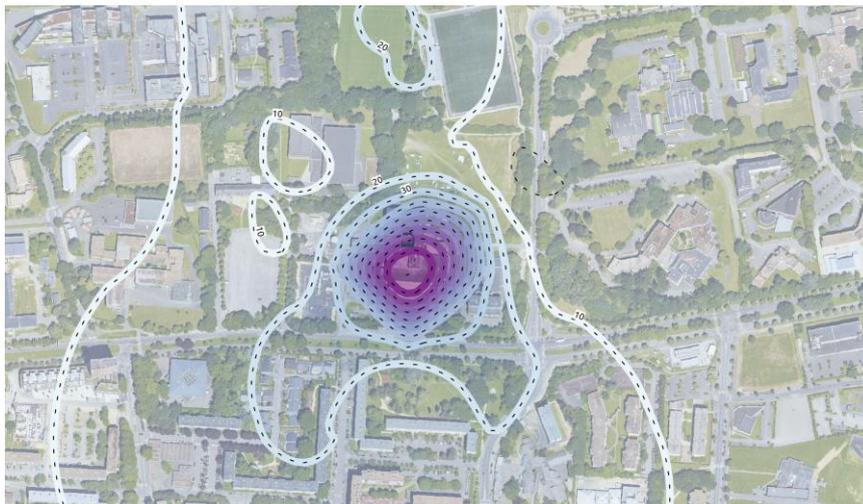
Source : Google Satellite

Figure 17 : Zones d'impact des retombées de dioxines et furannes de l'UVE (en % d'impact maximal)

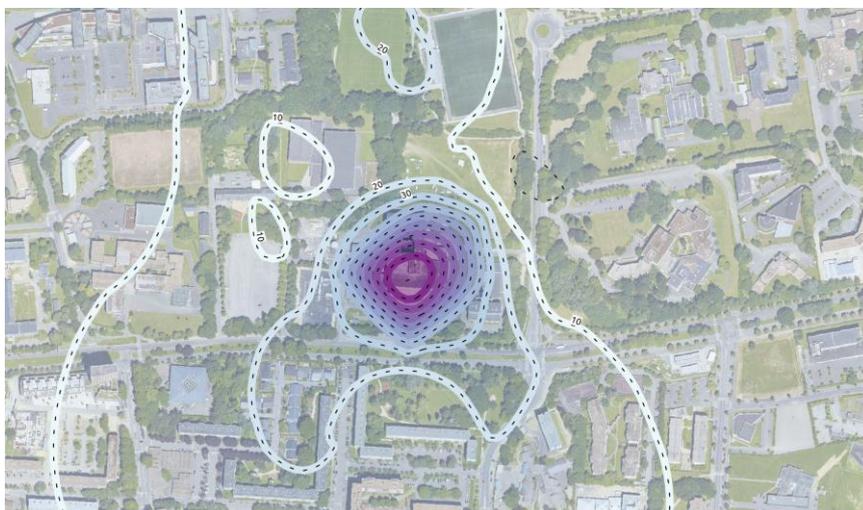
Modélisation de la qualité de l'air

Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes Métropole – 01/01/18 au 31/12/20

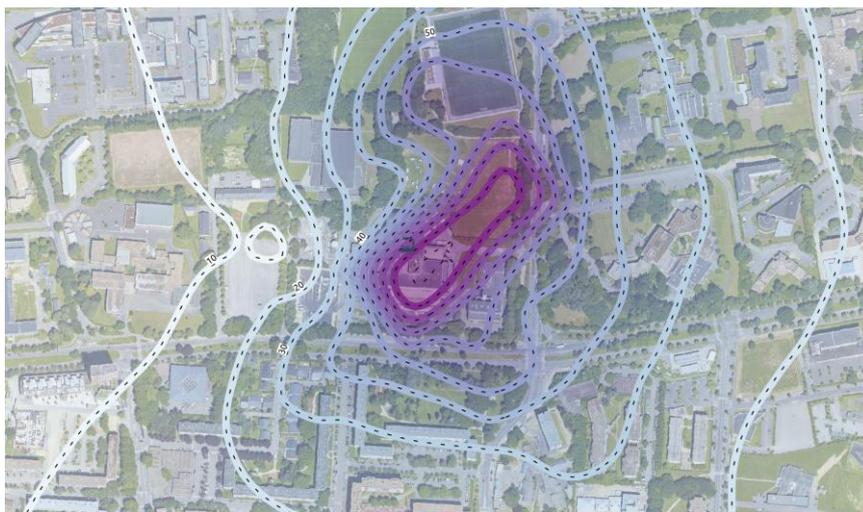
Retombées totales



Retombées sèches



Retombées humides



Période modélisée :
2018 - 2020

Pourcentage de l'impact maximal

<= 10	31 - 40	61 - 70	> 90
11 - 20	41 - 50	71 - 80	
21 - 30	51 - 60	81 - 90	

0 100 200 m

Source : Google Satellite

Figure 18 : Zones d'impact des retombées de dioxines et furannes de l'UVE (en % d'impact maximal) – Zoom à l'échelle du quartier

Conclusion

Dans le cadre de l'étude de l'impact environnemental de l'Unité de Valorisation Énergétique (UVE) de Rennes - Villejean, Air Breizh a été sollicité par Rennes métropole afin de réaliser une simulation de la dispersion des polluants atmosphériques émis par l'établissement, pour la période du 1^{er} janvier 2018 au 31 décembre 2020.

Cette simulation, basée sur une période d'étude significative s'affranchissant des variations climatiques annuelles, a permis d'analyser la répartition spatiale de la dispersion des polluants à proximité de l'unité, et ainsi de déterminer les zones d'impact maximal pour la période étudiée.

Les zones les plus exposées aux rejets de l'UVE de Rennes sont situées dans l'enceinte de l'UVE et au niveau du quartier résidentiel Beauregard situé à 300 mètres au Nord-Est sous les vents dominants. Dans une moindre mesure, le quartier de Villejean au Sud de l'UVE est également impacté. Ces zones croisent des secteurs habités, d'enseignement et de loisir (complexes sportifs).

Ce diagnostic est cohérent avec les conditions météorologiques observées pendant la période d'étude. En effet, les vents dominants ont été des vents de quart Sud-Ouest (45 %) et de Nord (30 %), représentatifs des vents moyens qu'on retrouve sur l'agglomération de Rennes.

Les concentrations moyennes modélisées pour les polluants réglementés étudiés (NO_x – NO₂, SO₂, PM10) sont faibles au regard des concentrations attendues pour un fond urbain et des valeurs limites réglementaires établies.

Les concentrations peuvent être ponctuellement plus élevées lorsque les quartiers d'habitation sont sous les vents de l'installation. Elles sont toutefois toujours bien inférieures au seuil qualifié de « Bon » du nouvel indice ATMO 2021, plus restrictif que la réglementation en vigueur.

À titre d'indication, les concentrations moyennes modélisées de l'ammoniac (NH₃), des chlorures gazeux (HCl) et des dioxines/furannes (PCDD/F) sont bien en deçà de celles mesurées en air ambiant dans le cadre d'études ponctuelles urbaines et à proximité d'incinérateurs. La modélisation indique donc que l'UVE a une influence minoritaire sur la concentration de ces polluants en air ambiant dans sa zone d'impact.

Figures

Figure 1 : Emplacement de l'UVE de Rennes.....	8
Figure 2 : L'UVE de Rennes Métropole.....	8
Figure 3 : Zones d'activité et d'habitation autour de l'UVE de Rennes.....	8
Figure 4 : Délimitation du domaine modélisé (9km x 9km) centré sur l'UVE (@GoogleMap).....	15
Figure 5 : Profils temporels mensuels et horaires des trois lignes sur la période 2019 - 2020.....	18
Figure 6 : Profils d'émission à la cheminée de l'UVE (étude Air Breizh 2015).....	20
Figure 7 : Conditions météorologiques globales.....	21
Figure 8 : Comparaison des paramètres de vent avec les conditions moyennes sur 30 ans.....	22
Figure 9 : Conditions météorologiques en période de précipitations.....	22
Figure 10 : Illustration de l'effet "downwash" sur la dispersion (source : EPA).....	23
Figure 11 : Illustration du bâtiment de l'UVE implémenté dans AERMOD.....	24
Figure 12 : Analyse de l'effet "downwash" du module PRIME d'AERMOD sur les concentrations moyennes 2018 – 2020 des NO _x	25
Figure 13 : Zones d'impact de l'UVE (en % d'impact maximal) - Domaine étendu.....	27
Figure 14 : Zones d'impact de l'UVE (en % d'impact maximal) - Domaine restreint.....	27
Figure 15 : Zones d'impact de l'UVE (en % d'impact maximal) – Zoom à l'échelle du quartier.....	28
Figure 16 : Zones d'impact de l'UVE (en % d'impact maximal) – Zoom à l'échelle du quartier 2.....	28
Figure 17 : Zones d'impact des retombées de dioxines et furannes de l'UVE (en % d'impact maximal).....	32
Figure 18 : Zones d'impact des retombées de dioxines et furannes de l'UVE (en % d'impact maximal) – Zoom à l'échelle du quartier.....	33

Tableaux

Tableau 1 : Repères réglementaires.....	12
Tableau 2 : Valeurs repères dans l'air ambiant pour l'ammoniac (NH ₃).....	12
Tableau 3 : Valeurs repères dans l'air ambiant pour les chlorures gazeux (HCl).....	12
Tableau 4 : Valeurs repères dans l'air ambiant pour les dioxines et furannes (PCDD/F).....	13
Tableau 5 : Valeurs repères des dépôts atmosphériques totaux de dioxines et furannes établies par le BRGM (2011).....	13
Tableau 6: Valeurs repères des dépôts atmosphériques totaux de dioxines et furannes.....	13
Tableau 7 : Seuils et couleurs de l'indice ATMO en vigueur au 1 ^{er} janvier 2021.....	14
Tableau 8 : Descriptif physique des rejets et flux d'émissions moyens de l'UVE.....	16
Tableau 9 : Confrontation des émissions en sortie de cheminée par rapport à la réglementation.....	17
Tableau 10 : Caractéristiques des polluants.....	19
Tableau 11 : Comparaison des moyennes maximales modélisées avec les seuils réglementaires.....	29
Tableau 12 : Analyse du nombre de dépassement modélisé des seuils du nouvel indice ATMO 2021 sur la période 2018 – 2020 pour le NO ₂ , le SO ₂ et les PM10.....	30
Tableau 13 : Concentrations maximales des retombées particulières de dioxines et furannes.....	31



Modélisation de la qualité de l'air

**Etude de dispersion des rejets de l'Unité de Valorisation Énergétique de Rennes
Métropole – 01/01/18 au 31/12/20**

Annexe 1 : Renouvellement de l'agrément de l'association Air Breizh (juillet 2019)

Décrets, arrêtés, circulaires

TEXTES GÉNÉRAUX

MINISTÈRE DE LA TRANSITION ÉCOLOGIQUE ET SOLIDAIRE

Arrêté du 17 juillet 2019 modifiant l'arrêté du 1^{er} août 2016 portant renouvellement de l'agrément de l'association de surveillance de la qualité de l'air de la région Bretagne

NOR : TRER1921275A

La ministre de la transition écologique et solidaire,

Vu le code de l'environnement, notamment ses articles L. 221-3 et R. 221-13 ;

Vu l'arrêté du 1^{er} août 2016 portant renouvellement de l'agrément de l'association de surveillance de la qualité de l'air de la région Bretagne,

Arrête :

Art. 1^{er}. – Au premier alinéa de l'article 1 de l'arrêté du 1^{er} août 2016 susvisé, l'année « 2019 » est remplacée par l'année « 2022 ».

Art. 2. – Le directeur général de l'énergie et du climat est chargé de l'exécution du présent arrêté, qui sera publié au *Journal officiel* de la République française.

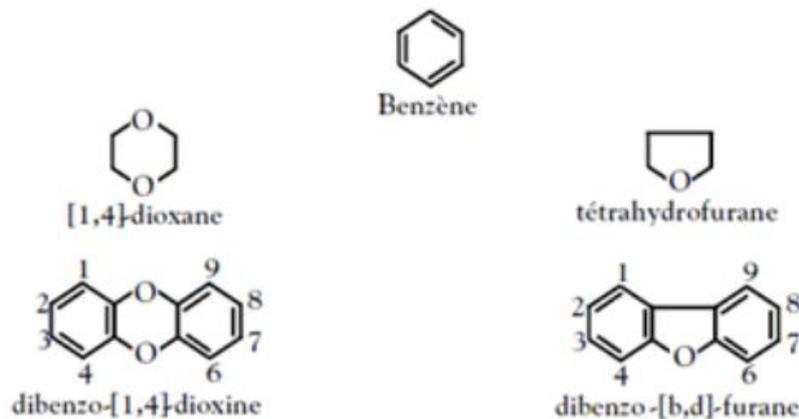
Fait le 17 juillet 2019.

Pour la ministre et par délégation :
Le directeur général de l'énergie et du climat,
L. MICHEL

Annexe 2 : Présentation des dioxines / furannes

Les dioxines sont issues des processus de combustion naturels (faible part) et industriels faisant intervenir des mélanges chimiques appropriés (chlore, carbone, oxygène) soumis à de fortes températures, comme dans la sidérurgie, la métallurgie et l'incinération.

Le terme «dioxine» regroupe deux grandes familles, les polychlorodibenzodioxines (PCDD) et les polychlorodibenzofurannes (PCDF), faisant partie de la classe des hydrocarbures aromatiques polycycliques halogénés (HAPH). Leurs structures moléculaires très proches contiennent des atomes de carbone (C), de chlore (Cl), d'oxygène (O), combinés autour de cycles aromatiques. Les PCDD contiennent deux atomes d'oxygène contre un seul pour les PCDF.



En fonction du nombre et des positions prises par les atomes de Chlore sur les cycles aromatiques, il existe 75 congénères de PCDD et 135 de PCDF. Leurs caractéristiques physicochimiques et leurs propriétés cumulatives et toxiques dépendent fortement de leurs degrés de chloration, avec une affinité plus forte pour les lipides (très liposolubles) que pour l'eau (peu hydrosolubles). Leurs toxicités augmentent ainsi avec le nombre d'atomes de chlore présent sur leurs cycles aromatiques, pour atteindre un maxima pour les composés en position 2,3,7,8 (7 congénères PCDD et 10 congénères PCDF, soit 4 atomes de chlore). La toxicité diminue ensuite fortement dès 5 atomes de chlore (l'OCDD est 1 000 fois moins toxique que la 2,3,7,8-TCDD).

Les dioxines sont répandues essentiellement par voie aérienne et retombent sous forme de dépôt. Elles sont très peu assimilables par les végétaux et sont faiblement biodégradables (10 ans de demi vie pour la 2,3,7,8-TCDD). Les dioxines peuvent ensuite remonter dans la chaîne alimentaire en s'accumulant dans les graisses animales (œufs, lait, ...). En se fixant au récepteur intracellulaire Ah (arylhydrocarbon), les dioxines peuvent provoquer à doses variables des diminutions de la capacité de reproduction, un déséquilibre dans la répartition des sexes, des chloracnées, des cancers (le CIRC de l'OMS a classé la 2,3,7,8-TCDD comme substance cancérigène pour l'homme).

Annexe 3 : Calcul de toxicité des dioxines / furannes

Afin de comparer la toxicité des divers congénères, un indicateur synthétique est utilisé, le I-TEQ (International Toxic Equivalent Quantity), définissant la charge toxique globale liée aux dioxines. Chaque congénère se voit attribuer un coefficient de toxicité, le TEF (Toxic Equivalent Factor) définissant son activité par rapport à la dioxine la plus toxique (2,3,7,8-TCDD, ou dioxine de Seveso), la toxicité d'un mélange étant la somme des TEF de tous les composants du mélange.

$$TEF = \frac{\text{(potentialité toxique du composé individuel)}}{\text{(potentialité toxique de la 2,3,7,8- TCDD)}}$$

$$I\text{-TEQ} = \sum (TEF \times [PCDD \text{ ou } PCDF])$$

Il existe deux systèmes d'équivalence toxique :

- TEQ OTAN: c'est le plus vieux système d'Equivalence Toxique International, mis au point par l'Organisation du Traité de l'Atlantique Nord (OTAN), initialement établi en 1989 et réactualisé depuis. C'est le système utilisé pour les mesures dans l'air ambiant et les retombées atmosphériques.
- I-TEQ OMS (ou, en anglais, WHO-TEQ) : l'Organisation Mondiale de la Santé a suggéré que soient modifiées les valeurs des Facteurs d'Equivalences Toxiques. La proposition a débouché sur un nouveau système, utilisé entre autres pour les mesures dans les aliments. C'est le système utilisé pour la mesure dans les lichens, les légumes et le lait de vache.

Les 17 congénères étudiés avec leur TEF correspondants :

Congénères		I-TEF OTAN	I-TEF OMS 1998	I-TEF OMS 2005*
DIOXINES	2,3,7,8 Tétrachlorodibenzodioxine (TCDD)	1	1	1
	1,2,3,7,8 Pentachlorodibenzodioxine (PeCDD)	0,5	1	1
	1,2,3,4,7,8 Hexachlorodibenzodioxine (HxCDD)	0,1	0,1	0,1
	1,2,3,6,7,8 Hexachlorodibenzodioxine (HxCDD)	0,1	0,1	0,1
	1,2,3,7,8,9 Hexachlorodibenzodioxine (HxCDD)	0,1	0,1	0,1
	1,2,3,4,6,7,8 Heptachlorodibenzodioxine (HpCDD)	0,01	0,01	0,01
	Octachlorodibenzodioxine (OCDD)	0,001	0,0001	0,0003
FURANNES	2,3,7,8 Tétrachlorodibenzofuranne (TCDF)	0,1	0,1	0,1
	1,2,3,7,8 Pentachlorodibenzofuranne (PeCDF)	0,05	0,05	0,03
	2,3,4,7,8 Pentachlorodibenzofuranne (PeCDF)	0,5	0,5	0,3
	1,2,3,4,7,8 Hexachlorodibenzofuranne (HxCDF)	0,1	0,1	0,1
	1,2,3,6,7,8 Hexachlorodibenzofuranne (HxCDF)	0,1	0,1	0,1
	2,3,4,6,7,8 Hexachlorodibenzofuranne (HxCDF)	0,1	0,1	0,1
	1,2,3,7,8,9 Hexachlorodibenzofuranne (HxCDF)	0,1	0,1	0,1
	1,2,3,4,6,7,8 Heptachlorodibenzofuranne (HpCDF)	0,01	0,01	0,01
	1,2,3,4,7,8,9 Heptachlorodibenzofuranne (HpCDF)	0,01	0,01	0,01
Octachlorodibenzofuranne (OCDF)	0,001	0,0001	0,0003	

* : L'Organisation mondiale de la santé (OMS) a organisé, du 28 au 30 juin 2005, un atelier d'experts sur la réévaluation des facteurs d'équivalence toxique (TEF) qu'elle avait définis en 1998.

Annexe 4 : Synthèse nationale des dioxines / furannes (2006 – 2010)

Synthèse des mesures de dioxines et furannes réalisées par les AASQA de 2006 à 2010

Réponses au questionnaire envoyé à l'ensemble des AASQA concernant la mesure des dioxines et furannes entre 2006 et 2010. Les résultats détaillés sont fournis dans un fichier à part.

Remarques concernant l'homogénéité des résultats :

- Certaines AASQA retranchent les valeurs mesurées dans les blancs terrains pour la mesure par jauge de sédimentation, d'autres non.
- Une typologie (industrielle/rurale/urbaine...) avait été demandée pour chacun des prélèvements. Sans précisions supplémentaires, cette notion a été interprétée différemment selon les AASQA, en particulier dans le cas d'études industrielles ; dans certains cas tous les sites ont été classés dans la catégorie « industrielle », et dans d'autres seuls les sites les plus proches ont reçu cette mention.

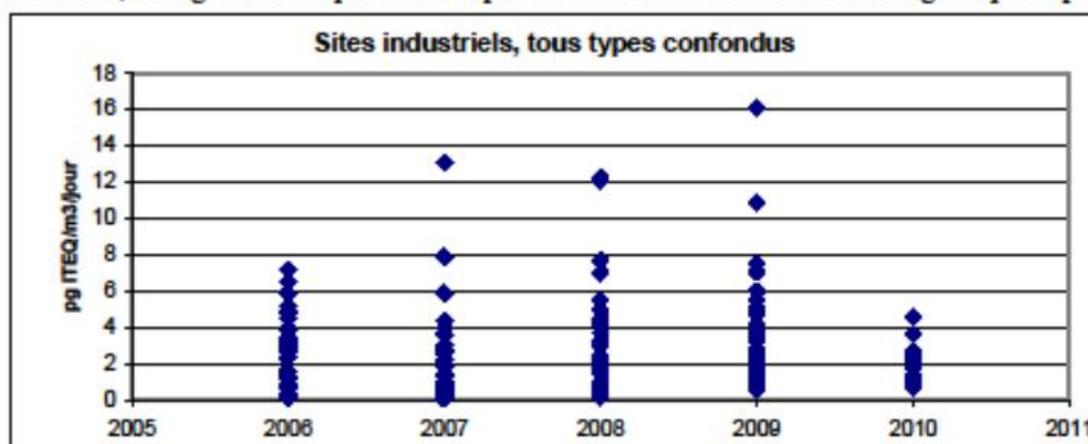
Les valeurs sont données tel qu'elles ont été reçues (en enlevant cependant toute indication de lieu).

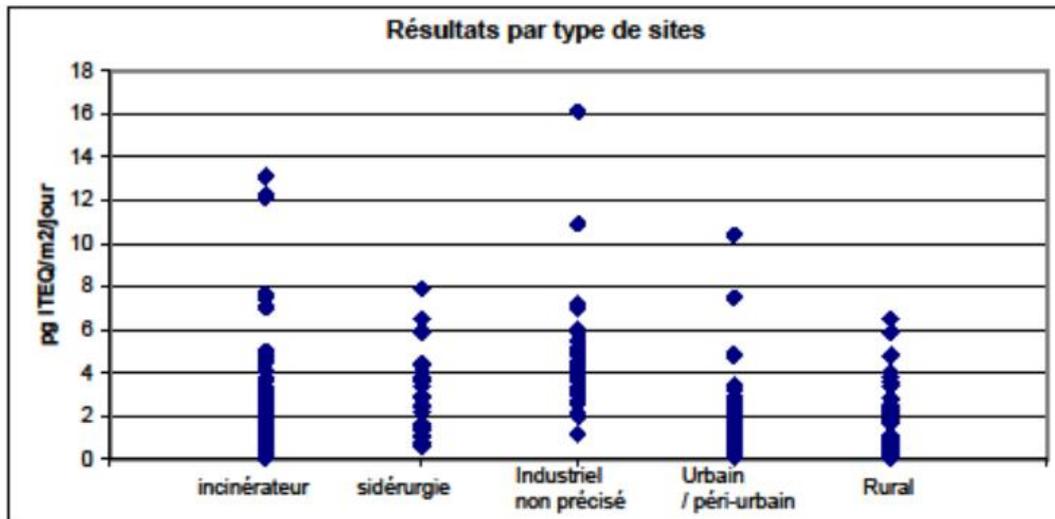
I. Mesure dans les retombées atmosphériques (prélèvements par jauges de sédimentation)

Remarques :

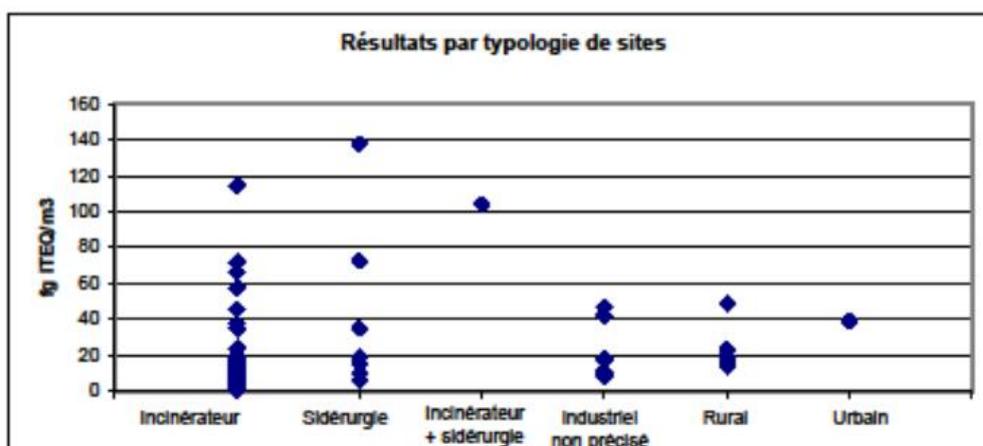
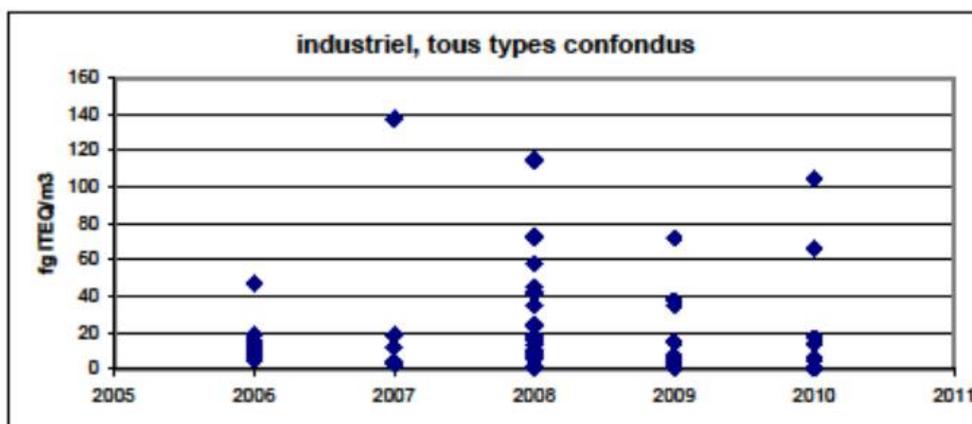
Deux valeurs sont non représentées, elles concernent des mesures réalisées autour du même incinérateur en 2006 et 2010, elles sont respectivement de 116 et 80 pg ITEQ/m³/jour.

Une valeur de 53, mesurée en site urbain est également non représentée ; selon l'AASQA concernée, il s'agirait d'une pollution de proximité accidentelle liée à du brûlage de plastique.





II. Mesure dans l'air ambiant (prélèvements actifs par DA80)





Air Breizh
L'observatoire régional de l'air

www.airbreizh.asso.fr

3, rue du Bosphore
Tour ALMA
8^{ème} étage
35200 Rennes