

RAPPORT ET ENQUÊTE

DE L'INSTITUT PARIS REGION - ORS



SANTÉ

Décembre 2025

TROUBLES DU SOMMEIL ET BRUIT NOCTURNE EN ÎLE-DE-FRANCE

ÉTUDE SOMNIBRUIT : REMBOURSEMENTS DE PSYCHOTROPES À VISÉE
HYPNOTIQUE ET BRUIT NOCTURNE LIÉ AUX TRANSPORTS ET À LA VIE
RÉCRÉATIVE

TROUBLES DU SOMMEIL ET BRUIT NOCTURNE EN ÎLE-DE-FRANCE

Etude Somnibruit : remboursements de psychotropes à visée hypnotique et bruit lié aux transports et à la vie récréative

Décembre 2025

Auteurs

Sabine HOST ⁽¹⁾,

Maxime CHAUVINEAU ⁽²⁾⁽³⁾,

Matthieu SINEAU ⁽²⁾,

Khadim NDIAYE ⁽¹⁾,

Damien LEGER ⁽³⁾⁽⁴⁾,

Fanny MIETLICKI ⁽²⁾

Etude collaborative

⁽¹⁾ ORS Île-de-France

⁽²⁾ Bruitparif

⁽³⁾ VIFASOM - UMR Vigilance Fatigue Sommeil et Santé Publique - Université Paris Cité

⁽⁴⁾ Centre du Sommeil et de la Vigilance de l'Hôtel-Dieu - AP-HP

Avec la participation de la Ville de Paris

L'étude Somnibruit a été accompagnée par le Health Data Hub et par l'Ecolab du Commissariat général au développement durable dans le cadre de la première édition de l'appel à projets "La donnée pour la recherche et l'innovation en santé-environnement".

Couverture : photo générée avec l'aide de l'IA

Remerciements

Ce rapport est le fruit d'une fructueuse collaboration entre les partenaires de l'étude. Nous remercions les équipes du HDH et du GD4H qui ont soutenu ce travail et qui nous ont accompagnés tout au long du projet. Nous tenons particulièrement à remercier Anne-Sophie Evrad, chargée de recherche en épidémiologie à l'Université Gustave Eiffel, pour son regard critique, ses conseils et sa relecture attentive de notre rapport. Ses nombreux apports ont permis de préciser et d'enrichir notre document.

Selecteurs

Etienne GUYONNET, Gabrielle VERNOUILLET (Ville de Paris)

Anne-Sophie EVRARD (Université Gustave Eiffel)

Aurélien COSNEFROY, Alice RENUCCI (Health Data Hub)

Paul GRIGNON (Green Data for Health)

Suggestion de citation

Host S, Chauvineau M, Sineau M, Ndiaye K, Léger D, Mietlicki F. Troubles du sommeil et bruit nocturne en Île-de-France. Etude Somnibruit : remboursements de psychotropes à visée hypnotique et bruit lié aux transports et à la vie récréative. Saint-Denis : Observatoire régional de santé Île-de-France, 2025.

Il peut être reproduit ou diffusé librement pour un usage personnel et non destiné à des fins commerciales ou pour des courtes citations.

Pour tout autre usage, il convient de demander l'autorisation auprès de l'ORS.

RÉSUMÉ

Contexte et objectifs

Le bruit environnemental représente un enjeu de santé publique majeur, en particulier en Île-de-France, car il s'agit de l'un des facteurs les plus importants contribuant à la détérioration de la qualité de vie des populations urbaines. Il contribue en particulier à l'émergence de troubles chroniques du sommeil de type insomnie. Les politiques publiques intègrent progressivement l'importance de la question du bruit environnemental et prévoient des mesures de limitation de l'exposition. Néanmoins, pour pouvoir mobiliser pleinement les acteurs sur le sujet, il est nécessaire de renforcer la connaissance des liens entre l'exposition au bruit et la santé. Dans ce contexte, l'étude Somnibruit¹ vise à mieux connaître et quantifier les effets du bruit environnemental sur les troubles chroniques du sommeil de type insomnie dans la zone dense francilienne ainsi que l'influence de paramètres socio-démographiques. Son originalité réside dans l'intégration du bruit provenant des transports (trafic routier, ferré et aérien) et, de manière plus exploratoire, de celui lié aux activités récréatives nocturnes (des cafés, bars et restaurants) afin d'évaluer la contribution respective de ces différentes sources. Cette étude a mobilisé l'expertise complémentaire de quatre partenaires (Bruitparif, ORS Île-de-France, le laboratoire VIFASOM – Vigilance Fatigue Sommeil et Santé Publique – de l'Université Paris Cité, le Centre du Sommeil et de la Vigilance de l'Hôtel Dieu (AP-HP) et Ville de Paris).

Méthodes

Cette étude repose sur une analyse épidémiologique de type géographique. Elle couvre les 432 communes et 20 arrondissements parisiens de la zone dense francilienne (~10,5 millions d'habitants) et porte sur la période de 2017 à 2019. Le taux annuel de patients (âge : 18-79 ans) ayant reçu un remboursement de psychotropes à visée hypnotique (prescription ≥ 3 mois) a été estimé, à l'échelle communale, par sexe, âge, et indice de désavantage social, à partir des données du SNDS et sur la base d'une liste de 381 spécialités pharmaceutiques communément utilisées comme sédatifs la nuit. Ce taux a été mis en relation selon une approche écologique avec des indicateurs d'exposition nocturne au bruit de transports, construits à partir des cartes stratégiques de bruit, et également d'un indicateur du même type lié aux activités récréatives, produit de manière exploratoire grâce à une méthode innovante de modélisation simplifiée développée dans le cadre de l'étude. Un indice moyen d'exposition pondéré par la population (Ln_{22h-6h} AEI) a été estimé pour chaque source à une échelle infra-communale dite IRIS (~2 487 habitants par IRIS). Des analyses multivariées ont été réalisées en tenant compte de facteurs de confusion démographiques (âge, sexe, part de population ayant déclaré un médecin traitant et la densité d'habitat) et socio-économiques (niveau de désavantage social).

Résultats

Le remboursement de psychotropes à visée hypnotique pour trouble chronique du sommeil a concerné 513 276 habitants de la zone dense francilienne (6,5% de la population), en moyenne par an entre 2017 et 2019. Environ 8 millions d'habitants de cette même zone (75,7 %) sont exposés la nuit à un niveau de bruit routier dépassant les recommandations de l'OMS (45 dB[A]), loin devant le bruit ferroviaire (~1,2 million

¹ financé dans le cadre de l'appel à projets « La donnée pour la recherche et l'innovation en santé-environnement » (édition 2023), conjointement porté par le Green Data for Health (GD4H) et le Health Data Hub (HDH)

>44 dB[A], 11,6 %), récréatif (~1,2 million >45 dB[A], 11,5 %) et aérien (~1,0 million >40 dB[A], 9,8 %). Chaque hausse de 5 dB(A) du bruit nocturne est associée à une augmentation significative du taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique, l'effet étant le plus prononcé pour le bruit routier (+1,0 pour 1 000 habitants [%], $p < 0,001$), suivi du bruit récréatif (+0,8 %, $p < 0,001$), du bruit aérien (+0,5 %, $p < 0,001$) puis du bruit ferroviaire (+0,3 %, $p < 0,001$). Par ailleurs, l'effet est plus marqué pour les classes d'âge 50-64 ans et 65-79 ans comparativement aux groupes plus jeunes (+8,3 %, $p < 0,001$ pour une hausse de 5 dB(A) du bruit nocturne toute source confondue), chez les femmes (+2,0 %, $p < 0,001$) et dans les zones les plus défavorisées (+2,5 %, $p < 0,001$).

Conclusion

Les résultats de Somnibruit montrent l'existence d'une association significative entre le niveau d'exposition au bruit environnemental et le taux de patients ayant reçu un remboursement de psychotropes à visée hypnotique pour trouble chronique du sommeil et corroborent ainsi l'hypothèse selon laquelle le bruit constitue un déterminant environnemental des troubles chroniques du sommeil de type insomnie. En termes de santé publique, ces résultats renforcent la nécessité d'intégrer la problématique du bruit environnemental dans les politiques de prévention des troubles du sommeil et de promouvoir une meilleure prise en compte des nuisances sonores en milieu urbain sans les limiter au seul bruit des transports.

Lire aussi



Chauvineau M, Host S, Ndiaye K, Sineau M, Decourt V, Hellot M, Mietlicki F, Léger D. Night-Time Exposure to Road, Railway, Aircraft, and Recreational Noise Is Associated with Hypnotic Psychotropic Drug Dispensing for Chronic Insomnia in the Paris Metropolitan Area. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 2025; 22, 1647. [doi.org/10.3390/ijerph22111647]



Chauvineau M, Host S, Ndiaye K, Mietlicki F, Léger D. Délivrance de psychotropes à visée hypnotique dans l'unité urbaine de Paris : analyse temporelle (2015-2021) et territoriale, démographique et socio-économique (2017-2019) des troubles chroniques du sommeil. *Bull Epidemiol Hebd.* 2025;(18):332-41. Disponible sur : https://santepubliquefrance.fr/beh/2025/18/2025_18_1.html

SOMMAIRE

| | |
|---|-----------|
| INTRODUCTION | 11 |
| 1 CONTEXTE ET OBJECTIFS | 13 |
| 1.1 Le sommeil, un enjeu important de santé publique | 13 |
| 1.2 Le rôle de l'environnement sonore dans l'émergence des troubles du sommeil | 14 |
| 1.3 L'Île-de-France un territoire particulièrement impacté | 16 |
| 1.4 Limites actuelles des études relevées dans la littérature scientifique | 16 |
| 1.5 Objectifs de l'étude | 18 |
| 2 MATÉRIEL ET MÉTHODE | 19 |
| 2.1 Rappel des principes et limites d'une étude écologique géographique | 19 |
| 2.1.1 Principe de l'analyse épidémiologique | 19 |
| 2.1.2 Précautions à prendre | 20 |
| 2.1.3 Élaboration du protocole | 20 |
| 2.2 Caractéristiques de l'étude | 20 |
| 2.2.1 Zone et période de l'étude | 20 |
| 2.2.2 Population d'étude | 22 |
| 2.3 Construction de l'indicateur de santé (troubles chroniques du sommeil) | 22 |
| 2.3.1 Sources de données | 22 |
| 2.3.2 Classes de médicaments d'intérêt | 23 |
| 2.3.3 Calcul de l'indicateur de santé | 25 |
| 2.4 Construction des indicateurs d'exposition au bruit environnemental | 26 |
| 2.4.1 Données mobilisées pour l'estimation du bruit des transports | 26 |
| 2.4.2 Estimation du bruit lié aux activités récréatives | 29 |
| 2.4.3 Méthodologie de calcul des différents indicateurs d'exposition et valeurs de référence | 33 |
| 2.5 Covariables démographiques et socio-économiques | 37 |
| 2.5.1 Indice de désavantage social Fdep | 37 |
| 2.5.2 Densité d'habitat | 38 |
| 2.5.3 Part de la population ayant déclaré un médecin traitant | 38 |
| 2.6 Analyses statistiques | 38 |
| 2.6.1 Analyses descriptives de l'indicateur de santé et influence des facteurs socio-démographiques | 38 |
| 2.6.2 Analyses descriptives de l'indicateur d'exposition au bruit et des liens avec le désavantage social | 39 |
| 2.6.3 Relation entre l'exposition au bruit et l'indicateur de santé | 39 |
| 2.7 Estimation des bénéfices potentiels de réduction du bruit selon différents scénarios | 41 |

| | |
|---|-----------|
| 3 RÉSULTATS | 43 |
| 3.1 Taux de remboursement de psychotropes à visée hypnotique | 43 |
| 3.1.1 Substances/spécialités pharmaceutiques délivrées et nombre de patients ayant reçu des remboursements pour troubles chroniques du sommeil (2017-2019)..... | 43 |
| 3.1.2 Représentation spatiale de l'indicateur | 47 |
| 3.1.3 Evolution annuelle (2015-2021) et mensuelle (2017-2019)..... | 47 |
| 3.1.4 Facteurs associés au taux de patients ayant reçu des remboursements de psychotropes à visée hypnotique (2017-2019)..... | 48 |
| 3.2 Exposition au bruit environnemental | 50 |
| 3.2.1 Cartographie et analyses descriptives | 50 |
| 3.2.2 Désavantage social et bruit environnemental..... | 58 |
| 3.3 Facteurs d'ajustement des modèles | 60 |
| 3.3.1 L'indice de désavantage social | 60 |
| 3.3.2 Densité urbaine et part de bénéficiaire n'ayant pas déclaré de médecin traitant | 60 |
| 3.4 Bruit environnemental et taux de patients ayant reçu des remboursements de psychotropes à visée hypnotique | 61 |
| 3.4.1 Comparaison entre les sources de bruit..... | 61 |
| 3.4.2 Influence du sexe, de l'âge et du niveau de désavantage social..... | 63 |
| 4 DISCUSSION ET PERSPECTIVES..... | 67 |
| 4.1 Synthèse | 67 |
| 4.1.1 Exposition au bruit environnemental | 67 |
| 4.1.2 Remboursement de psychotropes à visée hypnotique..... | 68 |
| 4.1.3 Désavantage social et exposition au bruit environnemental..... | 68 |
| 4.1.4 Associations entre bruit environnemental et taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique..... | 69 |
| 4.2 Enseignements de l'étude Somnibruit : éléments de discussion | 70 |
| 4.2.1 Analyse de la délivrance de psychotropes à visée hypnotique | 70 |
| 4.2.2 Impact selon les sources de bruit..... | 71 |
| 4.2.3 Différenciations selon le sexe, l'âge et le niveau de désavantage social | 73 |
| 4.3 Forces et limites de l'étude | 74 |
| 4.3.1 Pertinence de l'indicateur sanitaire pour l'analyse des troubles chroniques du sommeil..... | 74 |
| 4.3.2 Limites de l'études | 75 |
| 4.4 Perspectives et recommandations pour de futures études | 79 |
| 5 CONCLUSION | 81 |
| ANNEXES | 83 |
| Annexe 1 : Cartographies complémentaires des indicateurs d'exposition au bruit | 83 |
| Annexe 2 : Bénéfices potentiels de différents scénarios de réduction du bruit | 91 |
| LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES | 95 |
| BIBLIOGRAPHIE | 97 |

LISTE DES FIGURES

| | |
|---|----|
| Figure 1. Zone (en bleu) sur laquelle l'étude a porté au sein de la région Île-de-France | 21 |
| Figure 2. Les 14 agglomérations concernées au sein de la région Île-de-France par la directive 2002/49/CE | 21 |
| Figure 3. Diagramme de flux des patients identifiés ayant bénéficié d'une délivrance d'au moins un psychotrope à visée hypnotique remboursés (2015-2021) et répondant aux critères d'inclusion | 26 |
| Figure 4. Schéma illustratif du calcul du Leq | 27 |
| Figure 5. Nombre d'établissements festifs (restaurants et débits de boissons), par commune..... | 30 |
| Figure 6. Taux d'établissements festifs (restaurants et débits de boissons), pour 1000 habitants, par commune | 30 |
| Figure 7. Illustration des différentes étapes de création des terrasses sous SIG | 31 |
| Figure 8. Illustration des différents modes de calcul de l'exposition au bruit pour un bâtiment collectif..... | 34 |
| Figure 9 : Distribution du taux communal standardisé sur l'âge de patients traités* pour troubles chroniques du sommeil chronique (moyenne annuelle 2017-2019)..... | 45 |
| Figure 10. Distribution du taux brut annuel moyen de patients traités* pour troubles chroniques du sommeil par catégorie d'âges chez les hommes à la commune (2017-2019) | 46 |
| Figure 11. Distribution du taux brut annuel moyen de patients traités* pour troubles chroniques du sommeil par catégorie d'âges chez les femmes à la commune (2017-2019) | 46 |
| Figure 12. Cartographie du taux standardisé sur l'âge de patients ayant reçu des psychotropes à visée hypnotique dans la zone dense francilienne (2017-2019), standardisé sur l'âge, chez les hommes (A) et les femmes (B) | 47 |
| Figure 13. Evolution annuelle (A) du taux brut de patients ayant reçu des remboursements de psychotropes à visée hypnotique entre 2015 et 2021 et mensuelle entre 2017 et 2019 (B), par sexe | 48 |
| Figure 14. Cartographie, à l'échelle de l'Iris, de l'indicateur AEI en Ln pour chaque source de bruit (route, fer, aérien, vie récréative)..... | 51 |
| Figure 15. Cartographie, à l'échelle de l'Iris, de l'indicateur AEI en Ln pour le bruit cumulé des transports (route, fer et aérien) et pour le bruit cumulé toutes sources (route, fer, aérien et vie récréative). | 53 |
| Figure 16. Distribution des populations par plage de niveau sonore Ln, par type de source de bruit et selon la situation vis-à-vis des différentes valeurs limites (recommandations OMS et valeurs limites réglementaires)..... | 55 |
| Figure 17 : Corrélations entre les différentes sources de bruit environnemental (Ln AEI) | 58 |
| Figure 18. Exposition au bruit environnemental (Ln AEI) en fonction du niveau de désavantage social (quintile). Différences significatives : *p< 0,05 ; **p < 0,01 ; ***p < 0,001 | 59 |
| Figure 19 : Distribution géographique de l'indice de désavantage social (Fdep) à l'Iris.. | 60 |
| Figure 20. Part de population sans médecin traitant (à la commune)..... | 61 |
| Figure 21 : Relations (avec intervalles de confiance à 95 %) entre le taux standardisé de patients (pour 1 000 habitants) remboursés pour des médicaments psychotropes à visée hypnotique et l'exposition nocturne à chaque source de bruit (AEI Ln) | 62 |
| Figure 22 : Relations entre l'exposition nocturne au bruit environnemental toutes sources confondues et le taux brut de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique, selon le sexe (à gauche), l'âge réparti en classes (au milieu), et le niveau de désavantage social à l'échelle de l'Iris réparti en quintiles | 64 |
| Figure 23 : Relations entre l'exposition nocturne au bruit environnemental toutes sources confondues et le taux brut de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique, selon le sexe et la classe d'âge (en haut), et le sexe et le quintile de l'indice de désavantage social (en bas)..... | 65 |

| | |
|--|----|
| Figure 24 : Cartographie, à l'échelle de l'Iris, du taux de population en situation de dépassement du seuil d'effet EEA de 40 dB(A) en Ln pour chaque source de bruit..... | 83 |
| Figure 25 : Cartographie, à l'échelle de l'Iris, du taux de population en situation de dépassement des recommandations OMS en Ln pour chaque source de bruit (route, fer, aérien)..... | 84 |
| Figure 26. Cartographie, à l'échelle de l'Iris, du taux de population en situation de dépassement des valeurs limites réglementaires prises en application de la directive européenne 2002/49/CE pour le Ln par type de source de bruit (route, fer, aérien) | 85 |
| Figure 27. Cartographie, à l'échelle de la commune, de l'indicateur AEI en Ln pour chaque source de bruit (route, fer, aérien, vie récréative) ainsi que pour le bruit cumulé des transports (route, fer et aérien) et pour le bruit cumulé toutes sources (route, fer, aérien et vie récréative)..... | 87 |
| Figure 28 : Cartographie, à l'échelle de la commune, du taux de population en situation de dépassement du seuil d'effet EEA de 40 dB(A) en Ln pour chaque source de bruit. 88 | |
| Figure 29. Cartographie, à l'échelle de la commune, du taux de population en situation de dépassement des recommandations OMS en Ln pour chaque source de bruit (route, fer, aérien)..... | 89 |
| Figure 30 : Cartographie, à l'échelle de la commune, du taux de population en situation de dépassement des valeurs limites réglementaires prises en application de la directive européenne 2002/49/CE pour le Ln par type de source de bruit (route, fer, aérien) | 90 |
| Figure 31 : Baisses relatives à l'échelle de la commune du taux standardisé sur l'âge de patients bénéficiant de médicaments psychotropes à visée hypnotique par rapport à la situation actuelle si le bruit nocturne ne dépassait pas les recommandations de l'OMS (2018) pour chaque source de bruit | 91 |
| Figure 32 : Baisses relatives à l'échelle de la commune du taux standardisé sur l'âge de patients bénéficiant de médicaments psychotropes à visée hypnotique par rapport à la situation actuelle si le bruit nocturne était réduit de 3 dB(A) dans les communes dépassant les recommandations de l'OMS (2018) pour chaque source de bruit..... | 93 |
| Figure 33 : Baisses relatives à l'échelle de la commune du taux standardisé sur l'âge de patients bénéficiant de médicaments psychotropes à visée hypnotique par rapport à la situation actuelle si le bruit nocturne ne dépassait pas 40 dB(A) pour chaque source de bruit..... | 94 |

LISTE DES TABLEAUX

| | |
|--|----|
| Tableau 1. Substances et spécialités pharmaceutiques psychotropes à visée hypnotique délivrées dans la zone dense francilienne (2017-2019) et remboursées par l'Assurance Maladie, regroupées par classe selon leur libellé et leur code anatomique, thérapeutique et chimique (ATC) | 24 |
| Tableau 2. Ajustement du spectre de puissance acoustique pour la modélisation du bruit récréatif | 32 |
| Tableau 3. Spectre de puissance acoustique appliqué aux terrasses pour la modélisation du bruit récréatif dans le cadre de l'étude Somnibruit | 32 |
| Tableau 4 : Modèles utilisés pour l'analyse de la relation entre l'exposition au bruit environnemental et le taux de patients ayant reçu des psychotropes à visée hypnotique. | 40 |
| Tableau 5. Nombre de délivrances de substances et spécialités pharmaceutiques psychotropes à visée hypnotique dans la zone dense francilienne (2017-2019), remboursées par l'Assurance Maladie, regroupées par classe selon leur libellé et leur code anatomique, thérapeutique et chimique (ATC)..... | 44 |
| Tableau 6. Distribution du taux annuel moyen de patients ayant reçu des remboursements de psychotropes à visée hypnotique pour troubles chroniques du sommeil chronique standardisé sur l'âge (%) | 45 |
| Tableau 7. Nombre et taux brut pour 1 000 habitants, de patients ayant reçu un remboursement de psychotropes à visée hypnotique dans la zone dense francilienne (2017-2019) et facteurs démographiques et socio-économiques associés..... | 49 |
| Tableau 8 : Nombre de personnes exposées selon leur situation vis-à-vis des valeurs de référence selon l'indicateur Ln* | 57 |

| | |
|--|----|
| Tableau 9 : Description de la distribution des facteurs de confusion | 60 |
| Tableau 10 : Variation (avec intervalles de confiance à 95 %) le taux standardisé de patients (pour 1 000 habitants) remboursés pour des médicaments psychotropes à visée hypnotique pour une augmentation de 5 dB(A) du niveau de l'indicateur d'exposition au bruit nocturne (AEI Ln) | 62 |
| Tableau 11 : Variation (avec intervalles de confiance à 95 %) du taux standardisé de patients (pour 1 000 habitants) remboursés pour des médicaments psychotropes à visée hypnotique pour une augmentation de 5 dB(A) du niveau de l'indicateur d'exposition au bruit nocturne (AEI Ln) | 63 |
| Tableau 12 : Variation (avec intervalles de confiance à 95 %) du taux brut de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique (pour 1 000 habitants) pour chaque augmentation de 5 dB(A) de l'indicateur d'exposition au bruit nocturne (AEI Ln) provenant de l'ensemble des sources de bruit combinées (routier, ferroviaire, aérien et récréatif), par sexe | 64 |
| Tableau 13. Estimations de la baisse relative et du nombre de patients évités bénéficiant de médicaments psychotropes à visée hypnotique par rapport à la situation actuelle si le bruit nocturne ne dépassait pas les recommandations de l'OMS (2018) pour chaque source de bruit..... | 92 |
| Tableau 14. Estimations de la baisse relative et du nombre de patients évités bénéficiant de médicaments psychotropes à visée hypnotique par rapport à la situation actuelle si le bruit nocturne était réduit de 3 dB(A) lorsqu'il dépasse les recommandations de l'OMS (2018) pour chaque source de bruit..... | 93 |
| Tableau 15. Estimations de la baisse relative et du nombre de patients évités bénéficiant de médicaments psychotropes à visée hypnotique par rapport à la situation actuelle si le bruit nocturne ne dépassait pas 40 dB(A) pour chaque source de bruit. | 94 |

LISTE DES ENCADRES

| | |
|--|----|
| Encadré 1 . Le système national des données de santé | 23 |
| Encadré 2 . Un taux standardisé et taux brut..... | 40 |

INTRODUCTION

Le sommeil est un enjeu de santé majeur en France. La dernière enquête de l’Institut national du sommeil et de la vigilance (INSV) de 2025 rapporte qu’un quart des Français dort moins de 6h par nuit en semaine et 43 % déclarent souffrir d’au moins un trouble du sommeil [1]. L’Île-de-France est la région la plus concernée par les problèmes de sommeil, avec une prévalence plus élevée de dette de sommeil et d’insomnie par rapport au reste des Français [2,3]. Un sommeil de quantité ou de qualité insuffisante peut avoir des retentissements importants sur la santé en matière de qualité de vie des individus mais aussi en favorisant l’émergence de pathologies graves [4].

L’Organisation mondiale de la santé (OMS) indique que le bruit est le facteur environnemental le plus impliqué dans les perturbations du sommeil, le trafic routier constituant la source majoritaire de nuisance sonore pendant la nuit [5]. Selon les résultats de l’enquête Crédoc pour Bruitparif [6] réalisée fin 2021, 34 % des franciliens interrogés déclarent être gênés par le bruit au point de rencontrer des difficultés à trouver le sommeil. Deux types de bruit peuvent perturber le sommeil : ceux caractérisés par un niveau sonore élevé et continu (e.g., bruit de la route), et ceux de nature évènementielle (e.g., les sirènes, les avions ou les trains). À court terme, les perturbations du sommeil liées au bruit se manifestent par une fatigue accrue, des troubles de l’humeur, une baisse de la concentration et une diminution des performances cognitives. A long terme, elles entraînent des perturbations du système cardiovasculaire, endocriniens et métaboliques qui augmentent le risque de maladies cardiovasculaires, de surpoids et de diabète de type 2 [7].

Les pouvoirs publics et les collectivités territoriales intègrent progressivement l’importance de la question du bruit et mettent en place des mesures susceptibles d’y répondre dans le cadre de leur politique de prévention du bruit dans l’environnement. Toutefois, il est encore nécessaire de consolider le plaidoyer en faveur de la santé publique. En effet, les connaissances scientifiques actuelles en matière d’effets du bruit sur le sommeil reposent essentiellement sur des études réalisées en conditions contrôlées en laboratoire auprès de petits échantillons, et sur des enquêtes par questionnaires qui peuvent être influencées par la formulation des questions et les motivations personnelles [8] et limitées par l’étendue de la zone d’étude. Par ailleurs, les travaux recensés se sont principalement concentrés sur les bruits liés aux transports, sans considérer d’autres sources de bruit environnemental comme ceux générés par les activités récréatives (exemple : bars, restaurants, évènements festifs) susceptibles de survenir en soirée et la nuit en milieu urbain [9]. Par exemple, les bruits générés par les activités récréatives ne sont pas pris en compte dans les rapports de l’Agence européenne pour l’environnement (AEE) sur le bruit ambiant en Europe [10,11].

Ainsi, l’étude Somnibruit, financée dans le cadre de l’appel à projets « La donnée pour la recherche et l’innovation en santé-environnement » (édition 2023), conjointement porté par le Green Data for Health (GD4H) et le Health Data Hub (HDH), vise à mieux quantifier les effets du bruit environnemental (trafic routier, ferré, aérien et activités récréatives) nocturne sur le sommeil au sein de la zone dense francilienne ainsi que l’influence de paramètres socio-démographiques. Il s’agit d’une étude écologique à grande échelle, visant à mettre en relation les troubles chroniques du sommeil de type insomnie, objectivés par le remboursement de psychotropes à visée hypnotique, avec l’exposition au bruit environnemental, en tenant compte de facteurs de confusion démographiques et socio-économiques. Cette approche écologique mobilise des données à différentes échelles : un indicateur de santé estimé à l’échelle de la commune (ou de l’arrondissement pour Paris) et des indicateurs d’exposition au bruit environnemental et certains facteurs de confusion estimés à une échelle infra-communale (Iris²). Cette étude cherche

² Ilots regroupés pour information statistique

également à explorer les différences éventuellement observées selon les sources de bruit. Elle s'intéresse en premier lieu au bruit environnemental lié aux transports (trafic routier, ferré et aérien) dont les expositions sont documentées par les cartes stratégiques de bruit et intègre un volet plus exploratoire sur le bruit lié aux activités récréatives nocturnes à partir d'une méthode innovante de modélisation simplifiée développée dans le cadre de cette étude.

Cette étude, réalisée sur 18 mois entre 2024 et 2025, a mobilisé l'expertise complémentaire de quatre partenaires : **Bruitparif** (Observatoire régional du bruit en Île-de-France – pilote), l'**Observatoire régional de santé Île-de-France** (ORS Île-de-France), le **Centre du Sommeil et de la Vigilance de l'Hôtel Dieu** (AP-HP), l'unité de recherche **Sommeil-Vigilance-Fatigue et Santé Publique** (VIFASOM – Université Paris Cité) et la **Ville de Paris**.

1 | CONTEXTE ET OBJECTIFS

1.1 Le sommeil, un enjeu important de santé publique

Le sommeil est une fonction vitale qui détermine l'équilibre physiologique, psychologique et social d'un individu et renseigne sur sa santé et la qualité de sa vie [12]. Il obéit à une organisation cyclique, synchronisée par une horloge centrale réglée sur 24 heures (sur le rythme jour/nuit) permettant l'émergence de processus physiologiques régis principalement par des mécanismes neurobiologiques. Durant le sommeil, on observe la modification de nombreux rythmes physiologiques, accompagnée d'une sécrétion synchronisée de diverses hormones (ex : hormones de croissance, testostérone, prolactines, mélatonine, cortisol) qui assurent de nombreuses fonctions à l'organisme telles que la réparation des tissus, le renforcement des défenses immunitaires, l'équilibre métabolique et la régulation thermique du corps [13,14]. C'est par exemple au cours du sommeil lent profond que les cellules cérébrales expulsent les déchets accumulés au cours de la journée vers les vaisseaux glymphatiques, clarifiant ainsi le fonctionnement cérébral [15]. Le sommeil, notamment paradoxal, joue également un rôle crucial dans la consolidation de la mémoire, la gestion du stress et de l'anxiété, ainsi que dans la maturation du système nerveux chez l'enfant et l'adolescent [12].

Néanmoins, le sommeil est un processus fragile. Bien que génétiquement programmé, il est influencé non seulement par les conditions environnementales (lumière, température, bruit), mais aussi par les comportements (hygiène de vie), l'activité (travail, loisirs) et l'environnement physique de chacun [16]. Il est également marqué par d'importantes disparités inter-individuelles (âge, sexe/genre, présence de pathologies), socio-économiques et culturelles (mode de vie, environnement familial, conditions de logement), ainsi que professionnelles (travail posté, stress, charge mentale) [4].

Le sommeil est aujourd'hui un enjeu de santé majeur en France. Plus du tiers des Français (37%) sont insatisfaits de leur sommeil et près de la moitié (42 %) déclarent souffrir d'au moins un trouble du sommeil [17], le plus fréquent étant l'insomnie chronique (15-20 % des adultes) [18]. Par ailleurs, un nombre croissant d'adultes voient leur durée de sommeil diminuer chaque année [19], avec une moyenne de 6h42 par nuit en semaine selon le Baromètre Santé publique France 2017 [20], soit en deçà des 7 heures minimales recommandées [21]. Près de 20 % de la population est considérée comme en « dette chronique de sommeil » (moins de 6 heures de sommeil par 24 heures en semaine chez les adultes) [22].

Un sommeil de quantité ou de qualité insuffisante peut avoir des retentissements importants sur la santé, notamment des conséquences sur la qualité de vie des individus, voire interviennent dans l'émergence de pathologies graves. Il a ainsi été démontré qu'une dette chronique de sommeil est associée à une augmentation du risque de surpoids voire d'obésité, de diabète de type 2, de maladies cardiovasculaires, d'anxiété, de dépression, de somnolence et d'accidents, notamment au travail [4]. Au-delà des conséquences sur la santé individuelle, les dysfonctionnements qui affectent le sommeil ont aussi des retentissements sur la collectivité, notamment dans les dimensions sociales et économiques. Dans le domaine particulier de la santé publique, le sommeil tient un rôle majeur lorsqu'il s'agit par exemple de l'organisation du travail (singulièrement le travail de nuit), de l'accidentologie routière ou encore des capacités d'apprentissage des jeunes.

L'Île-de-France est la région la plus concernée par les problèmes de sommeil [2]. D'après l'Observatoire Régional de Santé (ORS) [3], les Franciliens dorment moins que le reste des Français, avec une prévalence plus élevée de dette de sommeil et d'insomnie, tous âges confondus. Ce rapport indique que près d'un jeune Francilien sur cinq est insomniaque chronique et plus d'un sur quatre est en dette chronique de sommeil, pouvant

Un sommeil de quantité ou de qualité insuffisante peut avoir des retentissements importants sur la santé en matière de qualité de vie des individus mais aussi d'émergence de pathologies graves.

impacter sévèrement le comportement de ces jeunes : fatigue, démotivation, irritabilité, agressivité, addictions, troubles de la mémoire. Des facteurs comme l'attrait pour les écrans, le temps de travail, le temps passé dans les transports, les disparités socio-économiques et culturelles, ainsi que la pollution lumineuse et sonore pourraient expliquer la forte prévalence des troubles du sommeil en Île-de-France [3].

1.2 Le rôle de l'environnement sonore dans l'émergence des troubles du sommeil

L'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) a alerté sur le fait que le bruit est le facteur environnemental le plus impliqué dans les perturbations du sommeil [5].

Le bruit est le facteur environnemental le plus impliqué dans les perturbations du sommeil.

34 % des Franciliens interrogés déclarent être gênés par le bruit au point de rencontrer des difficultés à trouver le sommeil.

Le lien bruit et sommeil a été documenté dans plusieurs enquêtes de perception récentes. Selon une enquête réalisée par le Collectif « Droit au Sommeil Paris » [23] en 2020 auprès de 1 208 habitants de Paris déclarant être victimes de nuisances sonores nocturnes, 70 % disent voir leur sommeil perturbé plus de 3 fois par semaine. Les deux tiers des personnes ayant répondu à l'enquête mentionnent dormir 5 heures ou moins les soirs de nuisances, alors qu'il est recommandé de dormir au moins 7 heures quotidiennement pour une bonne récupération [20]. Les conséquences ressenties les plus notables par les habitants se déclarant victimes de nuisances sonores nocturnes sont la fatigue (87 %), l'énervernement (85 %), la perte d'efficacité au travail (65 %) et la déprime (49 %).

Selon les résultats de l'enquête Crédoc pour Bruitparif [6] réalisée fin 2021 auprès d'un panel représentatif de 3 074 Franciliens, 78 % des personnes interrogées se déclarent préoccupées par les questions relatives au bruit et aux nuisances sonores et 56 % déclarent être gênées par le bruit à leur domicile. Toujours selon cette étude, 34 % des personnes interrogées déclarent être gênées par le bruit au point de rencontrer des difficultés à trouver le sommeil, 30 % déclarent avoir déjà utilisé des bouchons d'oreille et 15 % avoir pris des médicaments en raison du bruit.

Une enquête réalisée en avril 2025 par CSA Research auprès de 2 000 Français âgés de 18 ans et plus, et publiée dans le cadre d'un rapport d'information sur les nuisances sonores causées par les transports par le Sénat [24], indique que parmi les personnes qui déclarent être gênées par le bruit des transports, près d'une personne sur deux (49 %) considère que ces nuisances sonores perturbent leur sommeil et un peu plus d'une personne sur cinq (21 %) déclare recourir ou avoir déjà recouru à des médicaments du fait des nuisances sonores subies. Le recours porte principalement sur des somnifères (47 %), des anti-dépresseurs (36 %), des anxiolytiques (28 %) ou des compléments alimentaires (21 %).

Au cours du sommeil, le dormeur doit se protéger de toute perturbation extérieure car il s'agit d'une fonction essentielle pour sa survie. Ainsi, le cerveau s'organise pour filtrer les bruits, en particulier au cours du sommeil lent profond, en émettant de grandes ondes lentes appelées delta (0,5–2 Hz), ce qui rend le dormeur normalement très inaccessible aux bruits extérieurs [25]. Cependant, le cerveau reste sensible à certaines alertes car il continue à protéger le dormeur des risques. Les perceptions de la lumière, de l'odorat, de la chaleur et l'audition, même si elles sont filtrées, demeurent au cours du sommeil [26]. Le bruit active les systèmes d'alerte dans le cerveau et induit des réactions neurophysiologiques immédiates par l'activation des systèmes orthosympathiques et endocriniens (eg., augmentation de la pression artérielle, du rythme cardiaque, libération d'hormones du stress – catécholamines et glucocorticoïdes) [27]. Le bruit nocturne peut ainsi altérer tant la durée que la qualité du sommeil : difficultés d'endormissement, augmentation des micro-éveils parfois non perçus consciemment, voire du nombre et de la durée des éveils nocturnes, réduction de la durée totale de sommeil, modifications de l'architecture du sommeil vers un sommeil plus léger et moins profond, ainsi qu'une diminution des phases de sommeil paradoxal [28,29].

Les personnes âgées, les enfants, les travailleurs postés et les personnes souffrant de troubles du sommeil préexistants sont plus à risque de développer des troubles du

sommeil dus au bruit. L'impact du bruit sur le sommeil varie également en fonction d'autres facteurs individuels tels que la sensibilité au bruit, les attitudes et croyances associées, les stratégies d'adaptation, ainsi que la signification attribuée à la nuisance sonore [5,27]. Des stratégies telles que l'isolation acoustique, l'usage de bouchons d'oreilles ou la régulation des sources de bruit peuvent contribuer à atténuer ces effets.

Deux types de bruits peuvent perturber le sommeil : ceux caractérisés par un niveau sonore élevé et continu (e.g., bruit de la route), et ceux de nature évènementielle (e.g., les sirènes, les avions ou les trains). À l'échelle européenne, l'Agence européenne de l'environnement considère que le trafic routier est la principale source de nuisance sonore pendant la nuit [10]. Le bruit routier est associé à une augmentation de la latency d'endormissement, une perturbation de la structure et de la continuité du sommeil, et à une somnolence diurne accrue [30,31]. Le trafic aérien, du fait de ses caractéristiques événementielles (succession de pics de bruit), altère davantage la qualité perçue du sommeil et induit des micro-éveils fréquents, même à faible intensité sonore [32]. Le trafic ferroviaire, bien que moins étudié, engendre également une fragmentation du sommeil et des plaintes subjectives de mauvaise qualité du sommeil. Par ailleurs, les bruits familiers, d'autant plus significatifs pour le dormeur (pleurs d'un bébé, bruits de voisinage), entraînent plus facilement un réveil [33]. L'OMS recommande donc de ne pas dépasser un niveau de bruit continu de 30 dB(A) durant la nuit dans la chambre à coucher et d'éviter autant que faire se peut les pics de bruit générant plus de 45 dB(A) en L_{Max} (niveau maximum atteint sur 1s) dans la chambre à coucher [34]. Dans son rapport de 2018 [5], l'OMS a édicté des valeurs de recommandation pour le bruit nocturne des transports, exprimées selon l'indicateur L_{Night} (pour Level night ou L_N) en bruit incident à l'extérieur des logements, mesuré entre 22 heures et 6 heures. Ces valeurs de recommandation, qui sont à considérer comme des objectifs à atteindre pour préserver le sommeil des populations, sont les suivantes : 40 dB(A) pour le bruit aérien, 44 dB(A) pour le bruit ferré et 45 dB(A) pour le bruit routier.

À court terme, les perturbations du sommeil liées au bruit se manifestent par une fatigue accrue, des troubles de l'humeur, une baisse de la concentration et une diminution de la performance cognitive [35]. Les résultats d'études épidémiologiques indiquent qu'une exposition à long terme au bruit nocturne entraîne des perturbations des systèmes cardiovasculaire, endocrinien et métabolique qui augmentent le risque de maladies cardiovasculaires, de surpoids et de diabète de type 2 [5,36]. Le bruit et ses conséquences sur la qualité du sommeil ont également des répercussions sur la somnolence diurne [30] et sont délétères au bien-être et à la santé mentale, et seraient impliqués dans l'émergence de pathologies psychiatriques. Bien que certaines études rapportent une forme d'habituation à des niveaux sonores constants, cette tolérance reste inégale selon les individus et les types de bruit et de toute façon partielle [37]. En effet, même si les niveaux sonores n'atteignent pas un seuil de gêne, ils entraînent toujours des réactions autonomiques du système nerveux autonome susceptibles d'entraîner une instabilité dans l'initiation et la structure du sommeil [38].

Un Européen sur cinq serait régulièrement exposé, la nuit, à des niveaux sonores qui pourraient être très nocifs pour sa santé [34]. Dans son rapport de juin 2025, l'Agence européenne pour l'environnement (EEA) estime qu'environ 4,6 millions d'Européens souffriraient de troubles chroniques importants du sommeil en raison de leur exposition au bruit des transports, en particulier lié au bruit routier et chez les habitants des zones urbaines de plus de 100 000 habitants [11]. Ce rapport indique également que 46 000 années de vie en bonne santé seraient perdues (DALY) en Europe et par an à cause des perturbations du sommeil liées au bruit. En tenant compte des valeurs de bruit recommandées par l'OMS, ces chiffres pourraient atteindre environ 7 millions de personnes qui souffriraient de troubles chroniques du sommeil en lien avec le bruit des transports. Selon ces mêmes valeurs de recommandation, de l'ordre de 70 400 années de vie en bonne santé (DALY) seraient perdues en Europe en raison des perturbations du sommeil liées au bruit des transports.

1.3 L'Île-de-France un territoire particulièrement impacté

Selon les cartes stratégiques de bruit des transports au sein de la zone dense francilienne qui ont été établies en 2022 par Bruitparif dans le cadre de la 4^e échéance de la directive européenne 2002/49/CE, et l'application des fonctions dose-réponse établies par l'OMS [5], le bruit lié aux trafics routier, ferroviaire et aérien la nuit serait responsable de 756 000 cas de fortes perturbations du sommeil [39]. L'impact du bruit sur la santé et ses conséquences économiques a pu être documenté en France et en Île-de-France. Ainsi, selon une étude produite en octobre 2021 par l'Ademe en collaboration avec le Conseil national du bruit [40] les effets néfastes du bruit en France représenteraient un coût sanitaire et social très conséquent, évalué à 147 milliards d'euros par an, dont près du quart (34,9 Md€/an) seraient dus aux conséquences du bruit sur le sommeil. La déclinaison de cette étude au niveau francilien [41], réalisée par Bruitparif indique que le coût social du bruit des transports en Île-de-France s'élève à 26 Md€/an, ce qui représente 27 % du coût national associé au bruit des transports (97,8 Md€/an) et qu'1,4 million de Franciliens (soit 12 % de la population régionale) seraient fortement perturbés dans leur sommeil du fait de leur exposition au bruit, ce qui représenterait un coût de 13,1 Md€/an, soit près du tiers du total du coût social du bruit évalué sur toute la France (42,6 Md€/an) et environ 45 % du coût social associé aux perturbations du sommeil sur toute la France (29 Md€/an).

Ces évaluations de coûts du bruit n'intègrent pas, avec le même niveau de fiabilité, toutes les sources de bruit, notamment celles liées aux activités récréatives en soirée et durant la nuit sont probablement sous-estimées, alors même que dans les villes européennes à forte attractivité touristique, culturelle et festive, elles constituent une source importante de gêne pour les habitants [9]. C'est le cas, en particulier à Paris, où la prolifération récente des établissements avec terrasses à la suite de la crise sanitaire liée à la Covid-19 [42] a suscité de vives réactions de la part des riverains concernant le bruit [6].

Le bruit récréatif (principalement issu des voix et de la musique) se manifeste surtout en soirée (18h-22h) et en début de nuit (22h-02h), les terrasses permanentes restant ouvertes jusqu'à 2h du matin et les terrasses estivales jusqu'à 22 h (de 2021 à 2024) ou 23 h (en 2025), tandis que le bruit des clients peut se prolonger dans la rue après la fermeture des établissements. Une étude menée par Bruitparif en 2022 dans le quartier parisien des Halles–Beaubourg–Montorgueil [43] a montré que le bruit récréatif tend à augmenter au fil de la soirée, atteint un pic vers minuit, puis diminue progressivement à mesure que les clients quittent les lieux. Ce type de bruit pourrait être particulièrement nuisible au sommeil.

Les connaissances scientifiques actuelles en matière d'effets du bruit sur le sommeil reposent essentiellement sur des études réalisées en conditions contrôlées en laboratoire, des enquêtes par questionnaires et auprès d'effectifs restreints.

Les pouvoirs publics et les collectivités territoriales intègrent progressivement l'importance de la question du bruit et mettent en place des mesures susceptibles d'y répondre dans le cadre de leur politique de prévention du bruit dans l'environnement (opérations de résorption des points noirs de bruit des transports terrestres par construction d'écrans anti-bruit ou d'opérations de renforcement de l'isolation des bâtiments, limitation de vitesse des véhicules, changement de revêtements routiers, actions en matière d'urbanisme et d'aménagement, etc.). Toutefois pour pouvoir les mobiliser pleinement sur le sujet, il est indispensable de renforcer encore la connaissance en réalisant des études liant l'exposition au bruit et ses effets sur la santé, en fonction notamment des sources de bruit en présence et de leurs caractéristiques.

1.4 Limites actuelles des études relevées dans la littérature scientifique

Les connaissances scientifiques actuelles en matière d'effets du bruit sur le sommeil reposent essentiellement sur des études réalisées en conditions contrôlées en laboratoire (recueil de paramètres objectifs du sommeil) sur des effectifs restreints, et sur des enquêtes par questionnaires (recueil des perturbations du sommeil auto-déclarées), qui

peuvent être influencées par la formulation des questions et l'intérêt personnel [8]. A contrario, les informations issues des remboursements des médicaments pour lutter contre les troubles du sommeil permettent de construire un indicateur objectif, qui plus est, exploitable à grande échelle. Cela offre une alternative intéressante et complémentaire pour analyser les troubles chroniques du sommeil [44]. Cet indicateur a été suggéré comme plus fiable que les informations autodéclarées sur les troubles du sommeil, qui peuvent être plus sujettes à des biais d'information [45].

Quelques études seulement se sont intéressées aux liens entre consommation de médicaments destinés aux troubles du sommeil et l'exposition au bruit. Une étude danoise de cohorte portant sur plus de 44 000 individus âgés de 50 à 64 ans au moment de l'inclusion (1993-1997) a examiné l'association entre le bruit routier nocturne et la prescription de médicaments pour le sommeil. Les résultats indiquent qu'une exposition moyenne sur 10 ans à des niveaux sonores nocturnes supérieurs à 55 dB au niveau de la façade la plus exposée³ est associée à une augmentation du risque de prescription de médicaments apparentés aux benzodiazépines et de psychotropiques, en particulier chez les hommes, les fumeurs et les personnes physiquement inactives [46]. Une autre étude menée à Oslo n'a pas trouvé d'association significative entre le bruit routier et l'utilisation d'hypnotiques sur une période d'un an, mais une tendance significative et positive pendant la saison estivale a été notée, notamment chez les personnes dormant avec la fenêtre ouverte [47]. Une étude française a observé une augmentation faible mais significative du risque de remboursement d'anxiolytiques et d'hypnotiques pour un niveau de bruit nocturne routier supérieur à 55 dB(A), cela uniquement dans la population la plus favorisée sur le plan socio-économique [48]. Concernant le bruit ferroviaire, l'étude ALPNAP a exploré l'impact du bruit ferroviaire sur la prise de médicaments pour le sommeil. Les résultats montrent une relation non linéaire entre le niveau sonore et la consommation de somnifères, avec un plateau autour de 60 dB(A). Des facteurs tels que l'âge, l'état de santé et l'historique de traumatismes ont également été identifiés comme influençant cette relation [49].

Ces études présentent néanmoins des limites qui méritent d'être levées pour une compréhension plus fine et plus complète de l'impact du bruit environnemental sur le sommeil. Ces travaux se sont intéressés uniquement à certaines spécialités pharmaceutiques, telles que les benzodiazépines ou les hypnotiques. Ils n'ont pas non plus cherché à estimer la prévalence des personnes atteintes de troubles chroniques du sommeil en s'appuyant sur des critères de chronicité des prescriptions et d'exclusion liés à un usage pour d'autres pathologies.

Enfin, aucune étude n'a intégré simultanément l'ensemble des sources de bruit liées aux transports (routier, aérien et ferroviaire) dans un même modèle afin d'évaluer leur impact respectif au sein d'une large population. Par ailleurs, ces études se sont principalement concentrées sur les bruits liés aux transports, sans prendre en compte d'autres sources de bruit environnemental susceptibles de survenir en soirée et la nuit en milieu urbain, notamment ceux générés par les activités récréatives (exemple : bars, restaurants, événements festifs). Or, dans les zones urbanisées, les bruits liés à ces activités jouent un rôle important dans la gêne ressentie par les riverains [9]. Une seule étude s'est intéressée au bruit récréatif, mais en évaluant son effet sur la pression artérielle et le risque d'hypertension, sans examiner son impact sur les troubles du sommeil [50].

³ L'exposition au bruit des populations est généralement approchée par l'exposition au bruit en façade des bâtiments d'habitation cf. § 2.4.3 p.34.

1.5 Objectifs de l'étude

L'objectif de ce travail de recherche Somnibruit est de mieux connaître et quantifier les effets du bruit environnemental (trafic routier, ferré, aérien et bruit récréatif) sur le sommeil ainsi que l'influence des paramètres socio-démographiques en réalisant une étude écologique au sein des 432 communes et des 20 arrondissements parisiens constituant la zone dense francilienne qui compte plus de 10,5 millions d'habitants.

Cette étude vise à mettre en relation le taux de patients ayant reçu des remboursements de médicaments prescrits pour les troubles chroniques du sommeil (indicateur de santé) avec les niveaux d'exposition au bruit environnemental et à explorer les différences éventuellement observées dans ces relations en fonction des sources de bruit, tout en tenant compte des facteurs de confusion. Cette approche écologique mobilise des données à différentes échelles : un indicateur de santé estimé à l'échelle de la commune (ou de l'arrondissement pour Paris) et des indicateurs d'exposition au bruit environnemental et certains facteurs de confusion estimés à une échelle infra-communale (Iris).

Ce travail porte en premier lieu sur le bruit environnemental des différentes sources de transports (trafic routier, trafic ferré, trafic aérien) et intègre également un volet plus exploratoire sur le bruit lié aux activités récréatives nocturnes, susceptible également d'avoir un impact important sur la qualité du sommeil des riverains qui résident au sein de quartiers à forte attractivité nocturne.

Par ailleurs, la zone dense francilienne étant marquée par de fortes inégalités territoriales, environnementales et sociales de santé [51], une analyse spécifique des relations entre les facteurs démographiques et socio-économiques et, d'une part, le remboursement de médicaments prescrits pour les troubles du sommeil, et d'autre part les expositions au bruit, a également été menée.

2 | MATÉRIEL ET MÉTHODE

LES POINTS ESSENTIELS

- > L'étude Somnibruit repose sur une analyse épidémiologique basée sur un « design écologique » visant à mettre en relation les troubles du sommeil avec l'exposition nocturne au bruit environnemental selon une approche géographique ;
- > L'indicateur sanitaire, objectivé par le remboursement de médicaments prescrits, a été estimé à la commune et les indicateurs d'exposition nocturne au bruit lié aux transports et aux activités récréatives nocturnes ainsi que les facteurs de confusion ont été estimés à l'Iris ;
- > S'agissant du bruit des transports, les données des cartes stratégiques de bruit ont été mobilisées. L'estimation de l'exposition au bruit lié aux activités récréatives nocturnes a, quant à elle, fait l'objet d'un développement particulier selon une modélisation simplifiée et constitue une approche inédite.

2.1 Rappel des principes et limites d'une étude écologique géographique

2.1.1 Principe de l'analyse épidémiologique

L'étude Somnibruit repose sur une analyse épidémiologique basée sur un « design écologique ». Elle recourt à des données agrégées et exploite la distribution spatiale des expositions et des effets étudiés. Une étude écologique géographique permet ainsi d'étudier les variations d'occurrence d'un indicateur de santé dans l'espace et à mettre en correspondance ces variations avec celles de facteurs environnementaux. En l'occurrence, il s'agit de mettre en relation des indicateurs d'exposition au bruit environnemental avec des indicateurs de santé basés sur le remboursement de médicaments prescrits dans les troubles du sommeil.

Pour cela, il est nécessaire de définir une unité d'observation, à savoir un groupe d'individus sur une base géographique commune et de travailler avec des données agrégées pour chaque groupe à la fois pour l'indicateur sanitaire et pour les expositions étudiées.

Une étude écologique géographique permet d'étudier les variations d'occurrence d'un indicateur de santé dans l'espace et à mettre en correspondance ces variations avec celles de facteurs environnementaux.

Il s'agit de réaliser une étude descriptive qui peut permettre de générer des hypothèses étiologiques individuelles mais qui ne permet pas de conclure à l'existence d'un lien avéré au niveau individuel.

Le principal biais des études écologiques réside dans l'existence de facteurs de risques différents dans les groupes de populations comparés (variabilité intra-unité de l'exposition et des facteurs de confusion⁴). C'est ce qu'on appelle couramment le biais écologique.

⁴ Par facteur de confusion, on entend un facteur qui peut modifier la relation entre l'indicateur de santé et le facteur de risque.

2.1.2 Précautions à prendre

La réalisation d'une étude écologique nécessite de prendre un certain nombre de précautions et une réflexion doit être menée sur le choix du modèle statistique le plus adapté à mettre en œuvre.

Il s'agit tout d'abord de vérifier que sont réunies les conditions suivantes :

- Une variabilité de l'exposition entre unités élevée ;
- Une variabilité intra-unité faible ;
- Une variabilité entre unités des facteurs de confusion non mesurés la plus petite possible.

Des leviers existent pour réduire le biais écologique. Il peut s'agir de mobiliser l'information sur la variabilité intra-unité :

- En incorporant des données individuelles dans le modèle ;
- En introduisant les facteurs de confusion potentiels pour prendre en compte le plus d'informations possible ;
- En incorporant des effets aléatoires dans le modèle pour prendre en compte l'influence de facteurs de confusion non mesurés.

Il peut s'agir également de conserver au maximum l'information (cas où les variables écologiques sont mesurées sur différentes échelles) car la transformation des données pour les mettre toutes à la même échelle peut entraîner une perte importante d'informations. Aussi, il existe des modèles statistiques qui permettent de traiter des données de santé, de population et d'exposition qui sont disponibles à des échelles différentes.

2.1.3 Élaboration du protocole

Pour réaliser une étude écologique, il est donc nécessaire d'établir un protocole précis en définissant :

- La zone et la période d'étude ;
- La population cible sur laquelle porte l'étude ;
- Les unités statistiques géographiques qui détermineront la résolution spatiale pour le calcul des indicateurs ;
- Les pathologies d'intérêt visées par les perturbations du sommeil induites par le bruit et les indicateurs sanitaires pertinents (définition et sélection des classes de médicaments à cibler) ;
- Les facteurs de risque environnementaux d'intérêt (bruit des transports et bruit liés aux activités récréatives nocturnes) et les indicateurs d'exposition relatifs à ces facteurs de risque ;
- Les facteurs de confusion potentiels qui peuvent jouer sur l'exposition au bruit et/ou l'effet (troubles du sommeil) à prendre en compte ;
- Le modèle statistique.

2.2 Caractéristiques de l'étude

2.2.1 Zone et période de l'étude

L'étude a porté sur les 432 communes et 20 arrondissements parisiens d'un territoire constitué des quatorze intercommunalités de la région Île-de-France qui faisaient partie de la liste des agglomérations concernées [52] par la directive européenne 2002/49/CE [53] sur le bruit dans l'environnement. Elles disposent, à ce titre, de cartes stratégiques de bruit des transports établies en tenant compte de l'ensemble des infrastructures de transports. Ce territoire est constitué de la Métropole du Grand Paris (en bleu moyen) ainsi que de 13 agglomérations autour (en bleu clair) (voir Figure 1). Ce territoire compte 10 515 803 habitants (INSEE 2016) et représente 3 007 km².

Figure 1. Zone (en bleu) sur laquelle l'étude a porté au sein de la région Île-de-France

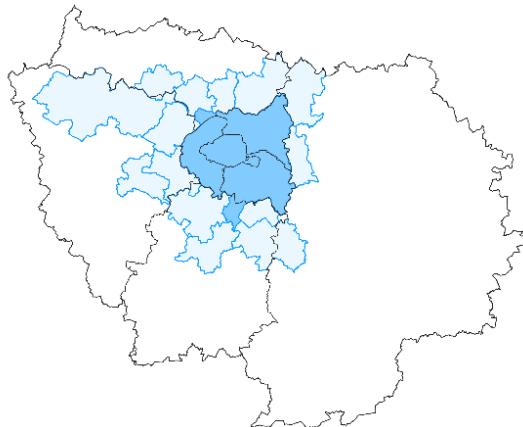
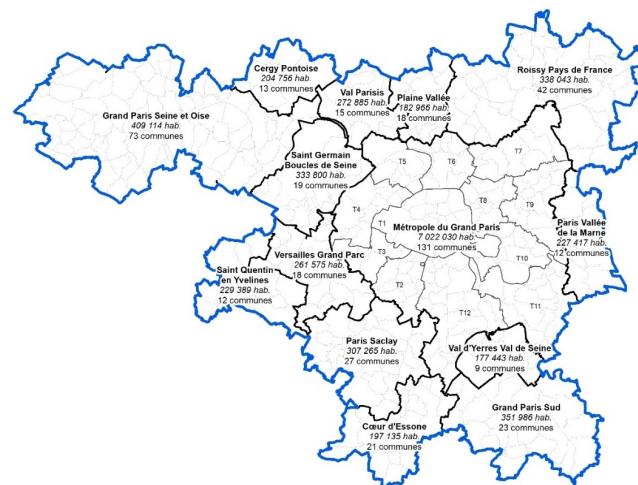


Figure 2. Les 14 agglomérations concernées au sein de la région Île-de-France par la directive 2002/49/CE



La Figure 2 présente les 14 intercommunalités ainsi concernées :

- La Métropole du Grand Paris, composée de 12 territoires ou EPT (131 communes)
- La communauté urbaine Grand Paris Seine et Oise (73 communes)
- La communauté d'agglomération Paris Vallée de la Marne (12 communes)
- La communauté d'agglomération Saint Germain Boucles de Seine (19 communes)
- La communauté d'agglomération Versailles Grand Parc (18 communes)
- La communauté d'agglomération Saint Quentin en Yvelines (12 communes)
- La communauté d'agglomération Cœur d'Essonne Agglomération (21 communes)
- La communauté Paris Saclay (27 communes)
- La communauté d'agglomération Grand Paris Sud (23 communes)
- La communauté d'agglomération Val d'Yerres Val de Seine (9 communes)
- La communauté d'agglomération Cergy Pontoise (13 communes)
- La communauté d'agglomération Plaine Vallée (18 communes)
- La communauté d'agglomération Roissy Pays de France (42 communes)
- La communauté d'agglomération de Val Parisis (15 communes).

Dans la suite de ce rapport, nous appellerons ce territoire d'étude : la zone dense francilienne.

La période de référence pour l'étude a été sélectionnée pour correspondre au mieux aux années de mobilisation des données d'entrée prises en compte pour l'établissement des dernières cartes stratégiques de bruit (cartes dites d'échéance 4), disponibles au moment du démarrage de l'étude. Concernant les données de trafic, il s'agit de données provenant majoritairement des années 2017-2019. Concernant les données de population, il s'agit des données issues du recensement 2016 de l'Institut national de la statistique et des études économiques (Insee) qui ont été projetées au niveau des bâtiments d'habitation disponibles dans la base de données topographiques de l'IGN mise à jour en 2019.

Aussi, l'étude des relations entre exposition au bruit et consommation de médicaments pour troubles du sommeil s'est focalisée sur la période 2017-2019.

Toutefois les données de santé ont été extraites sur une période plus large 2015-2021 afin de pouvoir également décrire l'évolution du remboursement des médicaments pour troubles du sommeil dans le temps.

2.2.2 Population d'étude

La population d'étude a été restreinte aux adultes âgés entre 18 et 79 ans. Le critère d'âge visait à renforcer la validité de l'indicateur élaboré pour identifier les troubles chroniques du sommeil potentiellement associés à l'exposition au bruit environnemental. En effet, peu de traitements pour l'insomnie chronique sont prescrits aux individus de moins de 18 ans et la prévalence élevée des troubles du sommeil chez les individus de plus de 79 ans est largement due à l'âge lui-même [54], ce qui pourrait masquer ou surestimer une éventuelle contribution du bruit environnemental dans leur remboursement.

2.3 Construction de l'indicateur de santé (troubles chroniques du sommeil)

Dans le cadre de cette étude, nous nous intéressons aux remboursements de psychotropes à visée hypnotique utilisés pour traiter un trouble chronique du sommeil tel que l'insomnie.

2.3.1 Sources de données

Les informations sur les remboursements des médicaments d'intérêt ont été extraites auprès du Système National d'Information Inter Régimes de l'Assurance maladie (SNIIRAM, SNDS) par l'Observatoire régional de santé (ORS) d'Île-de-France (voir encadré ci-après).

Les ORS disposent d'un accès permanent à la base principale du SNDS gérée par la Caisse nationale de l'Assurance maladie des travailleurs salariés (CNAM-TS), et respectent les référentiels de sécurité et les règles d'utilisation des données mobilisées pour cette étude. Le SNIIRAM est un entrepôt de données pseudonymisées regroupant les informations issues des remboursements de médicaments effectués par l'ensemble des régimes d'assurance maladie en France.

La base de données Datamart de consommation inter-régime (DCIR), base de données du SNDS qui permet de réaliser des études et des statistiques sur les soins qui ont été réalisés en ville et présentés au remboursement de l'Assurance Maladie, a été utilisée pour accéder aux informations personnelles de chaque patient (année de naissance, sexe et commune de résidence) ainsi que la date de délivrance et le codage détaillé de la spécialité pharmaceutiques délivrée.

Le nombre de bénéficiaires a été extrait de la base « référentiel » des bénéficiaires de l'assurance maladie (tous régimes) constituée par les ORS, comprenant l'ensemble des assurés ayant reçu au moins un remboursement de soin au cours des trois dernières années consécutives et en vie au 1er janvier de l'année du référentiel.

Encadré 1 . Le système national des données de santé

Le Système national des données de santé (SNDS) regroupe l'ensemble des données de santé dont le recueil est financé, directement ou indirectement, par des fonds publics. Il rassemble notamment les données issues du parcours de soins : prévention, diagnostic, soins, suivi social et médico-social.

Il comprend plusieurs composantes :

- La base principale historique, avec plus de 20 ans de données sur la population française : remboursements, hospitalisations, causes de décès.
- Le catalogue, qui réunit d'autres bases jugées prioritaires pour faire progresser la recherche en santé.

Ensemble, ces deux composantes forment le SNDS centralisé. Ce périmètre est aujourd'hui élargi à toutes les données financées par la solidarité nationale (dossiers médicaux, cohortes, registres complémentaires...). C'est ce qu'on appelle désormais le SNDS élargi.

Ce Système constitue une avancée considérable pour analyser et améliorer la santé de la population. Il a pour finalité la mise disposition de ces données afin de favoriser les études ou évaluations présentant un caractère d'intérêt public et contribuant à l'une des finalités suivantes :

- Information sur la santé ;
- Mise en œuvre des politiques de santé ;
- Connaissance des dépenses de santé ;
- Information des professionnels et des établissements sur leurs activités ;
- Innovation dans les domaines de la santé et prise en charge médico-sociale ;
- Surveillance, veille et sécurité sanitaire.

2.3.2 Classes de médicaments d'intérêt

Une liste de 381 spécialités pharmaceutiques remboursées par l'Assurance maladie en France a été préétablie par le Professeur Damien Léger, médecin spécialiste du sommeil. Elle comprenait des spécialités strictement hypnotiques (i.e., substance capable d'induire et/ou de maintenir le sommeil) et des psychotropes communément utilisés comme sédatifs la nuit pour traiter l'insomnie, bien que n'ayant pas d'indication principale d'hypnotique (e.g., neuroleptiques, tranquillisants, antidépresseurs, antihistaminiques).

La sélection a été réalisée à partir de la liste des spécialités princeps et génériques du Vidal et par recouplement avec le référentiel de médicaments CIP (Code Identifiant de Présentation) du Système National des Données de Santé (SNDS). Pour désigner l'ensemble de ces spécialités pharmaceutiques, nous utiliserons ici le terme de psychotropes à visée hypnotique. Ces spécialités disposent d'une autorisation de mise sur le marché attribuée par l'Agence nationale de sécurité du médicament et des produits de santé (ANSM), mais elles n'ont pas toujours une indication spécifique dans l'insomnie. Il s'agit d'une pratique clinique qui permet aux médecins généralistes ou spécialistes de considérer la molécule comme sédatrice et donc potentiellement active dans l'insomnie. Elles appartiennent aux groupes de la classification anatomique, thérapeutique et chimique (ATC) suivants : N05 (psycholeptiques, n = 276), N06 (psychoanaleptiques, n = 87), R06 (antihistaminiques à usage systémique, n = 6), V03AX (autres médicaments, n = 9) et Z (pas de code ATC attribué, n = 3 ; Tableau 1).

Tableau 1. Substances et spécialités pharmaceutiques psychotropes à visée hypnotique délivrées dans la zone dense francilienne (2017-2019) et remboursées par l'Assurance Maladie, regroupées par classe selon leur libellé et leur code anatomique, thérapeutique et chimique (ATC).

| Classification (code) ATC | Nombre de spécialités |
|---|-----------------------|
| Psycholeptiques (N05) | 276 |
| N05BA01 – Diazépam | 14 |
| N05BA04 – Oxazépam | 4 |
| N05BA05 – Clorazépate potassique | 8 |
| N05BA06 – Lorazépam* | 11 |
| N05BA08 – Bromazépam | 29 |
| N05BA09 – Clobazam | 3 |
| N05BA11 - Prazépam | 7 |
| N05BA12 – Alprazolam | 61 |
| N05BA18 – Loflazépate d'éthyle | 2 |
| N05BA21 – Clotiazépam | 2 |
| N05BB01 – Hydroxyzine* | 24 |
| N05CD02 – Nitrazépam* | 2 |
| N05CD04 – Estazolam* | 1 |
| N05CD06 – Lormétabzepam* | 6 |
| N05CD11 – Loprazolam* | 1 |
| N05CF01 – Zopiclone* | 53 |
| N05CF02 – Zolpidem* | 43 |
| N05CF04 – Eszopiclone* | 3 |
| N05CM09 – Valériane* | 2 |
| Psychoanaleptiques (N06) | 87 |
| N06AA06 – Trimipramine | 4 |
| N06AA09 – Amitriptyline | 6 |
| N06AA12 – Doxépine | 5 |
| N06AX03 – Miansépine | 40 |
| N06AX11 – Mirtazapine | 23 |
| N06AX22 – Agomélatine | 9 |
| Antihistaminiques à usage systémique (R06) | 6 |
| R06AD01 – Alimémazine* | 4 |
| R06AD02 – Prométhazine | 2 |
| Tous autres médicaments | 12 |
| V03AX – Autres médicaments ^{1*} | 9 |
| Z – Pas de code ATC attribué ^{2*} | 3 |
| TOTAL | 381 |

¹Aubépine, valériane, passiflore.

²Composé de valériane, passiflore, aubépine et ballote.

*Spécialités disposant d'une AMM spécifique pour les troubles du sommeil ou l'insomnie.
Code ATC : code anatomique, thérapeutique et chimique.

Note : Les patients ayant reçu des psycholeptiques anxiolytiques dérivés des benzodiazépines (N05BA) et/ou des psycho-analeptiques antidépresseurs (N06A) à une posologie > 1 fois/jour ont été exclus, cette fréquence pouvant indiquer une utilisation autre que pour traiter un trouble chronique du sommeil de type insomnie.

La part très importante des médicaments non spécifiques de l'insomnie (anxiolytiques, antidépresseurs, antihistaminiques, antitussifs..., hors AMM), bien que surprenante reflète la pratique habituelle des médecins, qui peuvent être limités dans leur pratique concernant le renouvellement des médicaments AMM insomnie, dont la prescription est limitée à 28 jours.

2.3.3 Calcul de l'indicateur de santé

Les données de la base principale du SNDS permettent d'identifier tous les sujets ayant bénéficié d'une délivrance d'au moins un des médicaments de la liste préétablie pour une période donnée, prescrits sur ordonnance et remboursés par la sécurité sociale, dans la zone d'étude.

Pour chaque bénéficiaire de soins identifiés dans la base principale du SNDS, les informations suivantes peuvent être recueillies : année de naissance, sexe ; lieu de résidence (code commune), médicament(s) délivré(s) et sa date de délivrance.

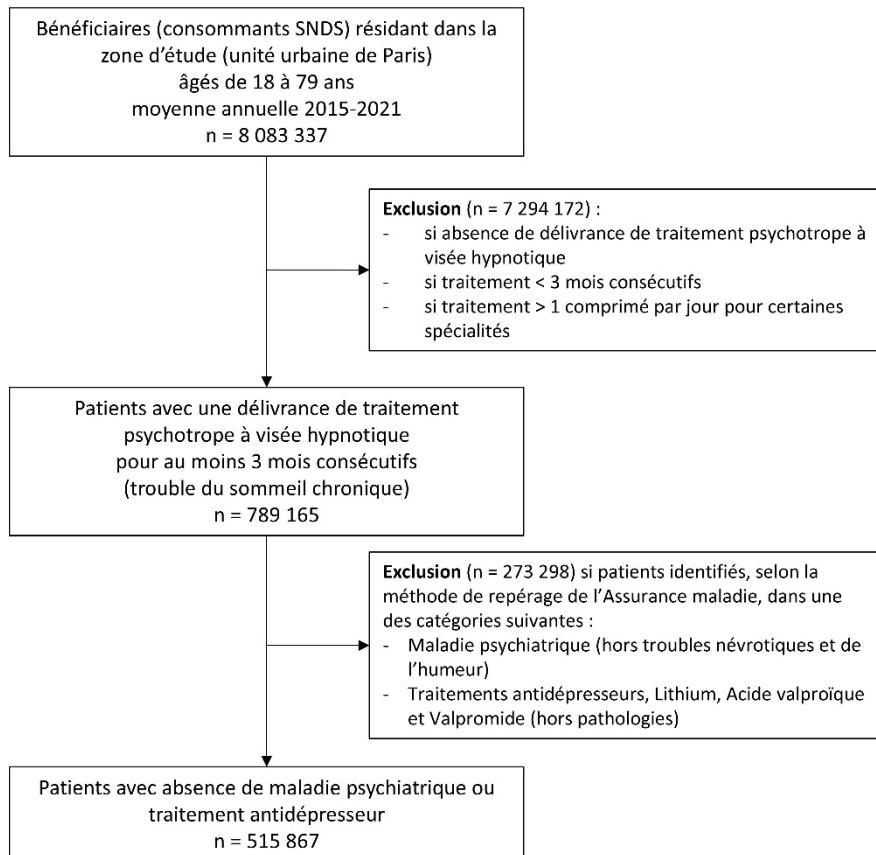
Un algorithme a été construit par l'ORS Île-de-France pour extraire les données de santé et constituer l'indicateur de santé pour les troubles chroniques du sommeil, potentiellement en lien avec l'exposition au bruit environnemental, à l'échelle communale (Figure 3) [55].

Dans une première étape, les patients âgés entre 18 et 79 ans ont été inclus dans l'analyse selon la chronicité de leur prescription, leur âge et l'absence de troubles psychiatriques. L'identification d'un patient a été découpée en périodes glissantes de trois mois entre janvier 2015 et décembre 2021 pour considérer le caractère consécutif et évolutif d'un traitement. Pour chacune de ces périodes, un patient était inclus si la prescription couvrait au moins 3 mois de traitement consécutif, tout médicament confondu appartenant à la liste établie. Le nombre de boîtes prescrites nécessaire pour un traitement ≥ 3 mois a servi de critère pour définir la chronicité du traitement.

Dans une deuxième étape, certains patients atteints de troubles psychiatriques ont été exclus car les spécialités pharmaceutiques appartenant à la liste établie sont fréquemment consommées par ces patients, sans pour autant qu'un trouble du sommeil soit à l'origine de leur prescription [56]. Ils ont été identifiés en s'appuyant sur la méthodologie de la Caisse nationale d'assurance maladie (Cnam) [57] qui, à partir des médicaments, repère 58 groupes de pathologies dont les « Maladies psychiatriques » et les « Traitements psychotropes (hors pathologies) ». Parmi ces deux groupes, les patients appartenant aux sous-groupes suivants ont été exclus : « troubles psychotiques », « déficiences mentales », « troubles addictifs », « troubles psychiatriques ayant débuté dans l'enfance », « autres troubles psychiatriques » et « traitements antidépresseurs, lithium, dépakote et dépamide (hors pathologies) ». Les patients atteints de « troubles névrotiques et de l'humeur » n'ont en revanche pas été exclus étant donné que ces troubles, en l'absence de maladie psychiatrique déclarée, pourraient être liés à une anxiété pouvant avoir pour origine l'exposition au bruit environnemental [38]. Néanmoins, les patients ayant reçu des psycholeptiques anxiolytiques dérivés des benzodiazépines (N05BA) et/ou des psychoanaleptiques antidépresseurs (N06A) à une posologie supérieure à une fois par jour ont été exclus, cette fréquence pouvant indiquer une utilisation autre que pour traiter un trouble chronique du sommeil de type insomnie.

L'indicateur de santé pour les troubles chroniques du sommeil, potentiellement en lien avec l'exposition au bruit environnemental correspond au nombre de patients ayant bénéficié d'une délivrance d'au moins un psychotrope à visée hypnotique prescrits sur ordonnance et remboursés par la sécurité sociale (2015-2021) et répondant aux critères d'inclusion, au sein de chacune des communes et des arrondissements parisiens de la zone dense francilienne.

Figure 3. Diagramme de flux des patients identifiés ayant bénéficié d'une délivrance d'au moins un psychotrope à visée hypnotique remboursés (2015-2021) et répondant aux critères d'inclusion



Abréviations : SNDS, Système National des Données de Santé

Le nombre de patients identifiés a été extrait à l'échelle communale selon le sexe, la classe d'âge et l'année entre 2015 et 2021 et par mois entre 2017 et 2019 en supprimant les doublons afin qu'un patient identifié comme « cas unique » sur plusieurs sous-périodes ne soit compté qu'une seule fois.

2.4 Construction des indicateurs d'exposition au bruit environnemental

2.4.1 Données mobilisées pour l'estimation du bruit des transports

L'estimation de l'exposition au bruit des transports des habitants de la zone dense francilienne a mobilisé les données produites dans le cadre des cartes stratégiques du bruit établies au titre de la 4^e échéance de la Directive Européenne 2002/49/CE [53]. Ces cartes permettent de disposer des niveaux de bruit, selon les indicateurs Lden et Ln, générés par les trafic routier, ferroviaire et aérien évalués à une hauteur de 4 mètres par rapport au sol à la résolution horizontale de 5 mètres ainsi qu'au niveau de points récepteurs autour des bâtiments. Ces évaluations ont été conduites conformément à la méthodologie européenne harmonisée CNOSSOSS-EU décrite dans la directive 2015/996 [58].

La production des cartes stratégiques de bruit des transports

Les cartes de bruit sont produites à l'aide d'un logiciel de modélisation informatique à partir de données recueillies auprès de multiples acteurs pour la description de la topographie

(relief, bâtiments, écrans anti-bruit...) et pour la caractérisation des sources de bruit. A titre d'exemple, les données de topographie sont principalement issues de la BD TOPO de l'IGN (2019) alors que les données de caractérisation des sources proviennent essentiellement des gestionnaires d'infrastructures. Elles vont par exemple concerner les données de trafic routier (débits, vitesses, composition du parc roulant), de revêtements de chaussée, les caractéristiques des voies ferrées et de trafics associés (nombre et types de trains, vitesses) et de données de trajectoires aériennes avec le nombre et le type d'avions associés.

Ces différentes données de caractérisation des sources de bruit sont intégrées dans un outil de modélisation acoustique numérique qui estime les émissions sonores produites par les sources de bruit et qui évalue les niveaux sonores sur le territoire en tenant compte des lois de propagation et de réflexion du bruit selon la méthodologie CNOSSOS-EU [58].

Au sein de la zone dense francilienne, les cartes de bruit de 4^e échéance, basées sur des données de trafic comprises entre 2017 et 2019, ont été produites par Bruitparif en combinant les cartes réalisées au sein des grandes agglomérations par Bruitparif et les cartes réalisées par les services de l'État pour certaines grandes infrastructures de transports à partir des contributions suivantes :

- Celle du Cerema pour la partie du territoire située hors de la Métropole du Grand Paris pour les infrastructures routières de plus de 3 millions de véhicules par an et les voies ferrées de plus de 30 000 trains par an.
- Celle de la Direction générale de l'aviation civile (DGAC), avec la contribution d'Aéroport de Paris (ADP), pour les grands aéroports (plus de 50 000 mouvements/an).

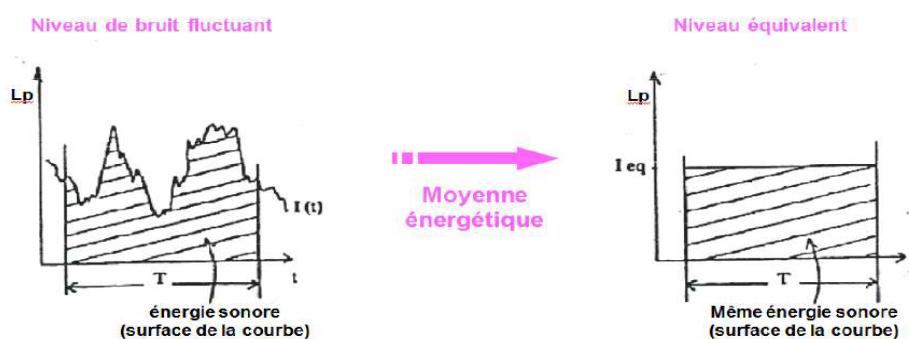
Les cartes ainsi produites sont consultables au sein de la plateforme <https://carto.bruitparif.fr>.

Les indicateurs de bruit utilisés pour évaluer l'exposition des populations

Les niveaux sonores variant constamment au cours du temps, leur évaluation repose sur des moyennes temporelles.

L'indicateur Leq (Level equivalent) exprimé en dB, correspond au niveau sonore qui serait équivalent, d'un point de vue énergétique, à un bruit continu qui aurait été observé durant la même période (voir Figure 4). Le niveau sonore équivalent correspond donc à une "dose de bruit" reçue pendant une durée de temps déterminée. Il est le résultat du calcul de l'intégrale des niveaux sonores relevés sur la plage d'observation.

Figure 4. Schéma illustratif du calcul du Leq



Il est usuel de décomposer la journée de 24 h en trois périodes : le jour entre 6 h et 18 h, le soir entre 18 h et 22 h et la nuit entre 22 h et 6 h et d'exprimer les niveaux sonores à l'aide de moyennes énergétiques sur ces périodes :

- Ld (pour Level day) correspond à la moyenne énergétique de bruit sur la période 6h-18h
- Le (pour Level evening) correspond à la moyenne énergétique de bruit sur la période 18h-22h
- Ln (pour Level night) correspond à la moyenne énergétique de bruit sur la période 22h-6h

Deux indicateurs réglementaires, définis au niveau européen, doivent être utilisés *a minima* pour produire les cartes de bruit. Ils sont issus ou dérivés de ces indicateurs par période. Il s'agit du Ln (ou Lnight) défini ci-dessus et le Lden (pour Level day evening night) qui correspond à un indicateur de bruit global perçu au cours de la journée qui tient compte de la sensibilité plus forte des individus au bruit sur les périodes de soirée et de nuit. Ainsi, l'indicateur Lden est calculé à partir des indicateurs Ld, Le et Ln en appliquant des pondérations de +5 dB(A) et de +10 dB(A) respectivement aux niveaux de bruit de soirée et de nuit :

$$L_{den} = 10 \cdot \log \left(\frac{12 \cdot 10^{\frac{L_{day}}{10}} + 4 \cdot 10^{\frac{L_{evening}+5}{10}} + 8 \cdot 10^{\frac{L_{night}+10}{10}}}{24} \right)$$

Où Ln ou Lnight qui correspond à la moyenne énergétique de bruit sur la période comprise entre 22 heures et 6 heures.

Ces indicateurs sont exprimés en dB(A) – décibel pondéré A – qui est l'unité utilisée préférentiellement dans la réglementation pour évaluer le niveau sonore perçu par l'oreille humaine. Il faut savoir en effet qu'un bruit émis est composé de plusieurs sons allant du grave à l'aigu (le spectre fréquentiel) et que notre oreille ne perçoit pas de la même manière ces différentes fréquences. Elle est plus sensible aux moyennes et hautes fréquences qu'aux basses fréquences. Le filtre A est utilisé pour représenter cette sensibilité de l'oreille aux différentes fréquences, adaptée aux niveaux de bruit communément rencontrés dans l'environnement.

Afin de décrire de manière plus exhaustive et le plus précisément possible l'exposition des populations, Bruitparif a choisi d'aller au-delà des exigences de la Directive Européenne, qui demande que les niveaux de bruit soient produits *a minima* par plage de 5 dB(A) à partir de 55 dB(A) pour l'indicateur Lden et à partir de 50 dB(A) pour l'indicateur Ln. Ainsi, pour le bruit des transports routiers et ferroviaires, les niveaux de bruit ont été évalués en façade des bâtiments sur l'ensemble de la zone d'étude sans limitation de seuil et en conservant les niveaux sonores modélisés les plus fins. Issus d'une modélisation réalisée par les services de l'État (DGAC) avec ADP, les niveaux de bruit lié au trafic aérien ont, quant à eux, été évalués par plages de 5 dB(A), ces cartes ont été complétées par Bruitparif de manière à disposer des niveaux de bruit lié au trafic aérien sur l'ensemble de la zone d'étude sans restriction de seuil.

Dans la mesure où l'étude s'intéresse aux effets du bruit environnemental sur les troubles du sommeil, seules les expositions sur la période nocturne ont été retenues pour construire notre indicateur d'exposition (voir § 2.4.3), soit uniquement l'indicateur réglementaire Ln (ou Lnight). Cet indicateur a été évalué sur l'ensemble de la zone d'étude en façade des bâtiments au niveau de récepteurs positionnés environ tous les 5 mètres conformément la méthode CNOSSOS-EU. L'exposition des populations est ensuite fournie par plages de 1 dB(A) pour le bruit des transports routier et ferroviaire et par plages de 5 dB(A) pour le bruit lié au trafic aérien.

2.4.2 Estimation du bruit lié aux activités récréatives

Contrairement au bruit des transports, il n'existe pas de méthodologie établie et reconnue par la communauté scientifique concernant la modélisation acoustique du bruit récréatif. L'étude Somnibruit propose donc une estimation des expositions sonores des populations vis-à-vis de ce type de bruit, qui puisse être mise en œuvre sur l'ensemble de la zone dense francilienne. La méthodologie s'est principalement appuyée sur des travaux antérieurs réalisés en 2022 par Bruitparif dans le quartier parisien des Halles-Beaubourg-Montorgueil dit « HBM » [43]. Dans ce cadre, une première modélisation du bruit de la vie récréative (HBM 2022) avait été développée de manière empirique à partir de la propagation du bruit issu de sources acoustiques surfaciques réparties sur les terrasses des établissements du quartier. Les émissions sonores de ces terrasses proviennent essentiellement de voix humaines, auxquelles peuvent se mêler de la musique amplifiée diffusée par les établissements soit en terrasse soit en intérieur et qui se propage à l'extérieur. La puissance acoustique par bandes de fréquence avait pu être estimée à partir de mesures acoustiques réalisées dans l'environnement.

La méthode d'estimation du bruit lié à la vie récréative, développée dans le cadre de l'étude Somnibruit, repose sur le même principe méthodologique, à la différence principale que, contrairement au travail réalisé au sein du quartier Halles-Beaubourg-Montorgueil, la localisation des établissements disposant de terrasses et des terrasses en elles-mêmes ne sont pas connues à l'échelle de la zone dense francilienne (seule la ville de Paris, à notre connaissance, dispose de données en *opendata* répertoriant les terrasses autorisées avec leur emprise). Nous avons donc créé des sources acoustiques surfaciques virtuelles, devant chaque établissement référencé comme restaurant ou débit de boisson dans la base Sirène de l'INSEE [59] auxquelles nous avons associé un niveau de puissance acoustique forfaitaire. Nous avons ensuite réalisé un calcul de propagation du bruit dans l'environnement à l'aide d'un logiciel de modélisation (CadnaA) puis calculé les niveaux d'exposition en façade des bâtiments sur des points récepteurs positionnés selon la méthode CNOSSOS-EU, afin de pouvoir estimer les enjeux d'exposition au bruit récréatif au sein des unités territoriales retenues dans l'étude Somnibruit (Iris, arrondissements et communes). Les paramètres du calcul, notamment la puissance acoustique affectée sur les terrasses virtuelles, ont été ajustés de manière à retrouver, au niveau du quartier Halles-Beaubourg-Montorgueil, le même indicateur global d'impact (AEI) qu'avec la modélisation réalisée en 2022.

Plusieurs étapes de travail ont été nécessaires pour réaliser cette estimation du bruit lié à la vie récréative :

- Identification et géolocalisation des établissements festifs ;
- Construction des terrasses virtuelles en façade des établissements ;
- Calcul de la propagation du bruit lié à la vie récréative dans l'environnement et évaluation des niveaux sonores en façade des bâtiments.

Identification et géolocalisation des établissements festifs

À notre connaissance, il n'existe pas de base de données, sur l'ensemble de la zone dense francilienne, recensant de manière exhaustive les établissements dits « festifs » disposant de terrasses et comprenant les dimensions et la capacité d'accueil de ces dernières. La modélisation réalisée par Bruitparif au sein du quartier Paris-HBM en 2022 était basée sur le recensement des terrasses parisiennes réalisé chaque année par la Ville de Paris, dans le cadre du Règlement des Étalages et Terrasses (RET) qui définit les emprises de chaque terrasse autorisée par la Direction de l'Urbanisme, qu'elle soit permanente ou estivale (autorisée uniquement sur la période allant du 1^{er} avril au 31 octobre).

De ce fait, l'identification précise des établissements disposant d'une terrasse extérieure ne peut être réalisée à l'échelle de la zone d'étude. Le recensement des licences IV, délivrées par les mairies ou la préfecture de police pour Paris, n'est pas non plus disponible de manière exhaustive sur l'ensemble du territoire.

Figure 5. Nombre d'établissements festifs (restaurants et débits de boissons), par commune

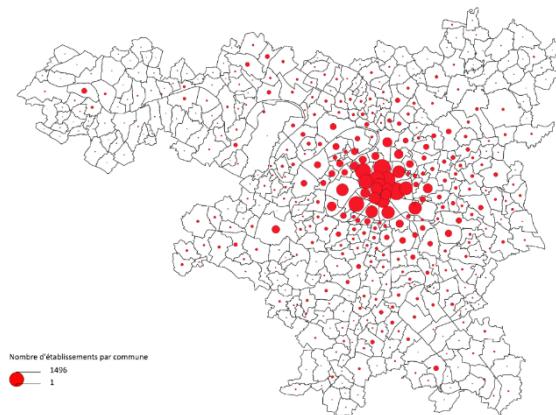
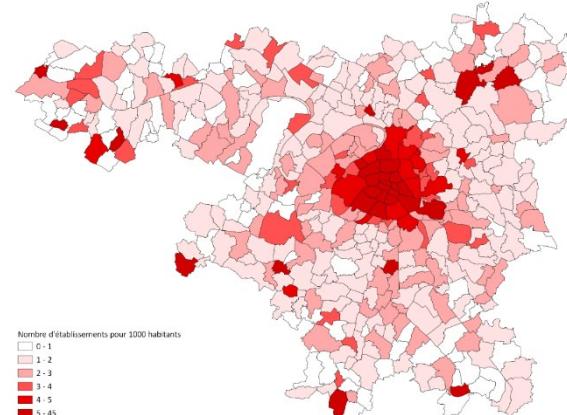


Figure 6. Taux d'établissements festifs (restaurants et débits de boissons), pour 1000 habitants, par commune



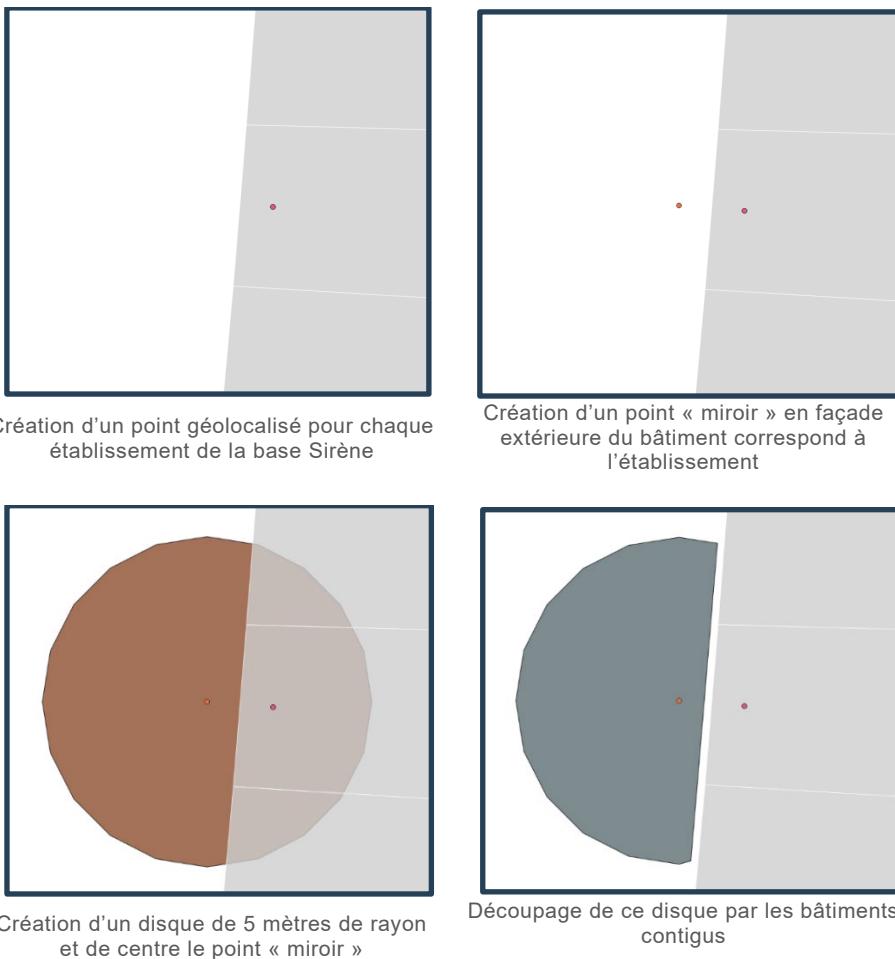
La solution retenue pour l'identification des établissements dits « festifs » a donc finalement été l'utilisation de la base « Sirene » (millésime 2022) des entreprises [59], à laquelle nous avons appliqué un filtrage sur le code NAF/APE afin de sélectionner uniquement les activités de restauration et de débits de boisson (codes NAF respectivement 56.10A et 56.30Z) ainsi qu'une suppression des doublons (un établissement étant parfois recensé plusieurs fois à des périodes différentes). Cette base de données présentait l'avantage d'être disponible sur l'ensemble de la zone d'étude et d'être régulièrement mise à jour. Elle a, en revanche, l'inconvénient majeur de ne pas distinguer les établissements disposant d'une terrasse de ceux n'en disposant pas.

À partir du traitement de cette base de données, 59 110 établissements au total (49 709 restaurants et 9 401 débits de boissons) ont été répertoriés au sein de la zone d'étude, dont 31 817 uniquement sur la ville de Paris (27 476 restaurants et 4 341 débits de boissons) (Figure 5 et Figure 6). Le territoire parisien présente ainsi une surreprésentation de ce type d'activités, en concentrant 53,8 % des établissements considérés sur l'ensemble de la zone d'étude, alors qu'il ne représente que 20,7 % de la population (2 190 148 d'habitants à Paris pour 10 541 679 d'habitants sur l'ensemble de la zone dense francilienne). Le taux d'établissements pour 1 000 habitants est ainsi très élevé à Paris en comparaison les autres communes de la zone d'étude : 14,5 établissements pour 1 000 habitants sur la capitale, avec un taux particulièrement élevé de 75,8 pour 1 000 sur le 1^{er} arrondissement, alors que ce taux est de 5,6 pour 1 000 pour l'ensemble de la zone dense francilienne (et de 3,3 pour 1 000 sur le territoire de la zone dense en excluant Paris).

Construction des sources acoustiques de terrasses virtuelles en façade des établissements

Chaque établissement retenu à l'issue de l'opération précédente a ensuite été associé, au moyen de sa géolocalisation renseignée dans la base Sirène, au sein du bâtiment correspondant issu de la BDTOPO 2019.

Pour construire les terrasses virtuelles associées à chaque établissement, un premier traitement SIG a consisté à générer des points « miroirs ». Ces points placés à l'extérieur des bâtiments et symétriques aux points de géoréférencement d'origine par rapport à la façade la plus proche, servent de centre aux futures terrasses. A partir de ces points miroirs, des disques de 5 mètres de rayon ont été créés pour matérialiser les terrasses. Ils ont ensuite été découpés afin de retirer les zones chevauchant les bâtiments, dont les contours avaient au préalable été élargis de 20 cm. Cette marge supplémentaire permet d'éviter des erreurs de calcul dans le logiciel de modélisation acoustique CadnaA, qui gère mal les limites terrasse/bâtiment. Les chevauchements entre terrasses voisines ont également été supprimés. Enfin, les géométries ont été simplifiées afin de réduire le nombre de sommets et, par conséquent, le temps de calcul lors de la modélisation. La Figure 7 présente une illustration de ces différentes étapes de construction des terrasses.

Figure 7. Illustration des différentes étapes de création des terrasses sous SIG

Ces traitements ont été réalisés à l'aide d'un script Python développé par Bruitparif ayant fait l'objet d'un livrable « open source » de l'étude Somnibruit disponible sur le site du Health Data Hub.

Ce processus d'identification des établissements festifs et de création de terrasses virtuelles, présente les limitations suivantes :

- Une terrasse est systématiquement créée pour chaque établissement considéré dans la base Sirène, qu'il en ait une ou non dans la réalité ;
- Toutes les terrasses sont modélisées par une même forme géométrique (demi-disque), hormis le cas de terrasses contiguës entre elles ou avec des bâtiments voisins, ce qui n'est évidemment pas la réalité.

Ce processus a, en revanche, l'avantage de pouvoir être mis en œuvre sur l'ensemble du territoire.

À l'issue de ce processus, chaque surface de terrasse virtuelle a été considérée comme une source sonore surfacique positionnée à 1,10 mètres de hauteur par rapport au sol (hauteur de la tête d'une personne assise à une table en terrasse), à laquelle a été affectée une puissance acoustique.

Les niveaux de puissance acoustique par bandes d'octave et par unité de surface (Lw/m^2), attribués aux terrasses, ont été déterminés à partir des résultats de l'étude réalisée en 2022 par Bruitparif dans le quartier des Halles-Beaubourg-Montorgueil à Paris. Cette étude avait notamment permis de déterminer un spectre moyen de puissance acoustique

en appliquant une modélisation inverse de la propagation du bruit à partir de mesures réalisées dans l'environnement.

Ce spectre moyen de puissance acoustique a été utilisé en première approche pour Somnibruit. Il a été ajusté selon le rapport entre la surface totale de terrasses, déterminées selon la méthodologie de 2022, et la surface totale de terrasses déterminée à partir de la méthodologie mise en œuvre dans l'étude Somnibruit telle que décrite précédemment, sur le territoire HBM. Cette méthode conduit à une surface totale de terrasses de 30 763 m² sur la zone d'étude HBM contre 10 288 m² selon la méthode de 2022. Le correctif à appliquer au spectre de puissance acoustique est donc de – 5 dB, déterminé à partir de la relation :

$$\text{Correctif} = 10 * \log_{10} \left(\frac{\text{Surface terrasses 2022 : } 10\ 288\ m^2}{\text{Surface terrasses 2025 : } 30\ 763\ m^2} \right) \approx -5\ dB$$

L'application de ce terme correctif de – 5 dB au spectre moyen de puissance acoustique issu de l'étude HBM 2022 (noté ici « Lw_2022 ») permet d'obtenir un indice d'impact du bruit récréatif sur la population (évalué à travers l'indice AEI (Average Energetic Index), voir § 2.4.3 p.33) identique sur le quartier HBM entre la modélisation du bruit récréatif mise en œuvre en 2022 et le modèle développé dans le cadre de l'étude Somnibruit.

Un correctif supplémentaire de -3 dB a également été appliqué pour passer d'une évaluation sur la période estivale à une évaluation moyenne sur l'année, considérant que l'activité en période estivale représentait la moitié de l'année. Implicitement nous avons considéré que les activités festives des terrasses et les nuisances sonores associées disparaissaient l'hiver, même si cette hypothèse est contestable dans certains secteurs très animés de Paris notamment où persiste une activité en terrasse importante même l'hiver. Le Tableau 2 répertorie les correctifs appliqués successivement à la puissance acoustique surfacique utilisée pour modéliser le bruit généré par les terrasses des établissements festifs.

Tableau 2. Ajustement du spectre de puissance acoustique pour la modélisation du bruit récréatif

| Correspondance des modèles | | |
|---|---|---|
| | Modèle « HBM » 2022 | Modèle « HBM » Somnibruit 2025 |
| Puissance acoustique appliquée aux terrasses | Lw_2022 | Lw_2022 – 5 dB (Pour prendre en compte la nouvelle méthode d'identification et de création des terrasses) |
| | Lw_2022 – 3dB (Pour considérer la totalité de l'année) | Lw_2022 – 8 dB (Pour prendre en compte la nouvelle méthode d'identification et de création des terrasses et considérer la totalité de l'année) |

Tableau 3. Spectre de puissance acoustique appliqué aux terrasses pour la modélisation du bruit récréatif dans le cadre de l'étude Somnibruit

| Puissance acoustique associée à une terrasse dans le modèle CadnaA Somnibruit (Lw/m ²) | | | | | | | | | |
|--|---------|-------|--------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|
| Bandes de fréquence | 31,5 Hz | 63 Hz | 125 Hz | 250 Hz | 500 Hz | 1 kHz | 2 kHz | 4 kHz | 8 kHz |
| Niveau de puissance acoustique Lw/m ² en dB | 52 | 57,9 | 53,9 | 59 | 62,8 | 60,1 | 55,6 | 49 | 41,3 |

Le Tableau 3 présente le spectre de puissance finalement utilisé pour la modélisation du bruit lié à la vie récréative dans le cadre de l'étude Somnibruit.

Calcul de la propagation du bruit lié à la vie récréative dans l'environnement et en façade des bâtiments

La modélisation de la propagation du bruit généré par les terrasses a été réalisée à l'aide du logiciel CadnaA en utilisant la même méthode que pour la modélisation du bruit routier (méthode CNOSSOS-EU) mise en œuvre pour la production des cartes stratégiques du bruit dans le cadre de la Directive Européenne 2002/49/CE.

L'indicateur acoustique calculé est l'indicateur réglementaire Ln représentant le niveau de bruit équivalent sur la période nocturne comprise entre 22 heures et 6 heures. Il a été évalué à une hauteur de 4 mètres par rapport au sol au niveau de points récepteurs placés en façade des bâtiments en vue de pouvoir calculer les indicateurs d'exposition de la population (voir partie 2.4.3 p. 33).

La méthode mise en œuvre pour estimer le bruit lié à la vie récréative permet de disposer, sur l'ensemble de la zone d'étude, des niveaux de bruit en Ln en façade des bâtiments au niveau de récepteurs positionnés environ tous les 5 mètres conformément la méthode CNOSSOS-EU. L'exposition des populations est ensuite fournie par plages de 1 dB(A).

2.4.3 Méthodologie de calcul des différents indicateurs d'exposition et valeurs de référence

Les indicateurs d'exposition au bruit doivent être construits à la maille géographique compatible avec l'analyse. Cet indicateur doit traduire au mieux l'exposition de la population au sein de l'unité d'analyse. L'exposition au bruit des populations est approchée par les niveaux de bruit modélisés en façade des bâtiments d'habitation selon différentes méthodes d'affectation.

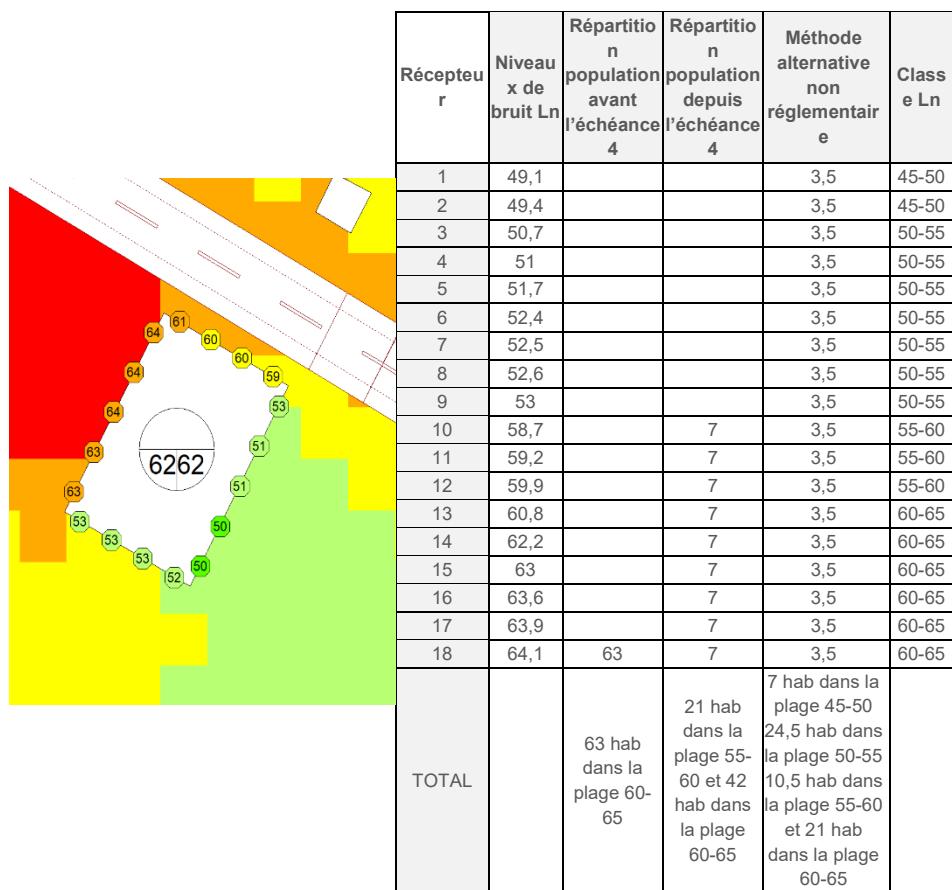
Méthodes d'affectation des niveaux de bruit à la population

La méthode commune d'évaluation du bruit CNOSSOS-EU, qui est entrée en vigueur à l'échéance 4 de la directive européenne 2002/49/CE, a fait évoluer la manière de calculer réglementairement les populations exposées au bruit. Pour les cartes stratégiques de bruit établies dans le cadre des échéances 1 à 3 de la directive européenne 2002/49/CE, la population de chaque bâtiment d'habitation se voyait affectée le niveau de bruit le plus fort calculé en façade du bâtiment. Depuis la 4^e échéance, deux cas de figure sont distingués. S'il s'agit d'habitat individuel, le mode de calcul précédemment utilisé continue de s'appliquer. En revanche, s'il s'agit de bâtiment collectif, afin de tenir compte des différences d'exposition entre les façades du bâtiment, tous les points évalués en façade dont les niveaux se situent au-dessus de la médiane, sur l'ensemble du bâtiment, sont considérés. La population est alors répartie de manière égale entre ces différents points afin de lui affecter son niveau d'exposition (méthode dite « de la médiane »).

Une autre méthode, non réglementaire, consiste à affecter la population d'un bâtiment (qu'il soit collectif ou individuel) de manière égale sur les différents niveaux de bruit en façade, ce qui permet de tenir davantage compte des façades calmes.

La Figure 8 illustre ces différents modes de calcul (réglementaire avant l'échéance 4, réglementaire depuis l'échéance 4 et méthode alternative).

Figure 8. Illustration des différents modes de calcul de l'exposition au bruit pour un bâtiment collectif



Estimation de la part de population exposée selon les valeurs de référence

La méthode d'affectation réglementaire (CNOSSOSS-EU) a été utilisée pour calculer les indicateurs synthétiques d'exposition suivants pour chaque source de bruit (route, fer, air et activités récréatives) pour chaque Iris et pour chaque commune ou arrondissement de la zone d'étude :

- La distribution de la population par plages de 1 ou 5 dB(A)⁵.
- Les nombres de personnes et les pourcentages de population en situation de dépassement des valeurs limites réglementaires.

Au sens de la directive européenne 2002/49/CE, une valeur limite est définie comme « une valeur de Lden ou Lnight (Ln) et, le cas échéant, de Lday et de Levening, déterminée par l'Etat membre, dont le dépassement amène les autorités compétentes à envisager ou à faire appliquer des mesures de réduction du bruit ; les valeurs limites peuvent varier en fonction du type de bruit (bruit du trafic routier, ferroviaire ou aérien, bruit industriel, etc.), de l'environnement, et de la sensibilité au bruit des populations ; elles peuvent aussi différer pour les situations existantes et pour les situations nouvelles (changement de situation dû à un élément nouveau concernant la source de bruit ou l'utilisation de l'environnement). »

Les valeurs limites fixées par la France en application de la directive européenne sont mentionnées dans le décret du 24 mars 2006 et l'arrêté du 4 avril 2006 modifié, relatifs à

⁵ 1 dB(A) pour les tous les types de bruit à l'exception des niveaux de bruit lié au trafic aérien évalués par plages de 5 dB(A)

l'établissement des cartes de bruit et des plans de prévention du bruit dans l'environnement.

Ces valeurs réglementaires sont les suivantes :

| Valeurs limites réglementaires | Lden | Ln |
|--------------------------------------|----------|-----------------|
| Bruit routier | 68 dB(A) | 62 dB(A) |
| Bruit ferré (voies conventionnelles) | 73 dB(A) | 65 dB(A) |
| Bruit ferré (lignes LGV) | 68 dB(A) | 62 dB(A) |
| Bruit aérien | 55 dB(A) | 50 dB(A) |

Le bruit lié aux activités récréatives n'a pas fait l'objet à ce jour de définition de valeur limite réglementaire.

Il n'existe pas non plus de valeur limite réglementaire pour le bruit cumulé.

- Les nombres de personnes en situation de dépassement des valeurs de recommandations définies par l'OMS.

Dans son rapport publié en octobre 2018 sur les lignes directrices concernant le bruit dans l'environnement, l'OMS recommande fortement, pour protéger la santé des populations, de réduire l'exposition au bruit des transports aux niveaux recommandés mentionnés dans le tableau suivant :

| Recommandations de l'OMS | Lden | Ln |
|--------------------------|----------|-----------------|
| Bruit routier | 53 dB(A) | 45 dB(A) |
| Bruit ferré | 54 dB(A) | 44 dB(A) |
| Bruit aérien | 45 dB(A) | 40 dB(A) |

Le bruit lié aux activités récréatives n'a pas fait l'objet à ce jour de définition de recommandation par l'OMS. Il n'existe pas non plus de recommandation pour le bruit cumulé.

Une recommandation de 40 dB(A) selon l'indicateur Ln a également été introduite par l'Agence européenne de l'environnement [60] dans son rapport de novembre 2023 sur la méthodologie d'évaluation des risques sanitaires liés au bruit dans l'environnement à partir des données issues de la directive sur le bruit dans l'environnement. Ce document conclut que les risques sanitaires en lien avec le bruit des transports devraient être quantifiés dès lors que les niveaux de bruit excèdent 40 dB(A) selon l'indicateur Ln, ce dernier étant considéré comme un seuil d'effet pour les perturbations du sommeil.

Pour la suite du rapport, afin de décrire l'exposition au bruit nocturne de la population, les niveaux de bruit seront mis en regard de trois types de seuils d'exposition selon l'indicateur Ln :

- Un seuil d'effet de 40 dB(A), quel que soit le type de bruit, correspondant à la recommandation de l'Agence Européenne de l'Environnement, noté par la suite « seuil EEA » pour European Environment Agency ;
- Un seuil par source de bruit correspondant aux recommandations de l'OMS de 2018, noté par la suite « OMS » ;
- Un seuil par source de bruit correspondant aux valeurs limites réglementaires prises en application de la Directive Européenne 2002/49/CE, noté par la suite « VL ».

La distribution des populations selon leur niveau d'exposition au bruit est également présentée dans ce rapport, par plages de 1 dB(A) pour le bruit des transports routier et

ferroviaire, et pour le bruit lié à la vie récréative, et par plages de 5 dB(A) pour le bruit lié au trafic aérien.

Estimation d'un indice moyen d'exposition pondéré par la population

L'approche par seuil, précédemment documentée, permet une description fine de la situation d'exposition au bruit de la population d'étude, au regard des seuils réglementaires et des recommandations sanitaires. Toutefois, pour les besoins de l'analyse statistique du lien avec l'indicateur sanitaire, il a été construit un indice moyen d'exposition au bruit pondérée par la population, l'indice AEI (Average Energetic Index).

La méthode dite « alternative » qui tient davantage compte des différences de bruit entre les façades, en considérant l'ensemble des récepteurs associés au bâtiment, a quant à elle été mise en œuvre pour calculer cet indice. Il s'agit d'un indice d'exposition inspiré d'un indicateur défini par l'Agence européenne de l'environnement (*general noise population indicator*) et présenté dans son rapport de 2010 [61]. Il a été utilisé dans plusieurs études scientifiques de la décennie 2010, notamment dans l'étude écologique réalisée dans le cadre du programme de recherche DEBATS [62] coordonnée par l'Université Gustave Eiffel et portant sur les effets du bruit des aéronefs sur la santé.

Cet indice est calculé pour chaque unité territoriale (Iris, commune ou arrondissement) en pondérant les niveaux de bruit par le nombre d'habitants exposés dans chaque intervalle de 1 dB(A). Il est calculé à partir des niveaux de bruit exprimés selon l'indicateur Ln . Ainsi, sur chaque unité territoriale de population P , l'indice AEI Ln est ainsi défini de la manière suivante :

$$Ln_{AEI} = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{\sum_k P_k} \sum_{j \geq 1} P_j 10^{\frac{Ln,j}{10}} \right)$$

où Ln,j correspond au niveau équivalent pondéré A d'exposition au bruit j selon l'indicateur Ln (la différence entre le Ln,j et le $Ln,j+1$ est égale à 1 dB(A)), P_j au nombre d'habitants du périmètre considéré exposés au niveau de bruit Ln,j et $\frac{1}{\sum_k P_k}$ au nombre total d'habitants P du périmètre considéré.

Les résultats de cet indice AEI selon l'indicateur Ln est disponible pour chaque source de bruit, ainsi que de manière cumulée pour le bruit des transports et pour l'ensemble des sources. Le bruit cumulé a été obtenu par sommation énergétique des niveaux associés à chaque source. Le bruit cumulé des transports correspond ainsi à la sommation des indicateurs AEI Ln associés au bruit routier, ferroviaire et aérien. Le bruit cumulé total correspond à la sommation énergétique des AEI Ln associés au bruit routier, ferroviaire, aérien et lié à la vie récréative. Ces indices cumulés sont définis de la manière suivante :

Pour le bruit cumulé des transports :

$$Ln_{AEI, transports} = 10 \log_{10} \left(10^{\frac{LnAEI, route}{10}} + 10^{\frac{LnAEI, ferroviaire}{10}} + 10^{\frac{LnAEI, aérien}{10}} \right)$$

Pour le bruit cumulé toutes sources :

$$Ln_{AEI, cumul toutes sources} = 10 \log_{10} \left(10^{\frac{LnAEI, transports}{10}} + 10^{\frac{LnAEI, vie récréative}{10}} \right)$$

2.5 Covariables démographiques et socio-économiques

Plusieurs études individuelles ont mis en relation l'exposition au bruit des transports et la consommation de médicaments contre les troubles du sommeil [46,63,64]. Ces dernières ont pris en compte des facteurs de confusion individuels et contextuels. En ce qui concerne les facteurs individuels, le sexe, l'âge ainsi que certains facteurs comportementaux (e.g., tabac, alcool, activité physique) et socio-économiques (travail de nuit, statut marital) apparaissent comme des déterminants importants de la consommation de médicament contre les troubles du sommeil. A cela s'ajoutent la densité d'habitat et le niveau de désavantage social, qui constituent des facteurs contextuels déterminants de cette consommation [65].

Deux études écologiques françaises portant respectivement sur les effets du bruit environnemental sur le risque de mortalité infantile et le risque de décès mobilisent l'indicateur composite French Deprivation Index (Fdep) pour la prise en compte du désavantage social [62,66].

Le sexe, l'âge réparti en huit classes (18-24, 25-34, 35-44, 45-49, 50-54, 55-64, 65-74 et 75-79 ans⁶), le désavantage social (Fdep) à l'échelle de l'Iris, la densité d'habitat à l'échelle de l'Iris et la part de la population ayant déclaré un médecin traitant à l'échelle de la commune ont été retenues comme facteurs de confusion. Les facteurs comportementaux n'ont pas été inclus faute de données suffisamment précises ainsi que des facteurs socio-économiques comme le travail de nuit ou le statut marital.

2.5.1 Indice de désavantage social Fdep

L'indice français de désavantage social, Fdep pour French DEPrivation index, a été élaboré par l'Inserm à partir des données du recensement de la population, pour fournir un indicateur géographique en population générale du désavantage social spécifiquement adapté aux études de santé sur la population française [67].

Il est construit en utilisant les données disponibles à l'échelle des Iris sur l'ensemble du territoire et respecte les propriétés suivantes : unidimensionnel, maximisant la représentation de l'hétérogénéité de ses composantes et fortement associé avec ses composantes au sein de chaque tranche d'unité urbaine (TUU). Quatre variables ont été retenues :

- Le revenu médian par unité de consommation dans le ménage,
- Le pourcentage de diplômés de niveau bac+2 dans la population de plus de 15 ans non scolarisée,
- Le pourcentage d'ouvriers et d'employés dans la population active de 15-64 ans,
- Le pourcentage de chômeurs dans la population active de 15-64 ans.

Alors que les deux premières variables représentent une dimension positive du désavantage social, les deux dernières en représentent une dimension négative. Ces variables ont été choisies au regard de travaux précédents et représentent des dimensions fondamentales du niveau socioéconomique, comparables entre les TUU, et fortement associées entre elles au sein de chaque TUU et entre les TUU. L'indice FDep a été défini comme la première composante de l'analyse en composante principale (ACP) de ces quatre variables.

Ainsi, cet indice a été utilisé pour caractériser le statut socio-économique de chaque Iris ainsi que de chaque commune et arrondissement parisien, réparti en quintile (1 :

⁶ Pour certaines analyses, ces catégories ont été simplifiées en quatre classes : 18-34, 35-49, 50-64 et 65-79 ans.

communes ou Iris les moins défavorisées, 5 : communes ou Iris les plus défavorisées) [68].

2.5.2 Densité d'habitat

La densité de population à l'Iris au km² est égale au rapport de la population de l'Iris sur la surface de l'Iris en km². Le logarithme de la densité de population a été introduit dans les modèles à la place de la densité de population pour prendre en compte la grande variabilité de la densité de population d'un Iris à l'autre.

2.5.3 Part de la population ayant déclaré un médecin traitant

Nous avons également identifié les « habitudes » de recours aux soins comme éventuel facteur de confusion. En effet, notre indicateur sanitaire, construit à partir des données de remboursements de médicaments, ne documente que les troubles du sommeil pris en charge par l'assurance maladie. Or, il peut exister un biais si la population privilégie l'automédication et/ou si elle rencontre des difficultés d'accès aux soins. Afin d'approcher ce phénomène, nous avons pris en compte, à l'échelle de la commune, le pourcentage de bénéficiaires de l'Assurance Maladie ayant déclaré un médecin traitant.

2.6 Analyses statistiques

L'objectif principal de l'étude Somnibruit vise à mettre en relation le taux de patients ayant reçu des remboursements de médicaments prescrits pour les troubles chroniques du sommeil (indicateur de santé) avec les niveaux d'exposition au bruit environnemental et à explorer les différences éventuellement observées dans ces relations en fonction des sources de bruit, tout en tenant compte des facteurs de confusion.

Afin compléter de mieux appréhender l'influence des facteurs socio-démographiques sur l'indicateur sanitaire d'une part et sur les expositions au bruit environnemental d'autre part, en préambule, des analyses spécifiques ont été menées.

Le traitement des données ainsi que les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du logiciel R (version 4.4.2).

2.6.1 Analyses descriptives de l'indicateur de santé et influence des facteurs socio-démographiques

Le taux brut de patients ayant reçu des psychotropes à visée hypnotique pour 1 000 habitants (%) a ensuite été calculé pour chaque sous-catégorie d'âge et de sexe, en divisant le nombre de cas identifiés agrégés à leur commune de résidence par le nombre de bénéficiaires dans chacune de ces sous-catégories dans la même unité géographique. Les données de 2015 à 2021 ont été utilisées pour évaluer l'évolution annuelle du taux brut de patients ayant reçu des psychotropes à visée hypnotique par sexe, tandis que celles de 2017 à 2019 ont servi à décrire les classes de psychotropes à visée hypnotique délivrés et remboursés, l'évolution annuelle du taux de patients ayant reçu des psychotropes à visée hypnotique, et à analyser l'influence des covariables démographiques et socio-économiques.

Des modèles de régression logistique multivariés ont été utilisés pour évaluer les disparités démographiques et socio-économiques dans le remboursement de médicaments psychotropes à visée hypnotique. La variable dépendante correspondait au taux brut de patients ayant reçu des psychotropes à visée hypnotique, calculé pour chaque sexe et classe d'âge, en moyenne par an entre 2017 et 2019. Ce taux était modélisé sous forme d'une réponse binomiale groupée (cas=1 et non cas=0). Un premier modèle a été ajusté selon le sexe, la classe d'âge et le quintile de l'indice de désavantage social pour chaque commune (variables catégorielles). Ce modèle a ensuite été ajusté pour chaque sexe séparément afin d'évaluer d'éventuelles différences dans les associations entre le remboursement de psychotropes à visée hypnotique, les classes

d'âge et le quintile de l'indice de désavantage social de la commune de résidence. L'absence de multicolinéarité a été vérifiée (*variance inflation factor* < 5). Le test de Wald a été utilisé pour évaluer la significativité des odds-ratio (OR) avec un seuil fixé à $p < 0,05$. Une comparaison deux à deux entre les modalités de chaque facteur a été réalisée avec une correction de Holm (fonction "emmeans" et "contrast" du package R "emmeans").

2.6.2 Analyses descriptives de l'indicateur d'exposition au bruit et des liens avec le désavantage social

Le nombre d'individus exposés par plages de niveaux⁷ de bruit selon l'indicateur d'exposition Ln à l'échelle de l'Iris a été calculé pour les différentes sources de bruit (route, fer, aérien et vie récréative), le bruit cumulé des transports (route + fer + aérien) et le bruit cumulé toutes sources (route + fer + aérien + vie récréative). Le nombre d'individus exposés à des niveaux de bruit excédant les recommandations OMS par type de source de bruit a ensuite été estimé (i.e., route : 45 dB(A), fer : 44 dB(A), air : 40 dB(A)), ainsi que celles dépassant les valeurs limites réglementaires adoptées par la France prises en application de la directive européenne 2002/49/CE [53] pour chaque source de bruit (i.e., route : 62 dB(A), fer : 65 dB(A), air : 50 dB(A)). En l'absence de recommandations de l'OMS et de valeurs limites légales pour le bruit lié à la vie récréative en France, celles relatives au bruit routier ont été appliquées comme référence la plus prudente. Ce choix se justifie également par le fait que le bruit lié à la vie récréative est, sur le plan temporel, plus similaire au bruit routier qu'au bruit ferroviaire ou aérien, ces derniers étant liés à des événements ponctuels qui se répètent de manière plus ou moins régulière. Le seuil de 40 dB(A) a été suggéré comme le niveau le plus bas ayant un effet néfaste observé pour le bruit nocturne, associé à des troubles du sommeil auto-déclarés, à l'insomnie environnementale et à une utilisation accrue de somnifères et de sédatifs [11,34].

Un modèle de régression linéaire multivarié a été développé pour comparer le niveau de bruit environnemental entre les quintiles de l'indice de désavantage social (variable catégorielle à l'échelle de l'Iris) après ajustement selon la part de population ayant déclaré un médecin traitant et le logarithme de la densité d'habitat. Une analyse de la variance (fonction "anova_test" du package R "rstatix") a été réalisée sur ce modèle pour évaluer l'effet principal du quintile de l'indice de désavantage social sur le niveau de bruit. Lorsqu'il était significatif, des comparaisons post-hoc par paire des moyennes marginales estimées entre les quintiles ont été effectuées avec une correction de Bonferroni (fonction "emmeans_test" du package R "rstatix").

Par ailleurs, des coefficients de corrélation de Pearson ont été calculés pour estimer les potentielles corrélations entre les différentes sources de bruit environnemental (fonctions "cor" du package R "stats").

2.6.3 Relation entre l'exposition au bruit et l'indicateur de santé

La relation entre le taux standardisé sur l'âge, tous sexes, de patients ayant reçu des psychotropes à visée hypnotique et l'exposition au bruit a été évaluée à l'aide de modèles additifs généralisés à effets mixtes (GAMMs, fonction "gam" du package "mgcv") comprenant l'Iris comme effet aléatoire pour prendre en compte la non-indépendance des données au niveau des Iris [69]. Ils ont été estimés à l'aide de la méthode REML (Restricted Maximum Likelihood). Plusieurs modèles ont été construits (Tableau 4).

Un premier modèle GAMM (modèle A1) a été ajusté en incluant chaque source de bruit (routier, aérien, ferroviaire et récréatif) comme effet fixe. Un second modèle GAMM a ensuite été ajusté pour les sources de bruit de transport combinées (routier, ferroviaire et aérien) (modèle A2), ainsi que pour l'ensemble des sources (routier, ferroviaire, aérien et récréatif) (modèle A3). Le taux standardisé selon l'âge, tous sexes, de patients ayant été

⁷ 1 dB(A) pour tous les types de bruit à l'exception des niveaux de bruit lié au trafic aérien évalués par plages de 5 dB(A)

remboursés pour des médicaments psychotropes à visée hypnotique a été utilisée comme variable dépendante, afin de tenir compte des différences d'âge entre unités Iris. Cette standardisation selon l'âge correspond au rapport entre le nombre observé de patients dans chaque Iris et le nombre attendu si l'Iris avait la même structure d'âge que la population de référence (voir encadré ci-dessous).

Encadré 2 . Un taux standardisé et taux brut

Un taux standardisé est le rapport du nombre de cas observés dans une population donnée au nombre de cas attendus si elle avait présenté la même structure que la population standard. Les taux standardisés sont utilisés pour comparer les taux entre deux ou plusieurs populations. La standardisation est nécessaire quand les populations sont différentes entre elles au regard de certaines caractéristiques de base comme l'âge, le statut socio-économique. Ici la standardisation est directe suivant l'âge de la population de référence France au recensement de la population de 2006. Un taux brut est le rapport du nombre de cas observés dans une population donnée au nombre de personnes exposées dans cette population.

Tableau 4 : Modèles utilisés pour l'analyse de la relation entre l'exposition au bruit environnemental et le taux de patients ayant reçu des psychotropes à visée hypnotique.

| Modèles | Variable à expliquer | Indicateur(s) d'exposition | Facteurs de confusion | Interactions |
|--|---|---|---|---------------------------------|
| Analyse principale | | | | |
| A1 | Taux standardisé sur l'âge, tous sexes, de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique (c) | Ln AEI route (i) Ln AEI fer (i) Ln AEI aérien (i) Ln AEI récréatif (i) Ln AEI transport (i) | Fdep en quintile (i) Densité d'habitat (i) (logarithme) (i) Part de bénéficiaires ayant déclaré un médecin traitant (c) | - |
| A2 | | Ln AEI total (i) | | |
| A3 | | | | |
| Analyse des interactions | | | | |
| B1 | | | | Fdep en quintile (i) |
| B2 | | | Densité d'habitat (i) (logarithme) (i) | Age (c) |
| B3 | Taux brut de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique (c) | Ln AEI total (i) | Part de bénéficiaires ayant déclaré un médecin traitant (c) | Sexe (c) |
| B4 | | | | Sexe (c) × âge (c) |
| B5 | | | | Sexe (c) × Fdep en quintile (i) |
| Analyse mono-source | | | | |
| C1 | | Ln AEI route(i) | Fdep en quintile (i) | |
| C2 | Taux standardisé sur l'âge, tous sexes, de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique (c) | Ln AEI fer(i) | Densité d'habitat (i) (logarithme) (i) | - |
| C3 | | Ln AEI aérien (i) | Part de bénéficiaires ayant déclaré un médecin traitant (c) | |
| C4 | | Ln AEI récréatif (i) | | |
| (c) indicateur estimé à la commune (i) indicateur estimé à l'Iris | | | | |

Ces modèles ont été ajustés pour les facteurs de confusion sociodémographiques et économiques suivants : le quintile de l'indice de désavantage social (variable catégorielle), la proportion de la population déclarant un médecin traitant, et le logarithme de la densité de population.

Trois autres modèles GAMM ont été employés pour évaluer séparément les effets principaux du sexe, de l'âge et du quintile de l'indice de désavantage social sur le taux standardisé selon l'âge, tous sexes, de patients ayant été remboursés pour des médicaments psychotropes à visée hypnotique, ainsi que leurs interactions avec l'exposition combinée à toutes les sources de bruit (routier, ferroviaire, aérien et récréatif) (modèles B1, B2 et B3). Deux autres modèles GAMM ont ensuite été ajustés, chacun incluant une interaction à trois facteurs : sexe \times âge \times exposition combinée à toutes les sources de bruit, et sexe \times quintile de l'indice de désavantage social \times exposition combinée, afin d'examiner si les effets de l'âge et du désavantage social différaient entre les hommes et les femmes selon les niveaux d'exposition au bruit nocturne toutes sources combinées (modèles B4 et B5). Ces modèles comprenaient les mêmes facteurs de confusion : la proportion de la population déclarant un médecin traitant, et le logarithme de la densité de population.

Enfin, quatre autres modèles alternatifs mono-sources ont également été testés construits comme les modèles A mais en considérant séparément chacune des sources de bruit (modèles C1, C2, C3 et C4).

Une fonction spline de lissage a d'abord été incluse dans les modèles pour chaque source de bruit afin de tenir compte d'éventuels relations non linéaires avec le taux standardisé selon l'âge de patients ayant été remboursés pour des médicaments psychotropes à visée hypnotique. Comme les résultats indiquaient des relations approximativement linéaires, la fonction spline a ensuite été retirée. La colinéarité entre les variables indépendantes a été vérifiée pour chaque modèle, et tous les facteurs d'inflation de la variance (VIF) étaient inférieurs à 5, indiquant une faible colinéarité. Les résultats des modèles GAMM sont présentés sous forme d'estimations accompagnées d'intervalles de confiance à 95 % (IC), représentant la variation absolue du nombre de patients (pour 1 000 habitants) remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique par augmentation de 5 dB(A) du niveau de bruit. Le seuil de significativité statistique a été fixé à $p < 0,05$.

2.7 Estimation des bénéfices potentiels de réduction du bruit selon différents scénarios

A des fins d'aide à l'interprétation des résultats, et à titre illustratif, les réductions potentielles de patients remboursés pour des médicaments psychotropes à visée hypnotique de plusieurs scénarios de diminution du bruit ont été estimées.

Ces estimations ont été calculées selon le rapport entre la prédiction (fonction "predict" du package R "stats") du taux de patients bénéficiant de psychotropes à visée hypnotique à partir du niveau de bruit réel et la prédiction du taux de patients selon le scénario de réduction du bruit défini. Le rapport entre deux prédictions issues du modèle a été préféré à un rapport brut pour prendre en compte l'ajustement du modèle selon chaque source de bruit et les facteurs de confusion suivants : le quintile de l'indice de désavantage social, la proportion de la population déclarant un médecin traitant, et le logarithme de la densité de population.

3 | RÉSULTATS

LES POINTS ESSENTIELS

- > Sur la période 2017-2019, 513 276 Franciliens de la zone dense francilienne ont reçu chaque année au moins une délivrance remboursée de médicaments psychotropes à visée hypnotique, soit un taux brut de 6,5 % ;
- > Selon les types de sources, les expositions au bruit environnemental sont inégalement réparties sur le territoire, avec une forte prévalence de dépassements des valeurs de référence, en particulier pour le bruit routier ;
- > Les analyses multivariées montrent une association statistiquement significative entre l'exposition au bruit environnemental et le taux de patients ayant reçu des remboursements de médicaments psychotropes à visée hypnotique, pour toutes les sources de bruit considérées.

3.1 Taux de remboursement de psychotropes à visée hypnotique

3.1.1 Substances/spécialités pharmaceutiques délivrées et nombre de patients ayant reçu des remboursements pour troubles chroniques du sommeil (2017-2019)

Parmi les 381 spécialités pharmaceutiques identifiées, 248 furent délivrées. Les psycholeptiques (N5) constituaient le groupe de médicaments le plus délivré, avec 21 007 553 délivrances (88,3 %), suivi des psychoanaleptiques (N6 ; n = 1 500 254 ; 6,3 %), des antihistaminiques à usage systémique (R06 ; n = 670 555 ; 2,8 %) et autres médicaments (V03AX) ou sans code ATC (Z ; n = 623 014 ; 2,6 %) (Tableau 5)).

Le remboursement de psychotropes à visée hypnotique pour troubles chroniques du sommeil dans la zone dense francilienne a concerné 513 276 habitants en moyenne et par an entre 2017 et 2019, soit un taux brut de 6,5 %.

Le taux annuel moyen standardisé sur l'âge tous sexes est de 49 %, le taux moyen étant de 36 % chez les hommes et de 62 % chez les femmes sur la période 2017-2019 (Tableau 6). La distribution communale de ces taux est présentée dans la Figure 9. Ce taux varie entre 21 et 65 % chez les hommes et entre 35 et 99 % chez les femmes.

Tableau 5. Nombre de délivrances de substances et spécialités pharmaceutiques psychotropes à visée hypnotique dans la zone dense francilienne (2017-2019), remboursées par l'Assurance Maladie, regroupées par classe selon leur libellé et leur code anatomique, thérapeutique et chimique (ATC)

| Classification (code) ATC | Nombre de remboursements (moyenne annuelle 2017-2019) |
|---|---|
| Psycholeptiques (N05) | 21 007 553 (88 %) |
| N05BA01 — Diazépam | 761 943 |
| N05BA04 — Oxazépam | 1 143 642 |
| N05BA05 — Clorazépate potassique | 262 141 |
| N05BA06 — Lorazépam* | 1 374 334 |
| N05BA08 — Bromazépam | 3 138 101 |
| N05BA09 — Clobazam | 359 944 |
| N05BA11 - Prazépam | 1 075 354 |
| N05BA12 — Alprazolam | 3 802 808 |
| N05BA18 — Loflazépate d'éthyle | 67 157 |
| N05BA21 — Clotiazépam | 134 380 |
| N05BB01 — Hydroxyzine* | 1 892 114 |
| N05CD02 — Nitrazépam* | 26 078 |
| N05CD04 — Estazolam* | 38 694 |
| N05CD06 — Lormétazepam* | 824 832 |
| N05CD11 — Loprazolam* | 225 627 |
| N05CF01 — Zopiclone* | 3 502 972 |
| N05CF02 — Zolpidem* | 2 376 905 |
| N05CF04 — Eszopiclone* | 0 |
| N05CM09 — Valériane* | 527 |
| Psychoanaleptiques (N06) | 1 500 254 (6 %) |
| N06AA06 — Trimipramine | 14 497 |
| N06AA09 — Amitriptyline | 482 464 |
| N06AA12 — Doxépine | 5 128 |
| N06AX03 — Miansépine | 556 724 |
| N06AX11 — Mirtazapine | 394 517 |
| N06AX22 — Agomélatine | 46 924 |
| Antihistaminiques à usage systémique (R06) | 670 555 (3 %) |
| R06AD01 — Alimémazine* | 667 690 (3 %) |
| R06AD02 — Prométhazine | 2 865 |
| Tous autres médicaments | 623 014 |
| V03AX -- Autres médicaments ^{1*} | 620 474 |
| Z -- Pas de code ATC attribué ^{2*} | 2 540 |
| TOTAL | 23 801 376 |

¹Aubépine, valériane, passiflore.

²Composé de valériane, passiflore, aubépine et ballote.

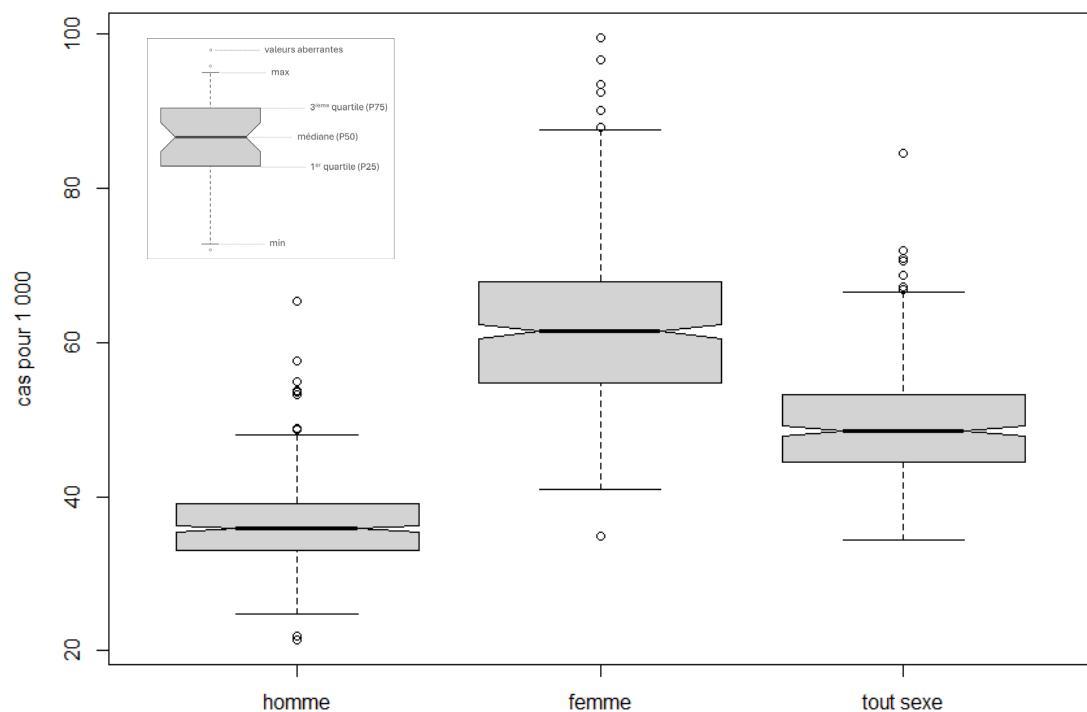
*Spécialités disposant d'une AMM spécifique pour les troubles du sommeil ou l'insomnie.
Code ATC : code anatomique, thérapeutique et chimique.

Note : Les patients ayant reçu des psycholeptiques anxiolytiques dérivés des benzodiazépines (N05BA) et/ou des psycho-analeptiques antidépresseurs (N06A) à une posologie > 1 fois/jour ont été exclus, cette fréquence pouvant indiquer une utilisation autre que pour traiter un trouble chronique du sommeil de type insomnie.

Tableau 6. Distribution du taux annuel moyen de patients ayant reçu des remboursements de psychotropes à visée hypnotique pour troubles chroniques du sommeil chronique standardisé sur l'âge (%)

| Taux standardisés | Minimum | 1 ^{er} quartile (P25) | Médiane P50 | Moyenne | 3 ^e quartile P75 | Maximum |
|-------------------|---------|--------------------------------|-------------|---------|-----------------------------|---------|
| Hommes | 21 | 33 | 36 | 36 | 39 | 65 |
| Femmes | 35 | 55 | 61 | 62 | 68 | 99 |
| Tout sexe | 34 | 44 | 48 | 49 | 53 | 85 |

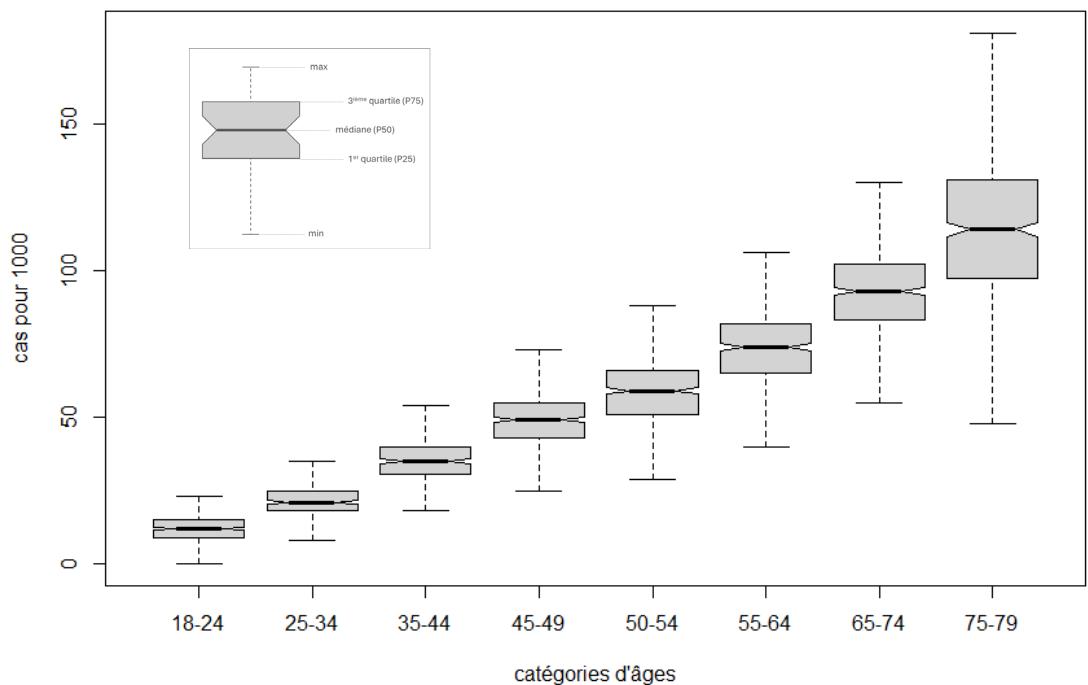
Figure 9 : Distribution du taux communal standardisé sur l'âge de patients traités* pour troubles chroniques du sommeil chronique (moyenne annuelle 2017-2019)



*ayant reçu des remboursements de psychotropes à visée hypnotique

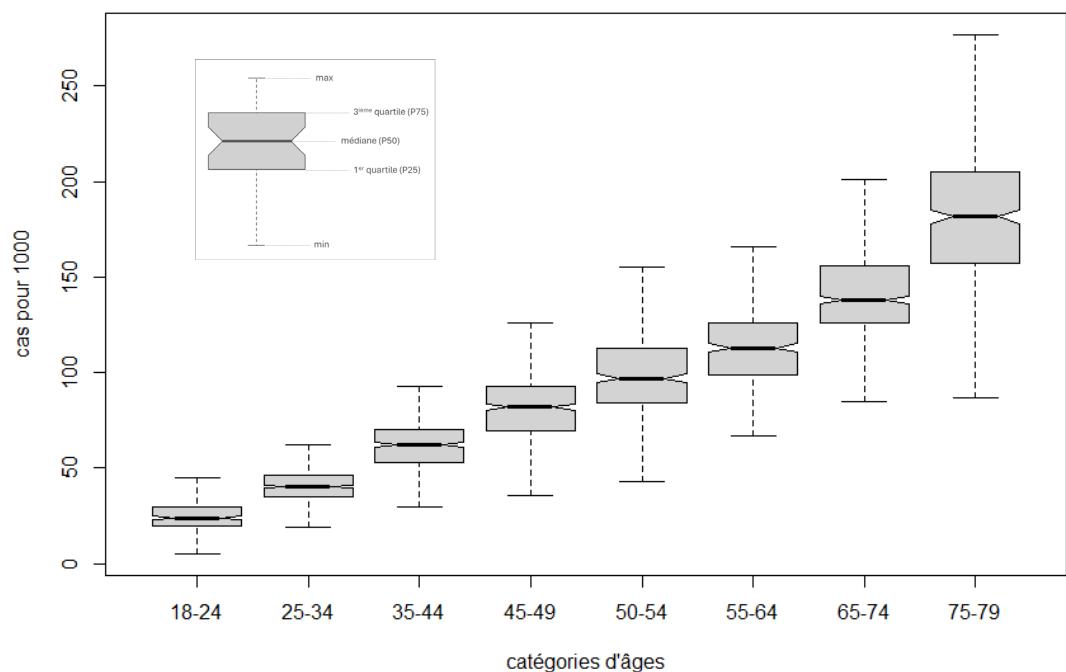
Des taux bruts par catégorie d'âges et de sexe ont également été estimés (Figure 10 et Figure 11) à la commune sur la période 2017-2019. Les taux moyens augmentent de manière continue avec l'âge et sont par ailleurs plus élevés chez les femmes.

Figure 10. Distribution du taux brut annuel moyen de patients traités* pour troubles chroniques du sommeil par catégorie d'âges chez les hommes à la commune (2017-2019)



*ayant reçu des remboursements de psychotropes à visée hypnotique

Figure 11. Distribution du taux brut annuel moyen de patients traités* pour troubles chroniques du sommeil par catégorie d'âges chez les femmes à la commune (2017-2019)



*ayant reçu des remboursements de psychotropes à visée hypnotique

3.1.2 Représentation spatiale de l'indicateur

La représentation spatiale dans la zone d'étude du taux standardisé sur l'âge de patients ayant reçu un remboursement de psychotropes à visée hypnotique pour un trouble du sommeil chronique standardisé sur l'âge sur la période 2017-2019, respectivement chez les hommes et les femmes est présentée dans la Figure 12.

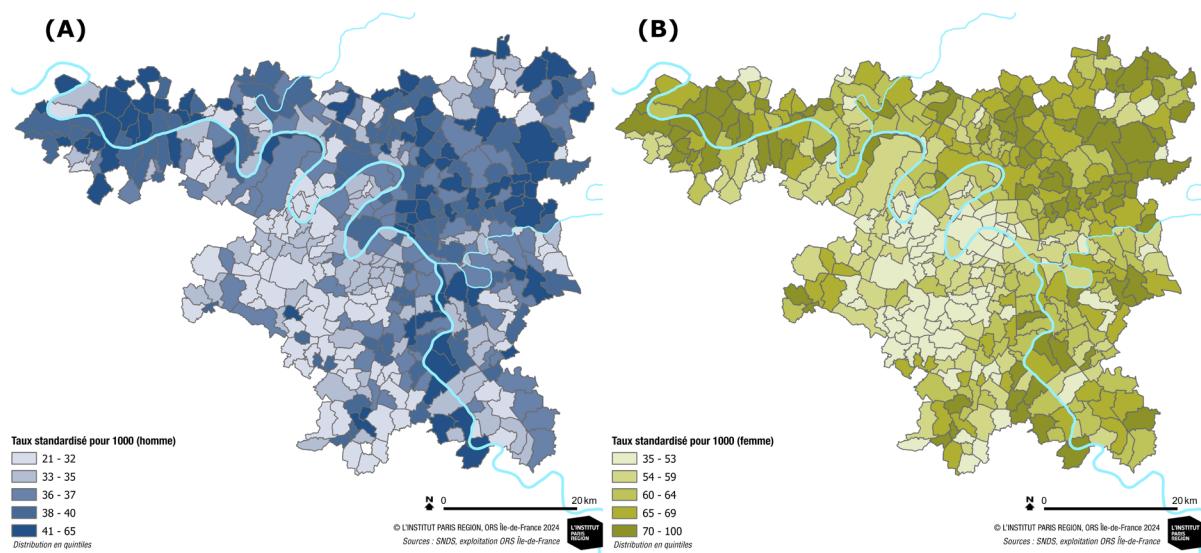
Ces cartographies illustrent une variabilité territoriale importante de ce taux sans pouvoir dégager de tendance si ce n'est un secteur à l'ouest de Paris où les taux apparaissent plus faibles.

3.1.3 Evolution annuelle (2015-2021) et mensuelle (2017-2019)

La Figure 13A présente le taux brut annuel de patients ayant reçu des psychotropes à visée hypnotique entre 2015 et 2021 et par sexe. Quelle que soit l'année, ce taux était plus élevé chez les femmes que chez les hommes avec une différence moyenne de 32 %. Il a progressivement diminué entre 2016 et 2021, de manière plus prononcée chez les femmes (-19,5 %) que chez les hommes (-16,7 %).

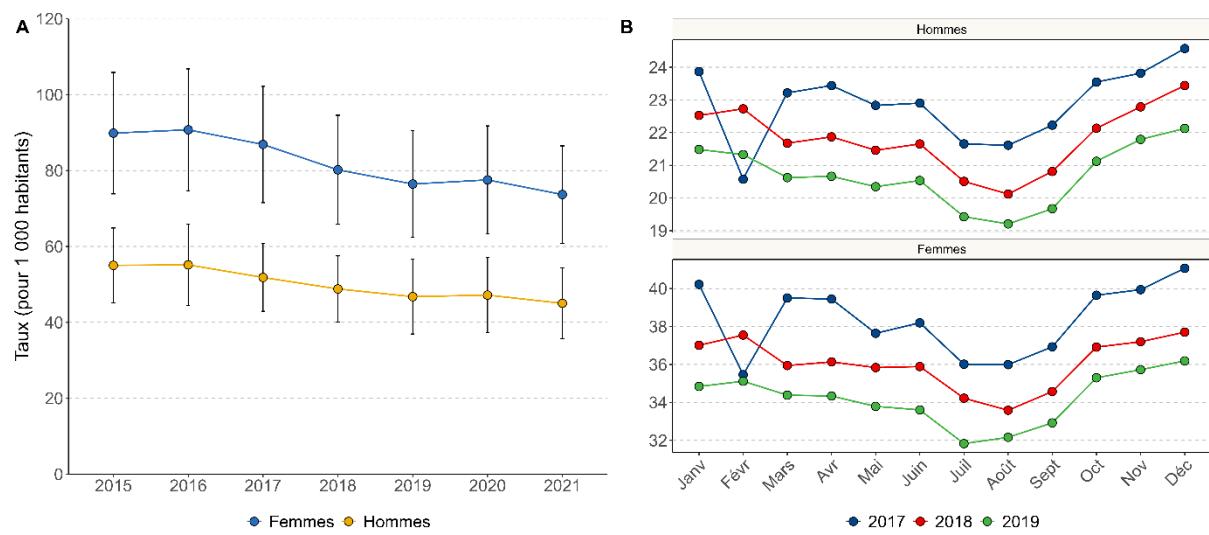
Une analyse de l'évolution mensuelle sur la période 2017-2019 montre que quels que soient l'année et le sexe, une diminution du taux brut de patients ayant bénéficié de psychotropes à visée hypnotique est observée de juin à septembre, correspondant à la saison estivale, et était la plus élevée d'octobre à janvier (+10,4 % par rapport à la période juin-septembre ; Figure 13B).

Figure 12. Cartographie du taux standardisé sur l'âge de patients ayant reçu des psychotropes à visée hypnotique dans la zone dense francilienne (2017-2019), standardisé sur l'âge, chez les hommes (A) et les femmes (B)



Note : les taux sont catégorisés en quintile, les catégories sont donc différentes pour chaque sexe et ne sont pas directement comparables sur ces cartes

Figure 13. Evolution annuelle (A) du taux brut de patients ayant reçu des remboursements de psychotropes à visée hypnotique entre 2015 et 2021 et mensuelle entre 2017 et 2019 (B), par sexe



Note : Pour l'année 2017, la chute du taux de patients en février est possible due à un mouvement de grève des pharmaciens d'officine

3.1.4 Facteurs associés au taux de patients ayant reçu des remboursements de psychotropes à visée hypnotique (2017-2019)

Le sexe, la classe d'âge et l'indice de désavantage social étaient associés significativement au remboursement de psychotropes à visée hypnotique sur la période 2017-2019 ($p < 0,001$) (Tableau 7). Le taux brut de patients ayant reçu au moins un remboursement, en moyenne par an entre 2017 et 2019, était plus élevé chez les femmes que chez les hommes (OR : 1,64 ; intervalle de confiance [IC] à 95% : 1,63 – 1,65 ; $p < 0,001$). Il augmentait significativement à chaque classe d'âge, dès 25-34 ans (OR : 1,61 [1,58 – 1,63] ; $p < 0,001$) et était le plus important chez les 75-79 ans (OR : 9,06 [8,93 – 9,20] ; $p < 0,001$), en référence aux 18-24 ans. Ce taux augmentait significativement avec le désavantage social des communes, avec un OR de 1,09 (1,05 – 1,12 ; $p < 0,001$) pour les communes classées quintile 2 et atteignant 1,28 (1,24 – 1,33 ; $p < 0,001$) pour celles classées quintile 5, en comparaison du quintile 1. Seul les taux pour les communes classées quintiles 4 et 5 ne différaient pas significativement ($p = 0,42$).

L'association positive entre le taux brut de patients ayant reçu au moins un remboursement de psychotropes à visée hypnotique, l'âge et l'indice de désavantage social a été observée chez les hommes comme chez les femmes, à une différence près : chez les hommes, le taux était plus élevé à partir du quintile 3 de l'indice de désavantage social (OR : 1,08 [1,04 – 1,12] ; $p < 0,001$), tandis qu'il augmentait dès le quintile 2 chez les femmes (OR : 1,12 [1,09 – 1,17] ; $p < 0,001$), en comparaison avec le quintile 1. Ce taux n'était significativement pas différent entre les communes classées quintiles 4 et 5, chez les hommes ($p = 0,87$) comme chez les femmes ($p = 0,18$).

Résultats

Tableau 7. Nombre et taux brut pour 1 000 habitants, de patients ayant reçu un remboursement de psychotropes à visée hypnotique dans la zone dense francilienne (2017-2019) et facteurs démographiques et socio-économiques associés

| Co variables | Tous ¹ | | Hommes ² | | Femmes ² | |
|--|---------------------|-----------------------|---------------------|-----------------------|---------------------|-----------------------|
| | N (% ³) | ORa [IC 95%] | N (% ³) | ORa [IC 95%] | N (% ³) | ORa [IC 95%] |
| Sexe*** | | | | | | |
| Homme (réf.) | 287 987 (48) | - 1 - | | | | |
| Femme | 481 955 (77) | 1,64*** [1,63 – 1,65] | | | | |
| Classe d'âge*** | | | | | | |
| 18-24 ans (réf.) | 25 211 (19) | - 1 - | 8 317 (13) | - 1 - | 16 894 (25) | - 1 - |
| 25-34 ans | 79 215 (30) | 1,61*** [1,58 – 1,63] | 27 693 (22) | 1,71*** [1,67 – 1,76] | 51 522 (38) | 1,55*** [1,52 – 1,58] |
| 35-44 ans | 116 997 (48) | 2,64*** [2,60 – 2,68] | 44 171 (36) | 2,89*** [2,83 – 2,96] | 72 826 (60) | 2,51*** [2,47 – 2,56] |
| 45-49 ans | 74 984 (65) | 3,67*** [3,62 – 3,73] | 29 156 (50) | 4,09*** [3,99 – 4,19] | 45 828 (80) | 3,47*** [3,40 – 3,53] |
| 50-54 ans | 85 291 (79) | 4,50*** [4,44 – 4,56] | 32 485 (61) | 5,01*** [4,89 – 5,13] | 52 806 (97) | 4,25*** [4,18 – 4,33] |
| 55-64 ans | 172 008 (94) | 5,41*** [5,33 – 5,48] | 66 169 (75) | 6,30*** [6,16 – 6,45] | 105 839 (111) | 4,96*** [4,87 – 5,04] |
| 65-74 ans | 156 294 (118) | 6,97*** [6,88 – 7,07] | 58 740 (95) | 8,10*** [7,92 – 8,29] | 97 554 (138) | 6,42*** [6,31 – 6,53] |
| 75-79 ans | 59 942 (148) | 9,06*** [8,93 – 9,20] | 21 256 (115) | 10,1*** [9,83 – 10,4] | 38 686 (175) | 8,57*** [8,41 – 8,73] |
| Indice de désavantage social de la commune de résidence (quintile)*** | | | | | | |
| 1 (réf.) | 142 650 (58) | - 1 - | 54 616 (47) | - 1 - | 88 034 (68) | - 1 - |
| 2 | 140 147 (60) | 1,09*** [1,05 – 1,12] | 52 991 (47) | 1,01 [0,98 – 1,05] | 87 156 (72) | 1,12*** [1,09 – 1,17] |
| 3 | 154 084 (65) | 1,21*** [1,17 – 1,24] | 56 758 (49) | 1,08*** [1,04 – 1,12] | 97 326 (80) | 1,29*** [1,25 – 1,33] |
| 4 | 171 003 (66) | 1,27*** [1,23 – 1,31] | 63 051 (50) | 1,14*** [1,10 – 1,18] | 107 952 (82) | 1,34*** [1,30 – 1,39] |
| 5 | 162 058 (66) | 1,28*** [1,24 – 1,33] | 60 571 (49) | 1,15*** [1,10 – 1,19] | 101 487 (84) | 1,37*** [1,33 – 1,43] |

¹Modèle ajusté selon le sexe, la classe d'âge, et le quintile de l'indice de désavantage social de la commune de résidence ; ² Modèle ajusté selon la classe d'âge et l'indice de désavantage social ; ³Taux pour 1 000 habitants. Abréviations : ORa : Odds-ratio ajusté ; IC : intervalle de confiance à 95%. Notes : quintile 1 = communes les moins défavorisées ; quintile 5 : communes les plus défavorisées. ***p < 0,001.

3.2 Exposition au bruit environnemental

3.2.1 Cartographie et analyses descriptives

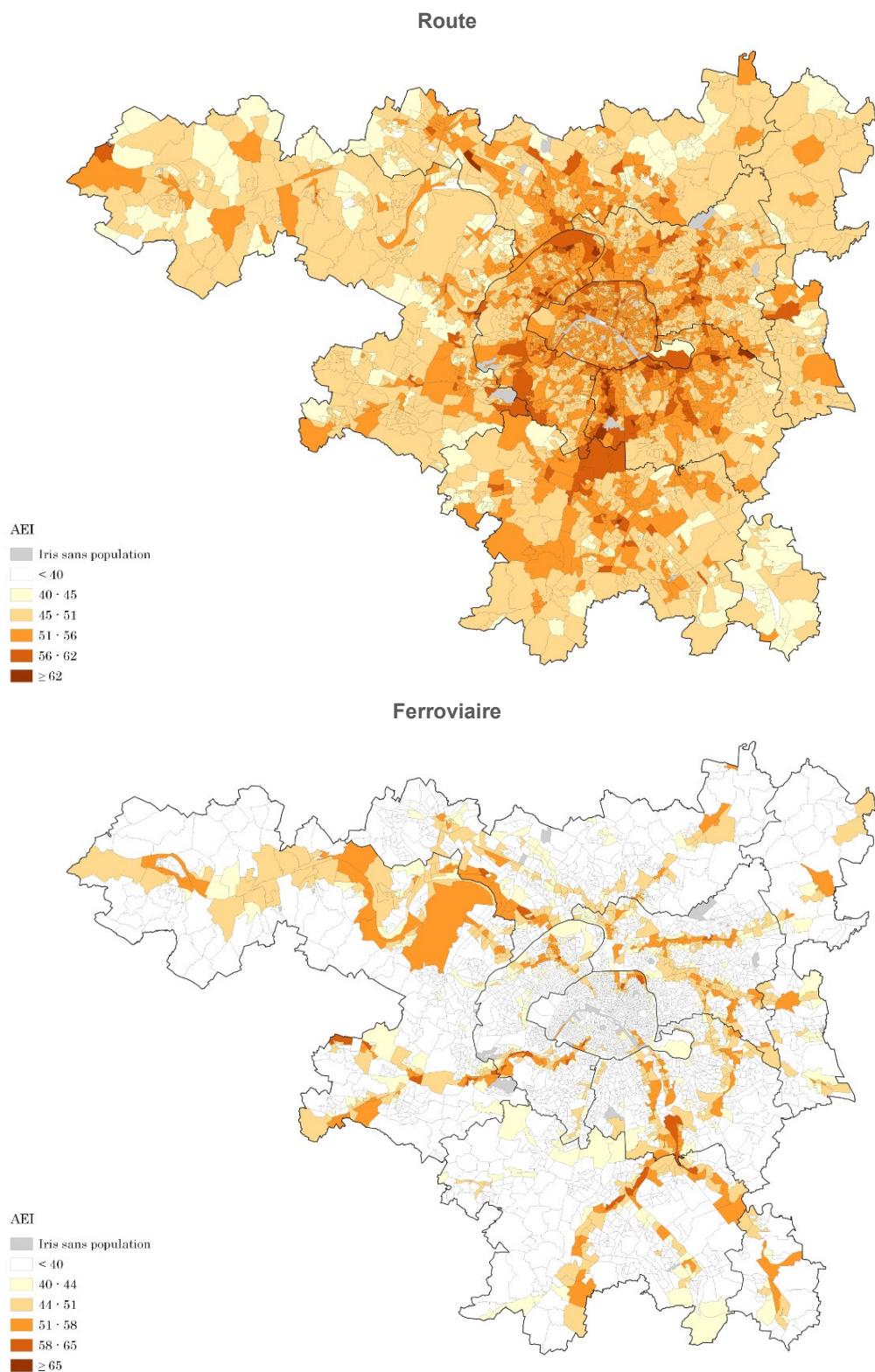
Les représentations spatiales, dans la zone d'étude, des différents indicateurs d'exposition à l'échelle de l'Iris sont présentées dans les figures suivantes. Les représentations spatiales des indicateurs d'exposition (AEI et taux de dépassement) produites à l'échelle de la commune (ou arrondissement pour Paris) ainsi que des cartographies des taux de populations en situation de dépassement des valeurs de référence (recommandations OMS et valeurs limites réglementaires) figurent en Annexe 1.

Cartographies à l'Iris de l'indicateur d'exposition AEI selon l'indicateur Ln

Les cartes sont présentées par plages de niveaux **de l'indicateur AEI Ln** pour les différentes sources de bruit (route, fer, aérien et vie récréative), pour le bruit cumulé des transports (route + fer + aérien) ainsi que le bruit cumulé toutes sources (route + fer + aérien + vie récréative).

Ces plages de niveaux **de l'indicateur AEI Ln** sont ajustées selon les valeurs de référence associées à la source de bruit (recommandation OMS et valeur limite réglementaire prise en application de la Directive Européenne 2002/49/CE). Ainsi, les plages représentées sont différentes selon la source de bruit.

Figure 14. Cartographie, à l'échelle de l'Iris, de l'indicateur AEI en Ln pour chaque source de bruit (route, fer, aérien, vie récréative)



Note : les plages de valeurs en AEI Ln tiennent compte des différentes valeurs de référence associées à chaque source de bruit.

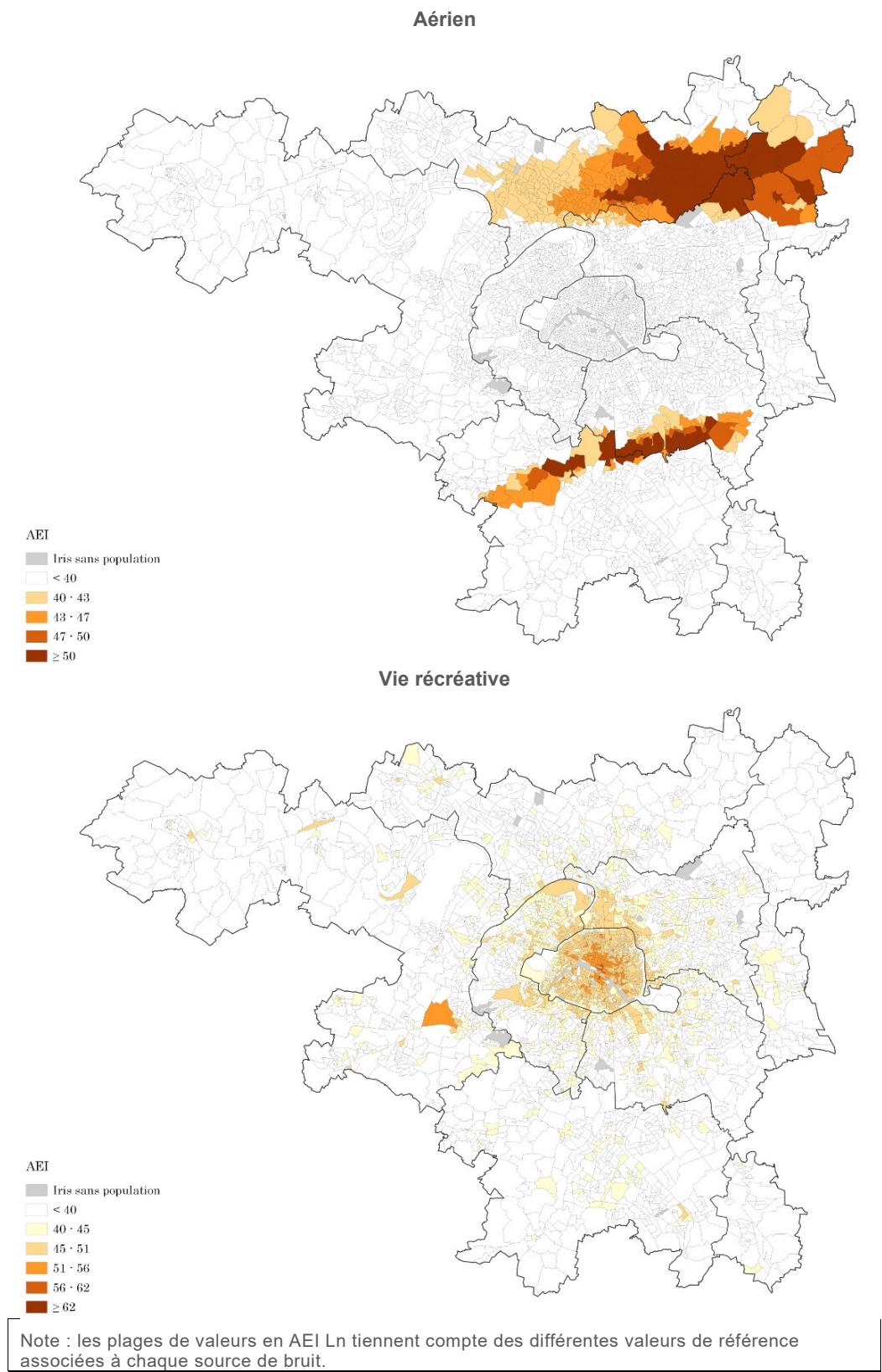
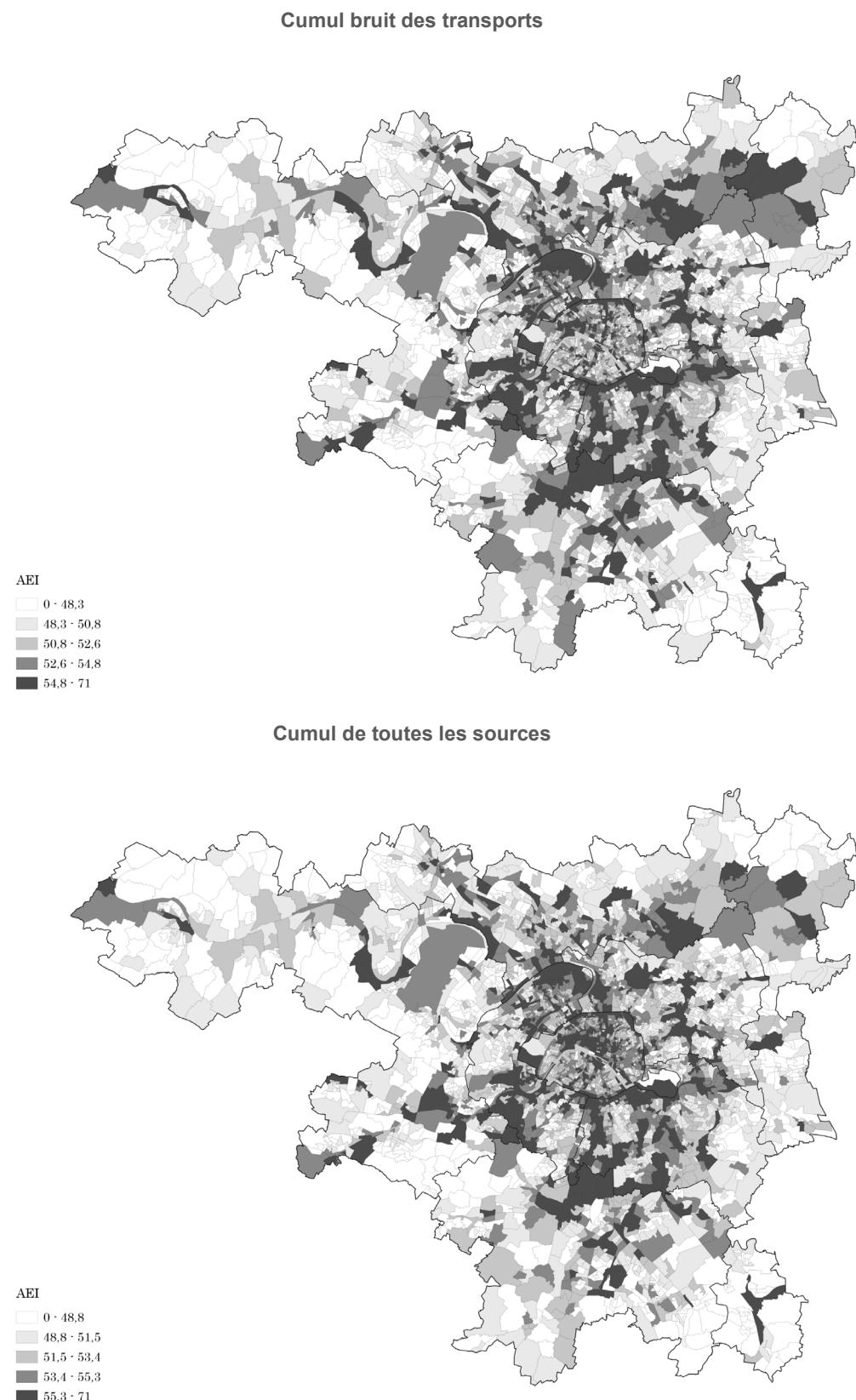


Figure 15. Cartographie, à l'échelle de l'Iris, de l'indicateur AEI en Ln pour le bruit cumulé des transports (route, fer et aérien) et pour le bruit cumulé toutes sources (route, fer, aérien et vie récréative).



Note : les plages de valeurs sont calées sur la distribution des AEI Ln par quintiles.

Statistiques d'exposition des populations par plages de niveaux de bruit, selon l'indicateur Ln, pour chaque source de bruit (cf. Figure 16 et Tableau 8)

- **Population exposée au-dessus du seuil d'effet recommandé par l'Agence européenne de l'environnement**

Dans son rapport de novembre 2023, l'Agence européenne de l'environnement a défini un seuil d'effet à 40 dB(A), selon l'indicateur Ln, à partir duquel les risques sanitaires associés aux perturbations du sommeil doivent être évalués. Ce seuil d'effet est applicable au bruit des transports quel que soit le type de source.

Considérant ce seuil d'effet, 9,51 millions de personnes, au sein de la zone dense francilienne (90,4 % de la population), seraient exposées à des niveaux de bruit routier excédant ce seuil d'effet. De l'ordre de 1,93 million d'individus (18,3 % de la population totale) seraient exposés à des niveaux de bruit ferroviaire excédant ce seuil. Vient ensuite le bruit lié à la vie récréative pour lequel 1,82 million de personnes (17,4 % de la population totale) seraient exposées à des niveaux excédant ce seuil d'effet. Et enfin, le bruit lié au trafic aérien pour lequel environ 1,03 million de personnes (9,8 % de la population totale) seraient exposées à des niveaux excédant ce seuil d'effet.

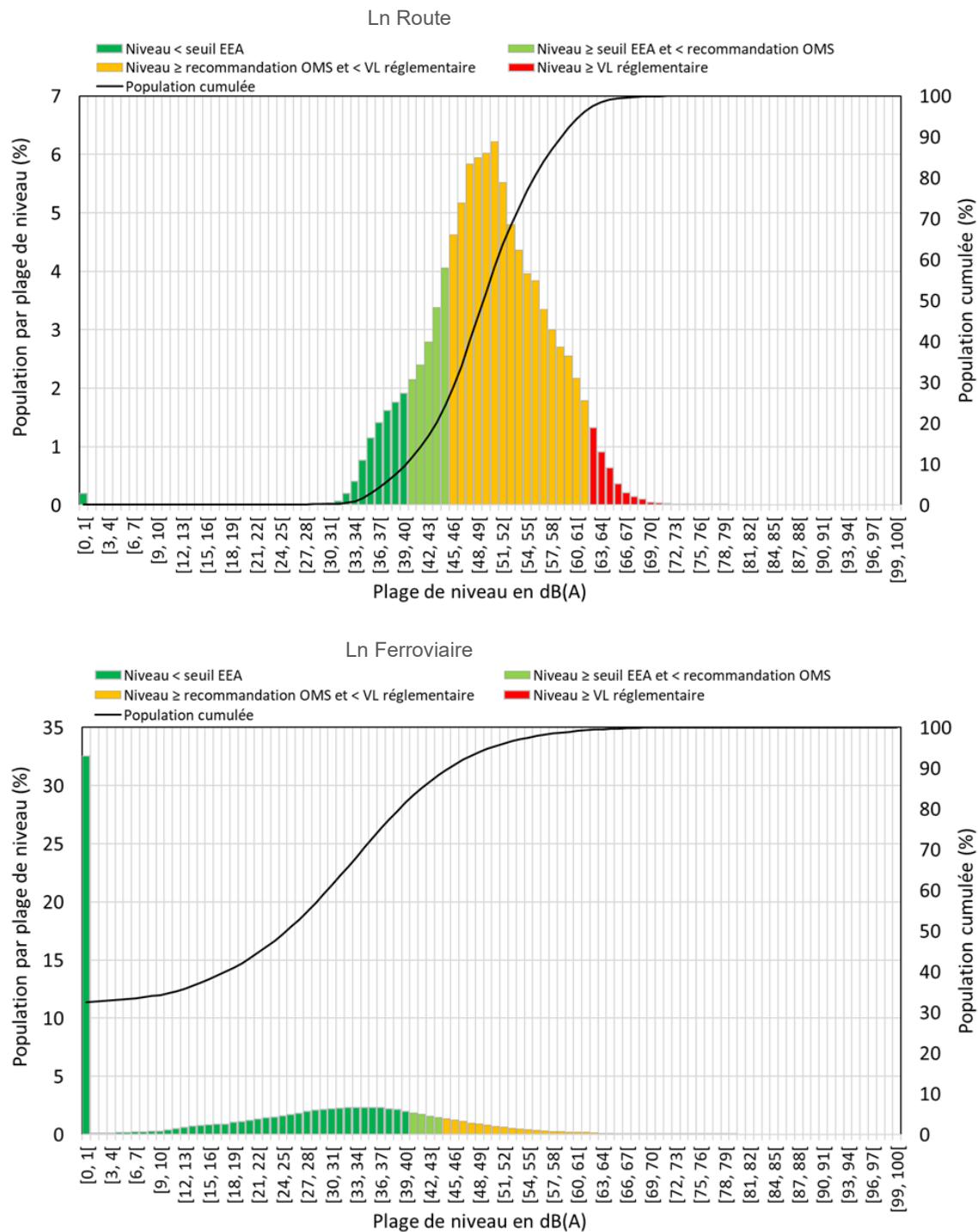
- **Population exposée au-dessus des recommandations OMS**

Considérant les recommandations de l'OMS pour chaque source de bruit en Ln, environ 7,96 millions de personnes dans la zone dense francilienne (75,7 % de la population totale) seraient exposées à des niveaux de bruit routier excédant la recommandation OMS pour le bruit nocturne de 45 dB(A). Vient ensuite le bruit ferroviaire pour lequel ~1,22 million de personnes, soit 11,6 % de la population totale, seraient exposées à des niveaux de bruit excédant la recommandation de 44 dB(A). Vient ensuite le bruit lié à la vie récréative pour lequel environ 1,21 million de personnes, soit 11,5 % de la population totale, seraient exposées à des niveaux de bruit supérieurs à 45 dB(A). En l'absence de recommandation de l'OMS pour le bruit lié à la vie récréative, le décompte des populations exposées à ce type de bruit a été réalisé sur dépassement de la recommandation OMS associée au bruit routier, qui est par ailleurs la valeur la plus élevée parmi les trois sources. Enfin, concernant le bruit aérien, environ 1,03 million de personnes, soit 9,8 % de la population totale, seraient exposées à des niveaux de bruit excédant la recommandation OMS de 40 dB(A). A noter que pour le bruit aérien, la recommandation OMS de 2018 est identique au seuil d'effet.

- **Population exposée au-dessus des valeurs limites réglementaires**

Considérant les valeurs limites réglementaires en Ln prises en application de la directive européenne 2002/49/CE, environ 403 000 personnes (3,8 % de la population totale) seraient exposées à des niveaux de bruit routier excédant la valeur limite de 62 dB(A). Vient ensuite le bruit lié au trafic aérien, avec environ 189 000 personnes (1,8 % de la population totale) exposées à des niveaux de bruit supérieurs à 50 dB(A) en Ln. De l'ordre de 35 270 personnes (0,34 % de la population totale) seraient exposées à des niveaux de bruit ferroviaire excédant à la valeur limite de 65 dB(A) en Ln. Enfin, de l'ordre de 26 620 personnes seraient exposées à un niveau de bruit lié à la vie récréative supérieur ou égal à 62 dB(A) en Ln, valeur limite associée au bruit routier en l'absence de valeur limite spécifique à ce type de bruit.

Figure 16. Distribution des populations par plage de niveau sonore Ln , par type de source de bruit et selon la situation vis-à-vis des différentes valeurs limites (recommandations OMS et valeurs limites réglementaires).



Troubles du sommeil et bruit nocturne en Île-de-France

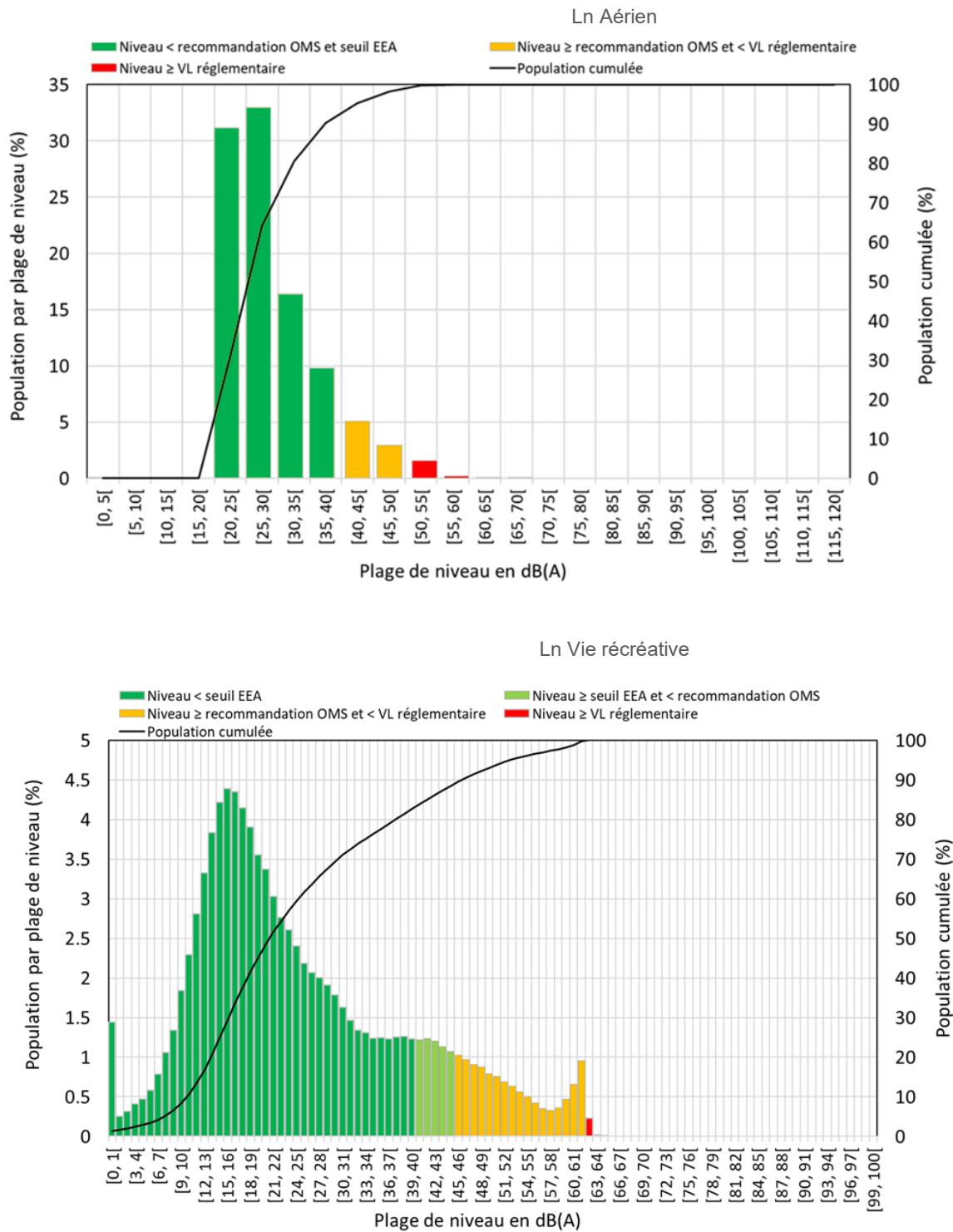


Tableau 8 : Nombre de personnes exposées selon leur situation vis-à-vis des valeurs de référence selon l'indicateur Ln*

| | | < Seuil EEA | ≥ seuil EEA et < OMS | ≥ OMS et < VL | ≥ VL |
|-------------------|------------|-------------|--------------------------|---------------|---------|
| Route | Population | 1 005 474 | 1 552 475 | 7 555 153 | 402 701 |
| | % | 9,6 % | 14,8 % | 71,8 % | 3,8 % |
| Ferroviaire | Population | 8 587 598 | 703 874 | 1 189 060 | 35 271 |
| | % | 81,7 % | 6,7 % | 11,3 % | 0,3 % |
| Aérien | Population | 9 488 217 | Seuil EEA = seuil OMS | 838 537 | 189 049 |
| | % | 90,2 % | - | 8,0 % | 1,8 % |
| Vie récréative | Population | 8 691 001 | 616 709 | 1 181 470 | 26 623 |
| | % | 82,6 % | 5,9 % | 11,2 % | 0,3 % |

*valeurs limites réglementaires (VL), objectifs de qualité issus des recommandations OMS de 2018 par type de source de bruit (OMS) et recommandations de l'agence européenne de l'environnement (EEA) sans distinction de la source de bruit (seuil EEA)

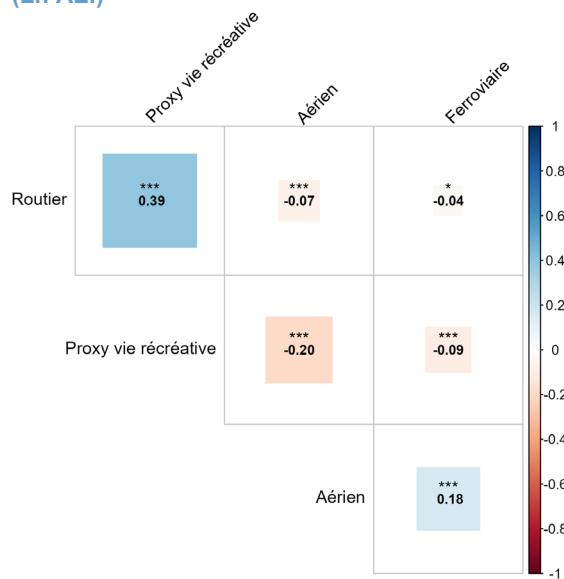
- Observations générales vis-à-vis des expositions au bruit**

Il apparaît donc que le bruit routier est la source de bruit qui impacte le plus grand nombre de personnes sur la zone d'étude. Les cartographies de l'indicateur AEI, en Ln, montrent que le bruit routier est présent sur l'ensemble de la zone d'étude du fait du nombre important d'infrastructures routières réparties sur tout le territoire, avec des secteurs plus fortement impactés le long des grands axes routiers (autoroutes, boulevard périphérique, ...). Le bruit lié au trafic aérien est surtout concentré sous les trajectoires principales dans l'axe des pistes de part et d'autre des aéroports. Pour le bruit lié au trafic aérien, les niveaux de bruit ne sont estimés qu'à partir de 20 dB(A) en Ln. Le bruit ferroviaire est très concentré le long des voies ferroviaires. Enfin, le bruit lié à la vie récréative est particulièrement concentré dans Paris intra-muros qui compte 54 % des établissements recensés sur l'ensemble de la zone d'étude. La distribution des populations exposées par plages de niveaux de bruit lié à la vie récréative présente deux modes principaux. Un premier mode situé aux alentours de 15 dB(A) en Ln qui correspond aux populations peu ou pas exposées et un deuxième mode aux alentours de 62 dB(A) en Ln qui correspond lui aux populations les plus exposées situées à proximité immédiate des établissements et des terrasses modélisées. Un plafond peut être observé aux alentours de 65 dB(A) en Ln. Cet effet de plafond est dû au spectre de puissance acoustique (64,2 dB(A) en Lw/m² soit environ un niveau de puissance à la source de 81 dB(A) pour une surface de 50 m²) associé aux terrasses et à la surface de terrasse, tous deux forfaitaires, qui conduisent à construire des sources acoustiques relativement identiques. De fait, à une distance minimale correspondant aux récepteurs les plus proches des terrasses, le niveau d'exposition ne peut dépasser ce niveau, contraint par le spectre de puissance acoustique et la surface de la terrasse.

- Corrélation entre les sources de bruit**

La Figure 17 présente une matrice de corrélation entre les quatre sources de bruit. Toutes les sources de bruit environnemental s'avèrent significativement corrélées entre elles ($p < 0,05$). Le niveau de bruit routier est modérément et positivement corrélé au bruit lié aux activités récréatives ($r = 0,39$). Ce dernier est faiblement et négativement corrélé au bruit aérien ($r = -0,20$). Une corrélation positive, bien que faible, est également observée entre le bruit aérien et ferroviaire ($r = 0,18$). Enfin, les corrélations entre le bruit routier et ferroviaire, entre le bruit routier et aérien, ainsi qu'entre le bruit ferroviaire et les activités récréatives peuvent être considérées comme négligeables ($r < 0,10$).

Figure 17 : Corrélations entre les différentes sources de bruit environnemental (Ln AEI)



Corrélations significatives : *p < 0,05 ; **p < 0,01 ; ***p < 0,001

3.2.2 Désavantage social et bruit environnemental

Des différences significatives ont été observées entre les moyennes des niveaux de l'indicateur AEI Ln à l'échelle de l'Iris selon les quintiles de l'indice de désavantage social : pour le bruit routier ($F(4, 4009) = 27,36$; $p < 0,001$)⁸, aérien ($F(4, 4009) = 152,07$; $p < 0,001$), ferroviaire ($F(4, 4009) = 40,07$; $p < 0,001$) et bruit récréatif ($F(4, 4009) = 66,79$; $p < 0,001$; Figure 18).

Les Iris les plus défavorisés socio-économiquement (quintiles 3, 4 et 5) étaient significativement moins exposés au bruit routier par rapport aux Iris les plus favorisés (quintiles 1 et 2). Les différences les plus marquées étaient pour le quintile 5 ($\Delta = -1,81$ [-2,18 ; -1,44] dB(A) ; $p < 0,001$), suivi du quintile 4 ($\Delta = -0,98$ [-1,36 ; -0,60] dB(A) ; $p < 0,001$) et du quintile 3 ($\Delta = -0,81$ [-1,19 ; -0,42] dB(A) ; $p < 0,001$), en comparaison du quintile 1.

L'exposition au bruit lié au trafic aérien augmentait progressivement avec chaque indice de désavantage social, dès le quintile 2 par rapport au quintile 1 ($\Delta = +1,85$ [1,19 ; 2,51] dB(A) ; $p < 0,001$), la différence la plus marquée étant celle entre le quintile 5 et 1 ($\Delta = +7,59$ [6,93 ; 8,24] dB(A) ; $p < 0,001$).

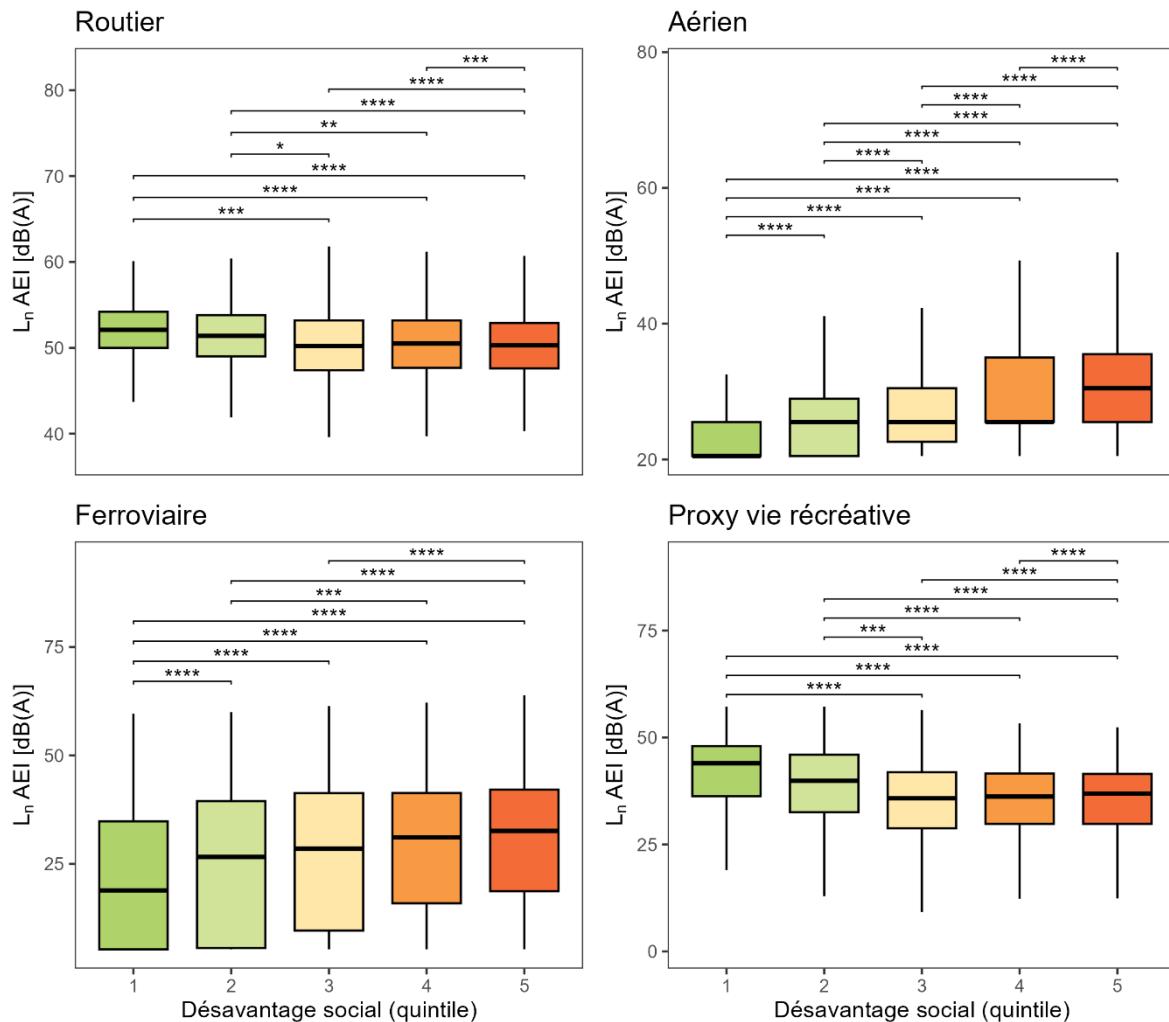
L'exposition au bruit ferroviaire augmentait progressivement avec l'indice de désavantage social, une augmentation étant observée dès le passage du quintile 1 au quintile 2 ($\Delta = +3,63$ [2,11 ; 5,15] dB(A) ; $p < 0,001$), puis entre le quintile 2 et le quintile 4 ($\Delta = +3,35$ [1,79 ; 4,92] dB(A) ; $p < 0,001$), et entre le quintile 3 et le quintile 5 ($\Delta = +4,42$ [2,82 ; 6,02] dB(A) ; $p < 0,001$). La différence la plus élevée était observée entre les Iris les plus défavorisés (quintile 5) et ceux les moins défavorisés (quintile 1 ; $\Delta = +9,19$ [7,67 ; 10,70] dB(A) ; $p < 0,001$).

L'exposition au bruit lié à la vie récréative était significativement réduite dans les Iris les plus défavorisés socio-économiquement (quintiles 3, 4 et 5) par rapport aux Iris les plus

⁸ F est la statistique de l'analyse de la variance (ANOVA) qui permet d'évaluer s'il existe une différence significative entre les quintiles. Dans la parenthèse sont donnés les paramètres du test F : « 4 » indique les degrés de liberté entre les quintiles et « 4009 » les degrés de liberté intra-groupe, correspondant au nombre d'Iris ; « 27,36 » est le rapport entre la variance expliquée par le modèle (entre les groupes) et la variance résiduelle (intra-groupes) ; et p la valeur de la p-value (degré de significativité).

favorisés (quintiles 1 et 2). Les différences les plus marquées étaient pour le quintile 5 ($\Delta = -6,94 [-7,84 ; -6,04]$ dB(A) ; $p < 0,001$), suivi du quintile 4 ($\Delta = -4,03 [-4,96 ; -3,10]$ dB(A) ; $p < 0,001$) et du quintile 3 ($\Delta = -3,11 [-4,05 ; -2,17]$ dB(A) ; $p < 0,001$), en comparaison du quintile 1.

Figure 18. Exposition au bruit environnemental (L_n AEI) en fonction du niveau de désavantage social (quintile). Différences significatives : * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; *** $p < 0,001$



3.3 Facteurs d'ajustement des modèles

3.3.1 L'indice de désavantage social

L'indice de désavantage social Fdep a été catégorisé en 5 classes, la classe 1 étant la plus favorisée et la classe 5 la plus défavorisée. La Figure 23 illustre la distribution géographique de cet indice.

La zone d'étude est marquée par un fort gradient social, notamment entre l'ouest et l'est, avec un cœur parisien particulièrement favorisé.

3.3.2 Densité urbaine et part de bénéficiaire n'ayant pas déclaré de médecin traitant

La distribution de ces deux facteurs d'ajustement, d'une part, la densité urbaine estimée à l'échelle de l'Iris et d'autre part, le taux de bénéficiaires n'ayant pas déclaré de médecin traitant, estimé à la commune, est présentée dans le tableau suivant (Tableau 9).

Figure 19 : Distribution géographique de l'indice de désavantage social (Fdep) à l'Iris

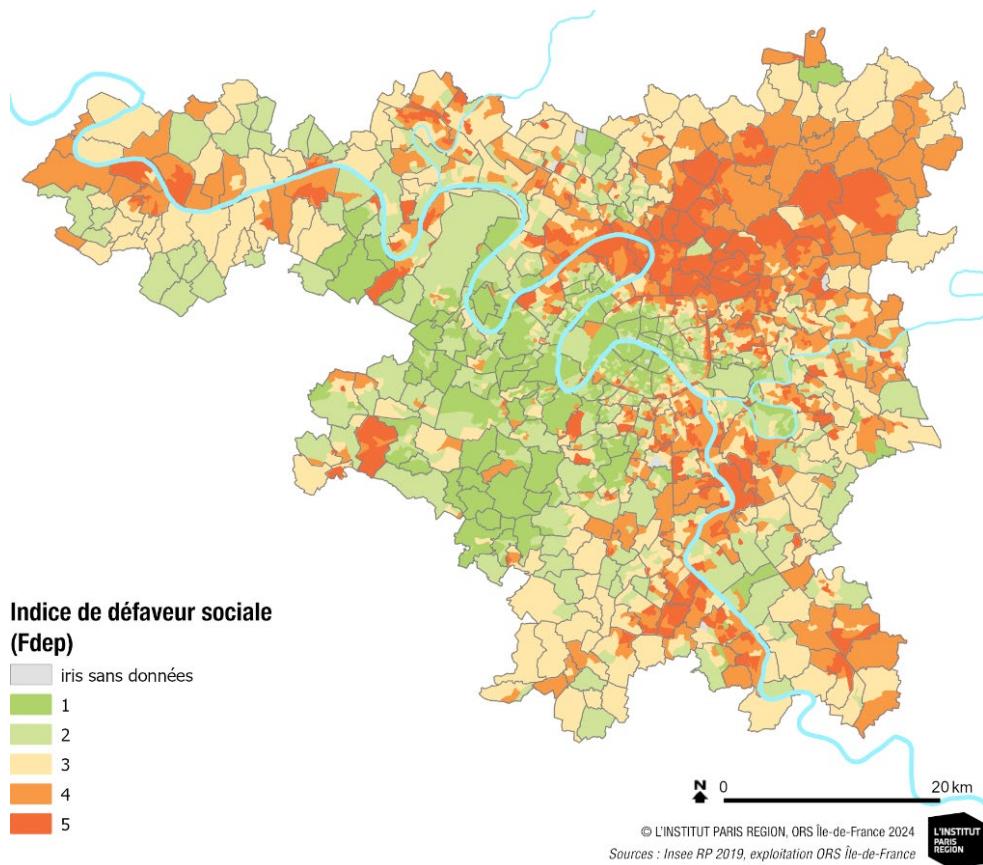
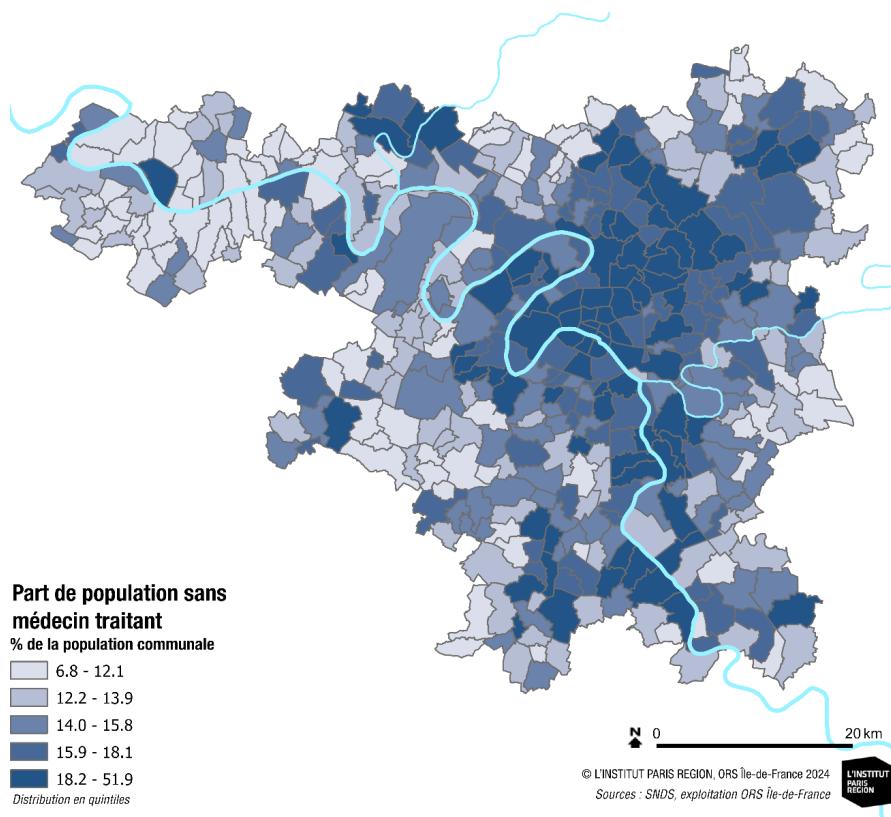


Tableau 9 : Description de la distribution des facteurs de confusion

| | Minimum | 1 ^{er} quartile (P25) | Médiane P50 | Moyenne | 3 ^e quartile P75 | Maximum |
|---|---------|--------------------------------|-------------|---------|-----------------------------|---------|
| Densité urbaine (hab/km ²) (i) | 20 | 6 79 | 2 518 | 4 595 | 5 696 | 39 524 |
| Part de bénéficiaires n'ayant pas déclaré de médecin traitant (%) (c) | 6,8 % | 12 % | 14,7 % | 15,2 % | 17,5 % | 51,8 % |

(c) indicateur estimé à la commune

(i) indicateur estimé à l'Iris

Figure 20. Part de population sans médecin traitant (à la commune)

La densité urbaine présente une forte variabilité inter Iris, elle s'échelonne entre 20 habitants au km² et près de 40 000 avec une médiane à environ 2 500 habitants.

La part de population n'ayant pas déclaré de médecin traitant est marquée par une forte variabilité communale (elle varie entre 7 et 50 % avec une moyenne à 15 %). Elle est représentée géographiquement ci-dessous (Figure 20).

3.4 Bruit environnemental et taux de patients ayant reçu des remboursements de psychotropes à visée hypnotique

3.4.1 Comparaison entre les sources de bruit

Modèles multi sources

Le Tableau 10 présente l'association entre le taux standardisé sur l'âge de patients (pour 1 000 habitants) remboursés pour des médicaments psychotropes à visée hypnotique et les niveaux de l'indicateur d'exposition au bruit nocturne AEI Ln, tels qu'estimés à partir des modèles GAMM. Ces associations sont également représentées graphiquement sur la Figure 21. Chaque augmentation de 5 dB(A) en AEI Ln est associée à une hausse du nombre de patients (pour 1 000 habitants) remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique, l'effet le plus marqué étant observé pour le bruit du trafic routier, suivi du bruit lié à la vie récréative, du bruit aérien et enfin du bruit ferroviaire [71].

Tableau 10 : Variation (avec intervalles de confiance à 95 %) le taux standardisé de patients (pour 1 000 habitants) remboursés pour des médicaments psychotropes à visée hypnotique pour une augmentation de 5 dB(A) du niveau de l'indicateur d'exposition au bruit nocturne (AEI Ln)

| | Estimation (β) | IC à 95% | p-value |
|-------------------------|------------------------|-------------|---------|
| Route | 1,01 | 1,00 – 1,02 | < 0,001 |
| Air | 0,51 | 0,50 – 0,51 | < 0,001 |
| Fer | 0,35 | 0,30 – 0,40 | < 0,001 |
| Vie récréative | 0,78 | 0,77 – 0,80 | < 0,001 |
| Transports ¹ | 1,04 | 1,01 – 1,07 | < 0,001 |
| Total ² | 1,06 | 1,03 – 1,09 | < 0,001 |

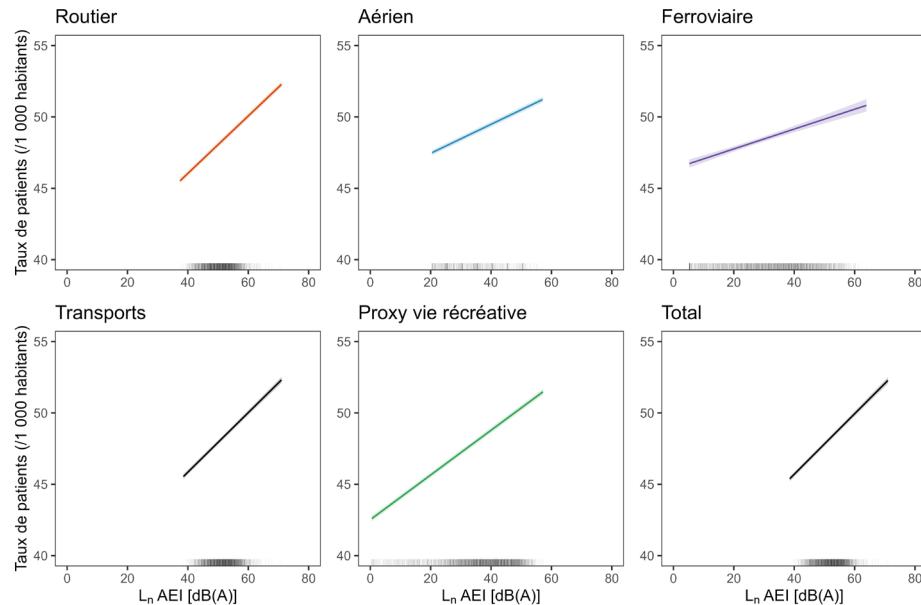
¹Routier, ferroviaire, aérien ;

²Routier, ferroviaire, aérien, récréatif.

Notes : Les modèles incluaient chaque source de bruit ainsi que les facteurs de confusion suivants : quintile de l'indice de désavantage social (variable catégorielle), proportion de la population déclarant un médecin traitant, et logarithme de la densité de population.

Abréviations : IC, intervalles de confiance ; AEI, Average Energetic Index.

Figure 21 : Relations (avec intervalles de confiance à 95 %) entre le taux standardisé de patients (pour 1 000 habitants) remboursés pour des médicaments psychotropes à visée hypnotique et l'exposition nocturne à chaque source de bruit (AEI Ln)



Les lignes verticales sur l'axe des x indiquent le nombre d'observations. Les modèles incluaient chaque source de bruit ainsi que les facteurs de confusion suivants : quintile de l'indice de désavantage social (variable catégorielle), proportion de la population déclarant un médecin traitant, et logarithme de la densité de population.

Modèles mono sources

Sont présentés ci-après les résultats des quatre modèles par source de bruit (absence d'ajustement sur les autres sources) (Tableau 11).

Tableau 11 : Variation (avec intervalles de confiance à 95 %) du taux standardisé de patients (pour 1 000 habitants) remboursés pour des médicaments psychotropes à visée hypnotique pour une augmentation de 5 dB(A) du niveau de l'indicateur d'exposition au bruit nocturne (AEI Ln)

| | Estimation (β) | IC à 95% | p-value |
|----------------|------------------------|-------------|---------|
| Route | 1,04 | 1,01 – 1,07 | < 0,001 |
| Air* | 0,50 | 0,49 – 0,51 | < 0,001 |
| Fer | 0,19 | 0,14 – 0,24 | < 0,001 |
| Vie récréative | 0,86 | 0,80 – 0,92 | < 0,001 |

*Un ajustement selon l'aéroport a été ajouté au modèle.

Notes : Chaque source de bruit a été traitée dans un modèle distinct incluant les facteurs de confusion suivants : quintile de l'indice de désavantage social (variable catégorielle), proportion de la population déclarant un médecin traitant, et logarithme de la densité de population.

Abréviations : IC, intervalles de confiance ; AEI, Average Energetic Index.

3.4.2 Influence du sexe, de l'âge et du niveau de désavantage social

Nous avons examiné si le sexe, l'âge et le niveau de désavantage social à l'échelle de l'Iris modifiaient l'association entre l'exposition au bruit environnemental toutes sources confondues nocturne (Ln AEI) et le taux brut de patients ayant reçu des remboursements de psychotropes à visée hypnotique (Figure 22).

Nous avons constaté une interaction significative entre l'exposition au bruit environnemental cumulé pour l'ensemble des sources (AEI Ln) et le sexe ($p < 0,001$). Chez les femmes, chaque augmentation de 5 dB(A) de l'indicateur d'exposition au bruit nocturne était associée à une augmentation du taux brut de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique pour 1 000 habitants de 1,86 % (1,77 – 1,95 %, $p < 0,001$). Chez les hommes, une diminution significative a été observée ($\beta = -0,50 \text{ \% } [-0,62 --0,38 \text{ \% }]$, $p < 0,001$).

Une interaction significative a également été observée entre l'exposition nocturne au bruit environnemental (AEI Ln) et les classes d'âge ($p < 0,001$). Les plus fortes augmentations du taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique pour chaque hausse de 5 dB(A) du bruit nocturne ont été observées dans le groupe des 65–79 ans ($\beta = +10,37 [10,31 --10,44]$, $p < 0,001$), suivi des groupes 50–64 ans ($\beta = +6,97 [6,91 --7,04]$, $p < 0,001$), 35–49 ans ($\beta = +2,47 [2,40 --2,54]$, $p < 0,001$) et 18–34 ans ($\beta = +1,46 [1,45 --1,48]$, $p < 0,001$).

L'interaction entre le niveau d'exposition nocturne au bruit environnemental et le niveau de désavantage social était significative ($p < 0,001$). Les effets les plus marqués sur le taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique pour chaque augmentation de 5 dB(A) de l'indicateur d'exposition au bruit nocturne ont été observés dans les unités IRIS les plus défavorisées sur le plan socioéconomique (quintile 5 : $\beta = +2,52 [2,43 --2,61]$, $p < 0,001$), suivies du quintile 4 ($\beta = +2,34 [2,25 --2,43]$, $p < 0,001$), du quintile 3 ($\beta = +2,08 [1,99 --2,16]$, $p < 0,001$), puis des quintiles les moins défavorisés (quintile 2 : $\beta = +1,70 [1,61 --1,79]$, $p < 0,001$; quintile 1 : $\beta = +1,80 [1,79 --1,82]$, $p < 0,001$).

Figure 22 : Relations entre l'exposition nocturne au bruit environnemental toutes sources confondues et le taux brut de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique, selon le sexe (à gauche), l'âge réparti en classes (au milieu), et le niveau de désavantage social à l'échelle de l'Iris réparti en quintiles

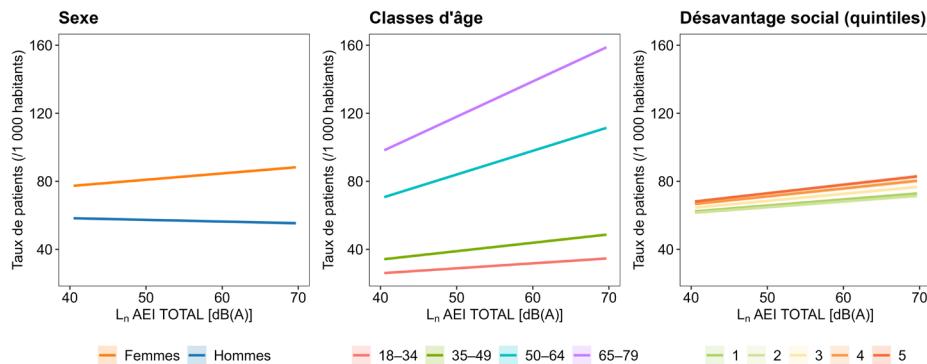


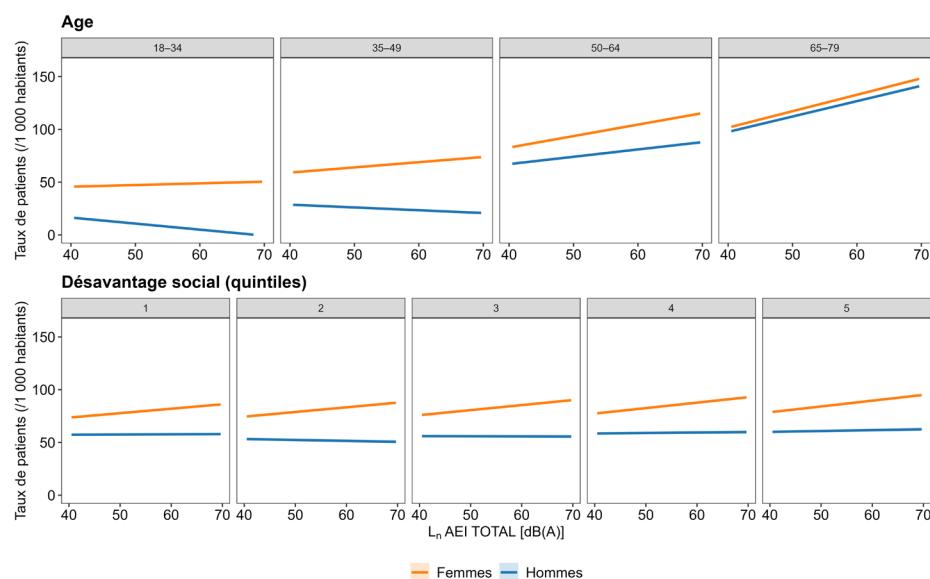
Tableau 12 : Variation (avec intervalles de confiance à 95 %) du taux brut de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique (pour 1 000 habitants) pour chaque augmentation de 5 dB(A) de l'indicateur d'exposition au bruit nocturne (AEI Ln) provenant de l'ensemble des sources de bruit combinées (routier, ferroviaire, aérien et récréatif), par sexe

| | Femmes | | Hommes | p-value |
|---|-----------------------------------|-----------------------------------|-----------------------------------|---------|
| | Estimation (β) [IC à 95%] | Estimation (β) [IC à 95%] | Estimation (β) [IC à 95%] | |
| Classes d'âge | | | | |
| 18-34 | 0,79 [0,79 – 0,80] | -2,86 [-2,90 – -2,82] | < 0,001 | |
| 35-49 | 2,47 [2,41 – 2,52] | -1,33 [-1,40 – -1,25] | < 0,001 | |
| 50-64 | 5,43 [5,38 – 5,48] | 3,47 [3,40 – 3,55] | < 0,001 | |
| 65-79 | 7,79 [7,74 – 7,84] | 7,29 [7,21 – 7,36] | < 0,001 | |
| Indice de désavantage social de la commune de résidence (quintile) | | | | |
| 1 | 2,11 [2,09 – 2,12] | 0,09 [0,02 – 0,15] | < 0,001 | |
| 2 | 2,22 [2,15 – 2,28] | -0,43 [-0,56 – -0,31] | < 0,001 | |
| 3 | 2,39 [2,33 – 2,46] | -0,08 [-0,21 – 0,05] | < 0,001 | |
| 4 | 2,58 [2,52 – 2,65] | 0,23 [0,10 – 0,36] | < 0,001 | |
| 5 | 2,74 [2,67 – 2,81] | 0,41 [0,29 – 0,54] | < 0,001 | |

Notes : Les modèles incluaient une interaction à trois variables : (1) sexe × âge × exposition combinée à l'ensemble des sources de bruit, et (2) sexe × quintile de l'indice de désavantage social × exposition combinée à l'ensemble des sources de bruit, en plus des facteurs de confusion suivants : proportion de la population déclarant un médecin traitant et logarithme de la densité de population. Quintile 1 = unités IRIS les moins défavorisées ; quintile 5 = unités IRIS les plus défavorisées. Abréviations : IC, intervalles de confiance ; AEI, Average Energetic Index.

Plus en détail (Tableau 12 et Figure 23), nous avons observé que le taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique pour chaque augmentation de 5 dB(A) de l'indicateur d'exposition au bruit nocturne augmentait progressivement avec l'âge chez les femmes, tandis qu'il n'augmentait que dans les groupes 50–64 ans et 65–79 ans chez les hommes. De manière similaire, l'effet de l'exposition au bruit nocturne cumulé pour l'ensemble des sources augmentait à travers tous les quintiles de l'indice de désavantage social chez les femmes, alors qu'il n'augmentait que dans les quintiles les plus défavorisés (4 et 5) chez les hommes.

Figure 23 : Relations entre l'exposition nocturne au bruit environnemental toutes sources confondues et le taux brut de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique, selon le sexe et la classe d'âge (en haut), et le sexe et le quintile de l'indice de désavantage social (en bas).



4 | DISCUSSION ET PERSPECTIVES

LES POINTS ESSENTIELS

- > L'utilisation des remboursements de psychotropes à visée hypnotique comme indicateur de ces troubles comporte des limites mais permet de mettre en lumière l'impact potentiel du bruit nocturne environnemental sur les perturbations chroniques du sommeil ;
- > Des différences dans l'ampleur de l'effet du bruit nocturne environnemental ont été observées selon la source. Le bruit routier présentait l'effet le plus marqué. Avec plus de 75 % de la population exposée à un niveau de bruit routier supérieur aux recommandations de l'OMS, ces résultats suggèrent que cette source constitue la nuisance sonore la plus préoccupante en zone dense francilienne ;
- > Les résultats issus de la modélisation de l'exposition au bruit lié à la vie récréative, bien qu'évaluée par une première approche simplifiée, suggèrent que ce type de bruit constitue une nuisance non négligeable dans certains quartiers.

4.1 Synthèse

4.1.1 Exposition au bruit environnemental

L'analyse des expositions au bruit nocturne dans la zone dense francilienne montre une **fréquence importante de dépassements des valeurs de référence, en particulier pour le bruit routier** pour lequel le nombre de personnes en situation de dépassement de ces valeurs est le plus important. Selon les cartes stratégiques de bruit, environ 9,5 millions de personnes (90 % de la population totale) sont exposées à des niveaux de bruit routier dépassant le seuil d'effet de 40 dB(A) recommandé par l'Agence européenne de l'environnement pour l'évaluation des risques sanitaires associés aux perturbations du sommeil (seuil d'effet EEA), et **8 millions de personnes (76 % de la population) sont exposées à des niveaux de bruit routier dépassant la recommandation OMS**. Concernant le bruit ferroviaire, 1,9 million de personnes (18 %) sont en situation de dépassement du seuil d'effet EEA alors qu'environ 1,2 million (12 %) sont en dépassement de la recommandation OMS. Concernant le bruit lié au trafic aérien, environ 1 million d'habitants (10 %) seraient exposés à des niveaux de bruit aérien supérieurs à la recommandation OMS (par ailleurs identique au seuil d'effet EEA). Pour le bruit lié à la vie récréative, 1,8 million de personnes (17 %) seraient exposées à des niveaux de bruit nocturne supérieur au seuil d'effet de 40 dB(A). Le bruit lié à la vie récréative ne fait pas l'objet de recommandation spécifique par l'OMS et au niveau réglementaire. Néanmoins, 1,2 million de personnes (11 %) pourraient être en situation de dépassement si l'on appliquait la recommandation OMS du bruit routier

Considérant les valeurs limites réglementaires¹, le bruit routier reste la source exposant le plus de personnes : 402 000 personnes (4 %) dépassent la valeur limite en Ln. De l'ordre de 2 % de la population serait en situation de dépassement pour le bruit

¹ 68 dB(A) (routier), 73 dB(A) (ferré voies conventionnelles), 68 dB(A) (ferré lignes LGV), 55 dB(A) (aérien)

aérien, 0,3 % pour le bruit ferroviaire et le bruit lié à la vie récréative (selon la valeur limite du bruit routier).

Selon les types de sources, **les expositions au bruit environnemental sont inégalement réparties sur le territoire**. Bien qu'omniprésent sur la zone dense francilienne, le bruit routier augmente significativement dans les secteurs traversés par des grands axes routiers. Le bruit aérien est relativement concentré sous les trajectoires de vol, tandis que le bruit ferroviaire est le plus important aux abords des voies ferrées et diminue rapidement dès lors que l'on s'en éloigne. **Le bruit récréatif, quant à lui, est particulièrement localisé dans Paris intra-muros qui concentre 54 % des établissements identifiés sur l'ensemble de la zone d'étude**. C'est un bruit particulièrement sensible pour le sommeil, car présent essentiellement en soirée et en début de nuit, au cours de la période dévolue à l'endormissement des riverains d'établissements festifs.

4.1.2 Remboursement de psychotropes à visée hypnotique

Entre 2017 et 2019, plus de 23,8 millions de délivrances de psychotropes à visée hypnotique remboursés ont été enregistrées dans la zone dense francilienne. Parmi les 381 spécialités identifiées, 248 ont effectivement été délivrées, avec une nette prédominance des psycholeptiques (N05) représentant 88 % des délivrances, suivis des psychoanaleptiques (6,3 %), des antihistaminiques (2,8 %) et d'autres substances (2,6 %). En moyenne, **513 276 habitants de la zone dense francilienne ont été traités chaque année pour troubles chroniques du sommeil, soit 6,5 %**. Le taux brut de personnes traitées varie fortement selon le sexe et l'âge : il est plus élevé chez les femmes (62 %) que chez les hommes (3 %), et augmente avec l'âge, atteignant 148 à 175 % chez les 75-79 ans. Les taux standardisés sur l'âge à l'échelle communale varient fortement : de 21 à 65 pour 1 000 chez les hommes, et de 35 à 99 pour 1 000 chez les femmes. La cartographie révèle des disparités territoriales importantes, renforcées par des facteurs socio-économiques.

Entre 2015 et 2021, on observe une **baisse progressive du taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique**, plus marquée chez les femmes (-19,5 %) que chez les hommes (-16,7 %). Une **variation saisonnière est aussi constatée** : la consommation baisse en été (juin-septembre) et augmente cours de l'automne et de l'hiver (+10,4 %).

Trois facteurs semblent significativement associés au remboursement de psychotropes à visée hypnotique pour trouble du sommeil chronique :

- **Le sexe** : les femmes ont 1,64 fois plus de probabilité de recevoir un remboursement que les hommes.
- **L'âge** : les odds-ratios augmentent avec l'âge (jusqu'à 9 fois) chez les 75-79 ans comparés aux 18-24 ans.
- **Le désavantage social** : les personnes résidant parmi les 20 % des communes les plus défavorisées (quintile 5) ont un risque 1,28 fois supérieur d'être traitées, par rapport aux plus favorisées, jusqu'à 1,37 pour les femmes.

Ces associations sont retrouvées chez les hommes et les femmes, bien que cette augmentation du risque chez les femmes apparaisse dès le quintile 2, tandis qu'elle n'apparaît qu'à partir du quintile 3 chez les hommes.

4.1.3 Désavantage social et exposition au bruit environnemental

L'analyse des données à l'échelle des Iris met en évidence des **associations significatives entre le niveau de désavantage social (en quintiles) et les niveaux d'exposition nocturne au bruit environnemental** pour les quatre principales sources considérées : routier, aérien, ferroviaire, et récréatif.

Ainsi, **l'exposition au bruit aérien augmente fortement avec le désavantage social**, dès le quintile 2. L'écart entre les Iris les plus défavorisés (Q5) et les plus favorisés (Q1) atteint + 7,6 dB(A), ce qui en fait l'une des sources les plus inégalitaires en termes de désavantage social.

De manière similaire, **l'exposition au bruit ferroviaire croît avec le désavantage social**, avec une différence de +9,2 dB(A) entre les Iris les plus défavorisés (Q5) et les plus favorisés (Q1). Un effet de plateau est observé à partir du quintile 3.

Cependant, contrairement aux autres sources, **les Iris les plus défavorisés (quintile 5) sont légèrement moins exposés au bruit routier que les Iris plus favorisés**, avec des écarts significatifs pouvant aller jusqu'à - 1,8 dB(A) par rapport au quintile 1. Cela pourrait s'expliquer par une moindre densité d'axes routiers dans certains quartiers défavorisés (grands ensembles).

A l'instar du bruit routier et contrairement au bruit ferroviaire et aérien, **le bruit récréatif diminue avec le désavantage social et les Iris les plus favorisés sont les plus exposés**. L'écart entre le quintile 1 et le quintile 5 atteint -6,9 dB(A) en AEI Ln, pouvant illustrer une forme d'attractivité urbaine des populations les plus favorisées pour les quartiers animés, et/ou un développement de l'offre en établissements récréatifs dans des quartiers socialement plus favorisés.

Ces analyses confirment l'existence d'inégalités sociales environnementales. Elles montrent que les populations les plus défavorisées sont davantage exposées aux nuisances sonores liées au trafic ferroviaire et aérien, tandis que les groupes les plus favorisés sont plus fréquemment confrontés aux bruits issus du trafic routier et des activités récréatives.

4.1.4 Associations entre bruit environnemental et taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique

Les analyses multivariées montrent une **association statistiquement significative entre l'exposition nocturne au bruit environnemental, à l'échelle de l'Iris, et le taux standardisé sur l'âge de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique**, à l'échelle de la commune, **pour toutes les sources de bruit considérées**. Chaque augmentation de 5 dB(A) de l'indicateur d'exposition au bruit nocturne (AEI Ln) est associée à une augmentation du taux standardisé sur l'âge de patients traités, après ajustement sur les facteurs de confusion (niveau de désavantage social, présence de médecin traitant déclaré, densité d'habitat).

Les associations sont plus fortes, pour le **bruit routier** ($\beta = 1,0 \%$), **suivi du bruit récréatif** ($\beta = 0,8 \%$), puis du **bruit aérien** ($\beta = 0,5 \%$) et enfin du **bruit ferroviaire** ($\beta = 0,3 \%$). Des modèles par sources confirment ces tendances. **Des effets différenciés ont été mis en évidence selon le sexe, l'âge et le désavantage social** des populations au travers des interactions significatives observées :

- Selon le sexe : chez les femmes, l'augmentation de l'exposition au bruit est associée à une augmentation du taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique (+1,86 % par augmentation de 5 dB(A)). Chez les hommes, l'association est négative, ce qui pourrait refléter des différences de sensibilité ou de recours aux soins.
- Selon l'âge : l'impact de l'exposition au bruit est croissant avec l'âge, en particulier chez les 50-64 ans et les 65-79 ans (respectivement +7,0 % et +10,4 % par augmentation de 5 dB(A)).
- Selon le désavantage social : les Iris les plus défavorisés montrent un effet de l'exposition au bruit plus élevé pour un même niveau d'augmentation (+2,5 % par augmentation de 5 dB(A) de l'indicateur AEI Ln pour les plus défavorisés vs 1,8 % pour les plus favorisés).

Ces résultats renforcent l'hypothèse d'un lien entre exposition nocturne au bruit environnemental et troubles du sommeil au travers du remboursement de psychotropes à visée hypnotique, avec des effets différenciés selon les populations.

4.2 Enseignements de l'étude Somnibruit : éléments de discussion

4.2.1 Analyse de la délivrance de psychotropes à visée hypnotique

Un des résultats importants de cette observation portant sur 6 années est de constater la diminution progressive mais continue, entre 2016 et 2021, de la délivrance de psychotropes à visée hypnotique prescrits à la fois chez les femmes et chez les hommes. Ces résultats sont en accord avec ceux de précédentes études rapportant une baisse de la délivrance d'hypnotiques à l'échelle nationale avant la pandémie de Covid-19 [72,73]. Par exemple, entre 2012 et 2015, la réduction de consommation de psychotropes à base de benzodiazépines fut de 12,8 % [74]. La consommation de benzodiazépines et de leurs dérivés les « Z », Zopiclone et Zolpidem, avait considérablement augmenté dans les années 1980-90, consommés sur un mode occasionnel ou régulier par plus de 15 % des français [75], une tendance retrouvée à l'international [76]. La diminution observée est sans doute liée aux efforts constants menés depuis trois décennies par les autorités sanitaires en faveur d'une prescription plus appropriée des psychotropes et principalement des benzodiazépines. Ces efforts ont en particulier porté sur la diffusion d'informations aux professionnels de santé, l'apposition d'un pictogramme « conduite automobile de niveau 3 » sur les conditionnements externes, l'élaboration et la publication de recommandations par l'ANSM et la Haute Autorité de Santé (HAS), la mise en place de mesures incitatives par l'Assurance Maladie et la réévaluation du service médical rendu par la Commission de la transparence de la HAS [74].

Les résultats obtenus confirment également l'impact de la pandémie du Covid-19 sur la délivrance de psychotropes [72,73,77] avec une légère hausse entre 2019 et 2020 (hommes : +0,9% ; femmes : +1,4 %). En ce sens, lors d'une enquête transversale menée auprès de la population française pendant le confinement de mars 2020, il avait été constaté une augmentation des troubles du sommeil, en particulier chez les jeunes et les ménages les plus défavorisés, associée à une hausse de la consommation de somnifères [78]. Le nombre de patients ayant reçu des psychotropes prescrits pour un trouble du sommeil était toutefois le plus faible en 2021, tant chez les hommes que chez les femmes, suggérant une reprise d'une tendance à la baisse. Un ralentissement de la diminution des prescriptions d'hypnotiques a toutefois été observé après la pandémie dans une précédente étude [73]. Cette divergence avec nos résultats pourrait s'expliquer par l'exclusion des adolescents dans notre étude, chez qui l'augmentation des prescriptions d'hypnotiques a été particulièrement importante et persistante plusieurs années après la pandémie, contrairement aux personnes âgées de 26 ans et plus, chez qui la diminution s'est poursuivie après la pandémie [72]. La diminution observée des délivrances de psychotropes en 2021 pourrait être également attribuée aux directives gouvernementales concernant la limitation des durées de prescription pour les psychotropes [79].

Les différences sociodémographiques retrouvées ne font que refléter celles connues de l'insomnie qui touche de manière plus fréquente les femmes et augmente avec l'âge [18]. Le taux de remboursement plus élevé de psychotropes à visée hypnotique dans les communes appartenant aux quintiles les plus élevés de l'indice de désavantage social confirme également des taux plus élevés de troubles chroniques du sommeil dans les communes les plus défavorisées socio-économiquement [4]. Ce résultat mérite d'être approfondi pour clarifier le rôle des nombreux facteurs culturels, environnementaux, professionnels, religieux, ethniques, individuels et socio-économiques dans la disparité des troubles du sommeil [4].

Une diminution de la consommation de psychotropes à visée hypnotique observée entre 2016 et 2021 résultant probablement des efforts en faveur d'une prescription plus appropriée des psychotropes.

Les différences sociodémographiques retrouvées reflètent celles connues de l'insomnie qui touche de manière plus fréquente les femmes et augmente avec l'âge.

4.2.2 Impact selon les sources de bruit

Cette étude est la première à investiguer l'effet de quatre sources de bruit environnemental (routier, ferroviaire, aérien et récréatif) sur les remboursements de médicaments pour traiter les troubles chroniques du sommeil au sein d'une aussi grande population (432 communes et 20 arrondissements parisiens, soit environ 10,5 millions d'habitants). Notre zone d'étude, urbaine et dense, présentait une superposition des expositions aux différentes sources de bruit, ce qui nécessitait de les analyser conjointement dans nos modèles. Après ajustement des facteurs de confusion¹ socio-démographiques et de chacune des sources de bruit, nos résultats indiquent qu'une augmentation de l'exposition au bruit nocturne, qu'il soit routier, aérien, ferroviaire ou récréatif, est associée, de manière indépendante, à une augmentation du taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique. Quand chaque source de bruit est étudiée séparément dans un modèle, son association avec le taux standardisé (sur l'âge, pour 1 000 habitants) de patients ayant reçu des psychotropes à visée hypnotique reste significativement positive et le coefficient associé à chaque source apparaît plus élevé qu'avec le modèle multi source. Si l'objectif des modèles multi source est d'isoler l'effet propre de chaque source, ces différences peuvent traduire un surajustement du modèle. En effet, prenons l'exemple du bruit aérien, le fait d'étudier l'effet de cette source en ajustant sur le bruit routier, est susceptible de limiter la variabilité de l'indicateur d'exposition au bruit aérien et donc l'association entre le bruit aérien et les troubles du sommeil estimée apparaît moins forte que dans la réalité.

Nos résultats sont concordants avec de nombreuses études épidémiologiques et expérimentales rapportant que le bruit des transports (routier, aérien, ferroviaire) affecte la physiologie du sommeil, accroît la prévalence des troubles du sommeil et contribue à la dette de sommeil de la population [28,65,80]. Néanmoins, l'utilisation de données sur la consommation de médicaments pour lutter contre les troubles du sommeil a donné lieu à des résultats contradictoires dans la littérature concernant l'association possible avec le bruit environnemental. Par exemple, des études européennes portant sur le bruit du trafic routier ou aérien et la consommation autodéclarée de médicaments pour le sommeil n'ont trouvé aucune association significative [30,81–83], tandis que plusieurs études de grande échelle utilisant les données de remboursement de médicaments hypnotiques et/ou psychotropes ont rapporté des associations positives [46–48]. Les données de remboursement issues de l'assurance maladie sont considérées comme plus fiables que les informations autodéclarées sur les troubles du sommeil [45], ces dernières étant plus susceptibles d'être affectées par un biais de mémoire ou par un manque de connaissance des patients concernant leurs médicaments [84]. **Les données exhaustives présentées ici sur les médicaments remboursés, incluant des hypnotiques stricts et des psychotropes couramment utilisés comme sédatifs la nuit pour traiter l'insomnie, à grande échelle et sur une vaste population, ont probablement permis d'obtenir une estimation précise de la prévalence de l'insomnie chronique.**

Des différences dans l'ampleur de l'effet du bruit environnemental sur les taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique ont été observées selon les sources de bruit. Le bruit routier présentait la plus forte association positive significative, avec une augmentation estimée de 1,01 patient pour 1 000 habitants remboursé pour des médicaments psychotropes à visée hypnotique pour chaque hausse supplémentaire de 5 dB(A) du niveau de bruit nocturne (Ln AEI). Couplé au fait que cette source de bruit constitue de loin la principale nuisance sonore environnementale dans notre zone d'étude et dans les environnements urbains européens [11], nos résultats suggèrent que le bruit routier nocturne constitue la nuisance sonore la plus préoccupante en zone dense Francilienne.

À titre illustratif, ces estimations ont été traduites en nombre de cas évitables et pourcentage de baisse selon différents scénarios de réduction du bruit dans

Nos résultats suggèrent que le bruit routier constitue la nuisance sonore la plus préoccupante en zone dense Francilienne.

¹ variable qui influence à la fois l'exposition et le résultat étudié, pouvant fausser l'interprétation d'une relation causale entre deux phénomènes

l'environnement. Ainsi, notre modèle estime une réduction moyenne de 2,47 % des taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique si le bruit routier nocturne ne dépassait pas la recommandation de l'OMS de 45 dB(A) sur l'ensemble de la zone d'étude (Annexe 2), ce qui représente 92 % de la réduction attribuable au bruit des transports et 84 % de la réduction liée à l'ensemble des sources (routière, ferroviaire, aérienne et récréative). Cette réduction moyenne serait de 1,06 % si le bruit routier était réduit de 3 dB(A) – soit une diminution d'environ de moitié des émissions sonores – dans les zones dépassant 45 dB(A), ce qui correspond à 92 % de la réduction imputable au bruit des transports et 81 % de celle liée à toutes les sources combinées. Cette réduction moyenne serait de 4,48 % si le bruit routier ne dépassait pas 40 dB(A), soit le seuil suggéré par l'Agence européenne de l'environnement comme le niveau de bruit nocturne le plus bas associé à des perturbations du sommeil et à l'utilisation de médicaments pour lutter contre les troubles du sommeil [60].

Le bruit routier se caractérise généralement par une puissance acoustique continue ou quasi-continue, souvent présente jour et nuit, avec des modulations en fonction du trafic. Bien que certaines personnes puissent développer une forme d'habituation au bruit, celle-ci reste partielle, car même en l'absence de gêne perçue, le bruit induit des réactions autonomiques du système nerveux autonome susceptibles d'entraîner une instabilité dans l'initiation et la structure du sommeil [31,38]. Il a été démontré que la phase d'endormissement, lorsque le trafic est encore dense en soirée, ainsi que la fin de la nuit, lorsque celui-ci reprend, sont particulièrement vulnérables au bruit routier, car le sommeil y est le moins profond [81].

L'effet du bruit nocturne du trafic aérien et ferroviaire sur les taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique était respectivement environ 50 % et 65 % inférieur à celui du bruit du trafic routier.

La littérature présente des résultats divergents concernant l'importance relative des différentes sources de bruit liées aux transports dans leur impact sur les troubles du sommeil. Basner et al. (2011) ont observé que le bruit du trafic routier affectait davantage la structure et la continuité du sommeil que les autres sources de bruit, tandis que le bruit aérien et le bruit ferroviaire avaient un impact plus marqué sur la qualité subjective du sommeil [31]. Une autre étude a rapporté une probabilité de réveil nocturne plus élevée en cas d'exposition au bruit ferroviaire, suivi du bruit routier, puis du bruit aérien [85]. D'autres travaux ont montré que, pour un même niveau sonore, le bruit des avions est perçu comme la source la plus perturbante pour le sommeil, suivi du bruit ferroviaire et du bruit routier [28]. Dans notre étude, le plus fort impact du bruit routier peut s'expliquer par le fait que la part de la population exposée la nuit à des niveaux potentiellement nocifs de bruit aérien ou ferroviaire était plus limitée que celle exposée au bruit du trafic routier. Cela peut également s'expliquer par le moment de l'exposition. Notre zone d'étude comprenait deux grands aéroports, Paris-Orly et Paris-Charles de Gaulle ; le premier présentant la particularité d'un couvre-feu nocturne de 23h30 à 6h00. Par ailleurs, les bruits aérien et ferroviaire présentent une composition spectrale et temporelle différente de celle du bruit routier, se caractérisant par des pics de bruit, potentiellement chargés en basses fréquences et pouvant générer également des vibrations en ce qui concerne le bruit ferroviaire [31]. L'indicateur Ln pris en compte dans l'étude, correspondant à des moyennes énergétiques temporelles, pourrait être plus adapté pour évaluer l'impact du bruit routier sur l'insomnie chronique que pour le bruit aérien ou ferroviaire. Un approfondissement serait nécessaire pour évaluer l'impact du bruit aérien et ferroviaire sur les troubles chroniques du sommeil en utilisant des indicateurs d'exposition au bruit environnemental tenant mieux compte de leur caractère événementiel.

Le bruit lié à la vie récréative est particulièrement sensible pour le sommeil, en raison de sa nature événementielle et intermittente, et de sa présence essentiellement en début de nuit.

Enfin, l'originalité de notre étude repose sur **la prise en compte du bruit lié à la vie récréative** provenant des bars, des cafés et des restaurants pour estimer sa contribution aux troubles chroniques du sommeil. Une seule étude (Pise, Italie) s'est intéressée au bruit lié aux activités récréatives, mais en examinant son effet sur la pression artérielle et le risque d'hypertension, et non sur les troubles du sommeil. Cette étude rapporte une association significative entre l'augmentation du bruit récréatif et le risque d'hypertension

[50]. Les résultats de notre étude montrent que le bruit récréatif nocturne présente la deuxième association positive la plus forte, après le bruit routier, avec le taux de patients remboursés pour des médicaments psychotropes à visée hypnotique. Or, le bruit récréatif pourrait être particulièrement nuisible au sommeil en raison de sa nature à la fois continue et avec des événements intermittents qui se surajoutent, de son horaire en soirée et en début de nuit, ainsi que de sa forte concentration en fin de semaine et durant les week-ends, perturbant le repos habituel et le processus d'endormissement. Par ailleurs, il convient de noter que les indicateurs d'exposition au bruit récréatif et au bruit routier à l'échelle de l'Iris étaient corrélés ($r = 0,35$, $p < 0,001$), cela peut être dû au fait que le bruit récréatif est particulièrement concentré dans la ville de Paris où le trafic routier est également dense. Etant donné que le bruit récréatif n'a pas encore été étudié en profondeur, nos résultats suggèrent que les politiques locales devraient accorder une attention accrue à cette forme de pollution sonore et à son impact potentiel sur la santé publique.

4.2.3 Différenciations selon le sexe, l'âge et le niveau de désavantage social

Cette étude confirme l'hypothèse que certaines populations peuvent être plus à risque de troubles du sommeil dus à l'exposition au bruit environnemental [27,35]. Nous avons observé que l'impact du bruit environnemental sur les taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique s'accentue de manière notable avec l'âge. En particulier, cette augmentation devient plus marquée à partir des classes d'âge 50–64 ans et 65–79 ans, comparativement aux groupes plus jeunes. Il est bien établi que les capacités à maintenir le sommeil (augmentation du nombre et de la durée des éveils nocturnes), la durée totale de sommeil et la quantité de sommeil lent profond diminuent avec l'âge, tandis que le recours à une médication pour le sommeil s'accroît [86,87]. L'insomnie est d'ailleurs particulièrement fréquente chez les personnes âgées (≥ 65 ans) [54,88]. Ces altérations du sommeil s'expliquent par un affaiblissement progressif des rythmes circadiens et de la régulation homéostasique du sommeil, ainsi que par des modifications des fonctions neuroendocriniennes qui interviennent dans la régulation du sommeil. C'est principalement pendant le sommeil lent profond que le cerveau filtre les bruits extérieurs afin de protéger le dormeur des perturbations extérieures [25,26]. **Il est donc plausible qu'un sommeil plus léger et fragmenté accroît la sensibilité au bruit chez les individus plus âgés, les exposant davantage aux effets délétères du bruit environnemental sur le sommeil.** Par ailleurs, les études sur la gêne perçue occasionnée par le bruit environnemental selon l'âge sont contradictoires, voire indiquent une tendance à la diminution de cette gêne à partir d'un certain âge [89]. Cela suggère que l'augmentation de l'impact du bruit sur le sommeil avec l'âge ne serait pas due uniquement à une plus grande perception ou intolérance au bruit, mais davantage à une fragilité accrue du sommeil lui-même, notamment à partir d'un certain âge.

Bien que moins prononcé que l'effet lié à l'âge, **notre étude a révélé une association positive significative entre le bruit environnemental et les taux de patients remboursés pour des médicaments psychotropes hypnotiques, en particulier chez les femmes.** Plus en détail, l'effet de l'exposition au bruit augmentait dans toutes les tranches d'âge chez les femmes, tandis qu'il ne s'accentuait que dans les classes d'âge les plus âgées (50–64 ans et 65–79 ans) chez les hommes. Cela peut également s'expliquer par une vulnérabilité accrue du sommeil chez les femmes comparativement aux hommes, ces derniers n'atteignant un niveau de vulnérabilité similaire qu'à un âge plus avancé. De nombreuses études montrent que les femmes rapportent davantage de troubles du sommeil que les hommes, en particulier de type insomnie [88], et sont plus enclines à utiliser des médicaments pour lutter contre les troubles du sommeil [90]. Cette différence peut s'expliquer notamment par des facteurs hormonaux et une plus grande sensibilité des femmes à des facteurs psychosociaux en lien avec les troubles du sommeil, en particulier les troubles anxieux [90]. Par exemple, Halonen et al. (2012) ont montré que les personnes présentant un niveau d'anxiété élevé avaient des symptômes d'insomnie plus importants lorsque le niveau de bruit nocturne (Ln) dépassait > 50 dB(A) [91]. Une autre explication pourrait être que les femmes ont tendance à présenter une avance de

La plus grande vulnérabilité des femmes aux troubles du sommeil engendrés par le bruit pourrait s'expliquer par leur physiologie.

l'horloge biologique et des rythmes veille-sommeil par rapport aux hommes [92], se traduisant par des heures de coucher généralement plus précoce [90]. Elles pourraient ainsi être davantage exposées au bruit en soirée, ce qui favoriserait les difficultés d'endormissement et perturberait la première partie de la nuit. Néanmoins, Roswall et al. (2020) ont rapporté un résultat contradictoire à notre étude dans une population âgée de 50 à 64 ans, montrant une forte association positive entre l'exposition au bruit routier et la prescription de médicaments délivrés pour traiter un trouble du sommeil chez les hommes, et non chez les femmes [46]. Cependant, cette étude s'est uniquement concentrée sur le bruit routier, ce qui rend les comparaisons avec notre étude difficiles.

Enfin, nos résultats ont montré que les effets du bruit environnemental sur les taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique étaient les plus marqués dans les zones les plus défavorisées sur le plan socioéconomique. Cet effet augmentait dans tous les quintiles de l'indice de désavantage social chez les femmes, tandis qu'il ne s'accroissait que dans les quintiles les plus défavorisés (4 et 5) chez les hommes, renforçant ainsi l'hypothèse selon laquelle le sommeil des femmes est plus vulnérable que celui des hommes. La première explication possible est la part de logements collectifs plus importante dans les secteurs les plus défavorisés, potentiellement moins bien isolés acoustiquement, ce qui augmenterait l'exposition au bruit. Nous pouvons également supposer que les populations les plus défavorisées pourraient être moins conscientes des effets néfastes du bruit sur la santé, qu'elles auraient des représentations moins négatives et des inquiétudes moindres de la gestion du bruit environnemental en milieu urbain, et qu'elles seraient donc potentiellement moins enclines à adopter des stratégies individuelles pour réduire leur exposition au bruit [93,94]. En outre, il a été suggéré que les habitants des zones les plus défavorisées sur le plan socioéconomique sont plus susceptibles d'être affectés par des troubles chroniques du sommeil [4]. Ces populations cumuleraient ainsi d'autres facteurs de risque de troubles du sommeil, en plus de celui lié au bruit environnemental. L'exposition au bruit environnemental dans ces populations pourrait alors exacerber ces risques en s'immisçant dans un sommeil déjà plus vulnérable en comparaison des populations plus favorisées. Une seule étude antérieure a investigué la relation entre le bruit du trafic routier et la consommation de médicaments anxiolytiques et hypnotiques en milieu urbain en fonction du statut socio-économique. Contrairement à nos résultats, celle-ci rapporte une augmentation de la délivrance de ces médicaments uniquement dans les zones les moins défavorisées lorsque le niveau de bruit routier nocturne dépasse 55 dB(A) [48]. Il est toutefois difficile de comparer nos résultats à cette étude dans la mesure où ces médicaments ont pu être prescrits pour d'autres indications que pour des troubles du sommeil, et où les critères de sélection des médicaments ainsi que leur usage pour identifier les patients atteints de troubles chroniques du sommeil étaient moins stricts.

4.3 Forces et limites de l'étude

Plusieurs innovations constituent les points forts de cette étude. En premier lieu, un indicateur sanitaire de troubles chroniques du sommeil a pu être construit à une échelle territoriale fine (commune). Par ailleurs, l'étude Somnibruit propose une approche inédite intégrant une estimation de l'exposition nocturne au bruit lié à la vie récréative, encore peu documentée dans la littérature scientifique. Toutefois, cette étude présente plusieurs limites relatives au choix et à la construction de nos indicateurs, ainsi qu'à la non prise en compte de certains facteurs à prendre en considération pour interpréter nos résultats. Ces aspects sont détaillés ci-après.

4.3.1 Pertinence de l'indicateur sanitaire pour l'analyse des troubles chroniques du sommeil

Le point fort est d'avoir pu décrire, à l'échelle communale, le taux de patients atteints de troubles du sommeil au sein d'une population de plus de 10 millions d'habitants, de type mégapole, par le biais des remboursements par la caisse d'Assurance Maladie de psychotropes à visée hypnotique prescrits et ce, de manière exhaustive pour l'ensemble de la population d'études. La méthodologie a

permis, grâce à l'expérience clinique, de retenir avec des critères stricts, 381 spécialités pharmaceutiques (originaux et génériques) utilisées en fonction de leur posologie et de leur durée comme psychotropes à visée hypnotique par les prescripteurs. A ce titre, l'indicateur construit repose sur une sélection exhaustive de médicaments indiqués dans le traitement de l'insomnie. D'autres études ont été menées sur la consommation de traitements pharmacologiques prescrits contre les troubles du sommeil, à partir d'échantillons importants de la population, mais en se basant sur des enquêtes déclaratives [44,95] et/ou portant sur des groupes de médicaments restreints [72,77,96–98].

L'indicateur de troubles chroniques du sommeil développé pour cette étude via le remboursement de psychotropes à visée hypnotique a aussi ses limites. Nous n'avons pas pu prendre en compte les ventes de médicaments délivrés sans prescription (e.g., Donormyl), ceux à prescription facultative (e.g., Toplexil), ceux prescrits mais non remboursés (e.g., Mélatonine 2 mg) ou les médicaments prescrits hors AMM (sur des durées > 3 mois ou à des doses élevées, par exemple). De plus, le taux de patients a pu être surestimé pour certains médicaments tels que les psycholeptiques de type benzodiazépines et des psycho-analeptiques en raison de leurs indications possibles autres que l'insomnie chronique même si les patients atteints de troubles psychiatriques ont été exclus de l'analyse. À l'inverse, la délivrance des spécialités à base de phytothérapie (codes ATC N05CM09, V03AX, Z) a probablement été sous-estimée en raison d'une possibilité de dispensation sans ordonnance. La mélatonine, commercialisée sous de multiples formes (médicamenteuses, préparation, suppléments alimentaires, association avec des plantes) et presque exclusivement non remboursées, n'a pas été retenue, quel que soit son dosage, car cette complexité commerciale rend son usage difficile à détailler. Les substances psychoactives (tabac, alcool, cannabidiol, drogues...), illicites ou non, largement utilisées n'ont pas non plus pu être considérées [99]. Enfin, plusieurs posologies sont disponibles pour certains traitements que nous avons retenus. Nous n'avons pas pris en compte ces niveaux de posologie, dès lors que le traitement n'était prescrit qu'une fois par jour. Nous ne savons pas non plus à quel moment du nycthémère le patient prenait ce traitement, s'il a réellement été utilisé, ni le contexte clinique précis des prescriptions, les motivations de l'usage ou de leur mésusage.

L'analyse des taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique à l'échelle communale nous semble cependant être un indicateur utile pour évaluer les réalités territoriales et les disparités démographiques et socio-économiques de l'insomnie et des troubles du sommeil. Elle fournit des informations relativement précises aux décideurs publics pour élaborer une politique de prévention locale et ciblée des troubles chroniques du sommeil., e.g. Plan d'amélioration de l'environnement sonore (PAES) de la Ville de Paris¹, 4e Plan régional santé-environnement (PRSE4), Feuille de route interministérielle 2025-2026 pour la promotion d'un sommeil de qualité et la prévention de ses troubles².

4.3.2 Limites de l'étude

Limites relatives à l'indicateur de troubles du sommeil chronique

Notre étude ne porte que sur les troubles du sommeil chroniques et potentiellement les plus sévères et persistants, pour lesquels une consultation médicale et une prescription ont été nécessaires. Ce choix méthodologique, bien que garantissant une meilleure spécificité de l'indicateur pour les troubles chroniques du sommeil, réduit la sensibilité de la mesure et limite la généralisation des résultats aux formes non cliniques ou aigües de troubles du sommeil possiblement induits par le bruit environnemental. De plus, la variabilité de cet indicateur peut refléter, au moins pour partie, les « habitudes » de recours aux soins, qu'elles soient contraintes (difficultés d'accès aux soins) ou non (recours privilégié à l'automédication). Afin de réduire un éventuel biais qui pourrait en découler,

¹ <https://www.paris.fr/pages/bruit-et-nuisances-sonores-162>

² https://sante.gouv.fr/IMG/pdf/dgs-feuille_de_route_sommeil-a4_vdefpdf.pdf

nous avons inclus dans nos modèles un indicateur « taux de non-déclaration de médecin traitant ». Le taux de non-déclaration de médecin traitant peut révéler des inégalités structurelles dans l'accès aux soins et permettre d'identifier des biais territoriaux ou sociaux. Il permet de contrôler partiellement ce biais, de même que la prise en compte de du désavantage social, déterminant important de l'accès au soin [100].

L'indicateur sanitaire a été standardisé sur l'âge afin d'éviter un biais de standardisation. Cela implique l'hypothèse d'une exposition constante entre classes d'âge, or elle ne peut être vérifiée et peut constituer une source de biais. De plus, cette standardisation est susceptible d'entraîner une perte de puissance étant donné que l'effet de l'exposition au bruit nocturne est plus prononcé dans les classes d'âge élevées, comme le montrent nos analyses.

Limites relatives à l'estimation de l'exposition au bruit environnemental

Les cartes de bruit issues de modélisation permettent de fournir une évaluation des niveaux d'exposition au bruit mais comportent de nombreuses limitations. Si elles constituent un premier état des lieux, les cartes établies ne peuvent pas être fidèles à ce qui se passe véritablement sur le terrain.

En premier lieu, elles ne tiennent pas compte de tous les bruits de la vie quotidienne. Ainsi, elles ne tiennent pas compte des bruits de voisinage, des bruits des activités professionnelles, ou des bruits à l'intérieur des moyens de transports.

Par ailleurs, les cartes de bruit s'attachent à documenter des situations moyennes qui ne permettent pas de retrancrire les variations temporelles du bruit ainsi que certains bruits événementiels : phénomènes intempestifs ponctuels de type klaxons, sirènes, véhicules deux roues motorisés bruyants, livraisons, ramassage des ordures ménagères... La modélisation est rendue également délicate pour les rues de centres urbains denses où les vitesses de circulation ne sont pas bien établies (nombreuses accélérations / décélérations dues à la présence de feux tricolores ou de situations congestionnées...). La modélisation acoustique fournit une évaluation du bruit dans l'environnement à l'extérieur des bâtiments. Les isolements acoustiques de façade, qui conditionnent le bruit perçu à l'intérieur des bâtiments fenêtres fermées, ne sont pas pris en compte. La non prise en compte de ces isolements peut constituer une limitation dans l'évaluation de l'exposition sonore réelle des populations, en particulier dans des secteurs au sein desquels des isolations acoustiques renforcées ont pu être mises en œuvre. Il s'agit notamment des constructions récentes à proximité d'infrastructures de transport terrestre classées, de zones proches des aéroports situées dans le plan de gêne sonore (dispositif d'aide à l'insonorisation des bâtiments) ou dans le plan d'exposition au bruit (plan d'urbanisme contraignant les constructions dans les secteurs survolés).

Les biais potentiels occasionnés par les différences d'exposition non mesurées, occasionnées par la qualité du logement en matière d'isolation acoustique prévenant des bruits extérieurs ou liés au voisinage, peuvent être en partie contrôlés par la prise en compte du désavantage social. Par ailleurs, les niveaux de bruit sont modélisés pour des récepteurs positionnés à quatre mètres de hauteur par rapport au sol. Ils ne prennent pas en compte les différences qui seraient observées, dans la réalité, à des hauteurs plus faibles ou plus importantes.

Pour toutes ces raisons et ces situations, il serait préférable de disposer de mesures de bruit, idéalement d'exposition individuelle au bruit, qui permettraient de fournir des informations plus fiables et plus proches de la réalité des nuisances perçues par la population.

Comme évoqué plus haut, les indicateurs de bruit modélisés, en l'occurrence le Ln, retroussent mal le caractère événementiel et répétitif de certaines sources de bruit, en particulier celles se présentant sous la forme de pics de bruit comme le bruit lié au trafic aérien et le bruit ferroviaire. Un indicateur Ln peut, pour la même valeur, représenter deux environnements sonores très différents en termes de dynamique sonore, la dynamique représentant la différence entre les niveaux sonores les plus forts et les plus faibles. La

question des indicateurs événementiels agite la communauté acoustique depuis de nombreuses années mais aucun consensus n'a véritablement émergé à ce sujet jusqu'à maintenant. Les seuils réglementaires et les recommandations sanitaires sont quasiment exclusivement basés sur des niveaux sonores moyens tels que le Ln. De fait, seuls ces indicateurs sont disponibles à large échelle, notamment au travers des cartes stratégiques du bruit rendues obligatoires pour les grandes agglomérations et les grandes infrastructures de transport. Il serait intéressant d'intégrer aux données d'exposition des indicateurs de bruit événementiels prenant en compte le nombre et les caractéristiques des événements sonores.

Concernant la construction du modèle pour l'évaluation du bruit lié à la vie récréative, un certain nombre de limitations sont également à considérer. Tout d'abord, une terrasse est systématiquement créée pour chaque établissement identifié et sélectionné dans la base Sirène (restaurants et débits de boisson), qu'il en ait une ou non dans la réalité. Ensuite, toutes les terrasses sont modélisées par une même forme géométrique (demi-disque), hormis le cas de terrasses contiguës entre elles ou avec des bâtiments voisins, ce qui n'est évidemment pas la réalité. La comparaison, sur le secteur Paris – Halles-Beaubourg-Montorgueil (HBM), entre la méthode mise en œuvre pour Somnibruit à partir de la base Sirène et la méthode mise en œuvre en 2022 à partir du RET de la ville de Paris, montre que la superficie totale de terrasses est ainsi multipliée par trois pour la méthode Somnibruit. Cette différence a été compensée en corrigeant de -5 dB les niveaux de puissance acoustique pour avoir un AEI Ln identique, sur le périmètre HBM, entre la méthode de 2022 (terrasses à partir du RET) et la méthode Somnibruit (base Sirène).

Le processus de modélisation des terrasses conduit à créer la même source de bruit pour chaque établissement festif considéré. La méthodologie d'élaboration du modèle acoustique revient donc, d'une certaine manière, à caractériser la densité d'établissements festifs à chaque échelle territoriale considérée (commune, Iris) et à la convertir en un indicateur de bruit combiné avec le nombre d'habitants (indicateur AEI). **En cela, le modèle vise à caractériser la variabilité potentielle du bruit récréatif d'un territoire à l'autre et non de modéliser finement les niveaux de bruit à la maille ou au récepteur.**

Ces réserves étant faites, le processus d'élaboration du modèle "vie récréative" a l'avantage de pouvoir être mis en œuvre sur l'ensemble du territoire national et d'être totalement répliable.

Le choix de l'indicateur d'exposition au bruit s'est porté sur l'indice AEI, pour Average Energetic Index, calculé à partir des niveaux de bruit Ln à l'échelle territoriale de l'Iris et de la commune. Cet indicateur AEI Ln correspond à l'exposition moyenne au bruit, à l'échelle territoriale considérée (Iris, commune ou arrondissement), pondérée par la population. Il permet de prendre en compte la variabilité de l'exposition sonore au sein du territoire. Cet indicateur avait notamment été mis en œuvre dans le cadre de l'étude DEBATS [62].

Il a l'avantage de représenter un indicateur synthétique combinant de manière continue les niveaux de bruit et les populations exposées, relativement facile à comprendre et à produire. Il peut, en effet, être calculé à partir des niveaux de bruit Ln rendus disponibles pour le bruit des transports routiers, ferroviaires et aériens par l'intermédiaire des données des cartes stratégiques du bruit produites pour les grandes agglomérations et les infrastructures de transport dans le cadre de la Directive Européenne 2002/49/CE. Les limitations de cet indicateur AEI sont principalement inhérentes aux limitations relatives aux indicateurs Ln sur lesquels l'AEI est basé.

A notre connaissance, il n'existe pas d'autres indicateurs d'exposition au bruit permettant de combiner, de manière continue, niveaux de bruit et nombre de personnes exposées à l'échelle d'une unité territoriale.

L'indicateur AEI a été préféré à un indicateur d'exposition des populations au-delà de valeurs de référence, non disponibles pour toutes les sources de bruit et introduisant un effet de seuil et une perte importante d'information relative à la distribution de l'exposition. Des indicateurs d'impact sanitaire type DALY [101] (*Disability Adjusted Life Years* correspondant au nombre d'année de vie en bonne santé perdues) présentaient aussi l'avantage de considérer de manière continue l'exposition, avec de plus, une prise en compte des spécificités des différentes sources de transport, mais l'indicateur AEI a été préféré pour conserver la notion d'exposition au bruit des populations, sans introduire la prise en compte de l'impact du bruit adressé par les fonctions exposition-réponse sous-jacentes à la construction de l'indicateur DALY.

Comme évoqué ci-dessus, l'indicateur d'exposition au bruit aérien et au bruit ferroviaire serait à faire évoluer pour une meilleure prise en compte du caractère événementiel de ce type de bruit. Le nombre et les caractéristiques des événements sonores notamment seraient à considérer en plus de l'indicateur Ln, en particulier lorsque les niveaux sonores maximaux atteints sont élevés [102].

Limites relatives à l'approche écologique

La principale limite des études écologiques réside dans l'existence de facteurs de risques différents dans les groupes de populations comparés. A ce titre, la variabilité intra-unité de l'exposition mais aussi des facteurs de confusion est susceptible d'entrainer un biais écologique, d'autant plus que l'unité géographique est contrastée, ce qui est généralement le cas à l'échelle de la commune. Afin de limiter ce biais, les indicateurs d'exposition sonore et de désavantage social, lorsque cela était possible, ont été estimés à l'échelle de l'Iris, plus fine que celle de la commune, et des effets aléatoires à l'Iris ont été intégrés aux modèles.

Par ailleurs, certains facteurs individuels potentiellement importants dans le lien entre le bruit et le sommeil n'ont pas pu être intégrés, tels que l'orientation de la chambre, les comportements d'adaptation face au bruit (comme l'utilisation de bouchons d'oreille), ou encore l'ouverture des fenêtres en été, qui pourraient accroître l'exposition au bruit nocturne et la prévalence des troubles du sommeil [47]. La sensibilité individuelle au bruit, facteur important des différences inter-individuelles dans l'impact du bruit environnemental sur le sommeil [103–105], n'a pas non plus été prise en compte. Une importante variabilité entre unités de ces facteurs de confusion non mesurés pourrait entraîner un biais.

Enfin, l'indicateur sanitaire n'a pu être construit qu'à l'échelle communale. Ainsi, pour tous les Iris d'une commune, un taux communal de patients bénéficiant d'un remboursement de psychotropes à visée hypnotique a été appliqué, ce qui ne permet pas de capturer la variabilité locale des troubles du sommeil. Ceci constitue la principale limite de cette étude, avec pour conséquence de réduire la précision des estimations.

4.4 Perspectives et recommandations pour de futures études

Cette étude ouvre la voie à des travaux complémentaires dont certains sont en cours ou en attente de réalisation.

Concernant l'exposition au bruit lié à la vie récréative, un consortium de partenaires (Unité Mixte de Recherche en Acoustique Environnemental, Université Gustave Eiffel, Bruitparif, VIFASOM, villes de Paris et de Strasbourg) a ainsi déposé le **projet Noctambruit** dans le cadre d'un appel à projets générique 2025 de l'ANR. Le projet propose d'évaluer les **effets du bruit lié à la vie récréative sur la santé et en particulier sur le sommeil au moyen d'une enquête épidémiologique menée à Paris et à Strasbourg** auprès de 1 200 personnes ainsi qu'une étude individuelle sur le sommeil menée auprès de 100 personnes et comprenant des **mesures individuelles d'exposition au bruit et des mesures physiologiques réalisées au moyen d'un instrument connecté** (bague). L'étude comprend de vastes campagnes de mesures acoustiques dans l'environnement qui permettraient de **consolider l'élaboration de la modélisation d'un indicateur de bruit lié à la vie récréative**.

Une **étude bruit-sommeil**, inscrite au PRSE4 de la région Île-de-France et portée par Bruitparif, VIFASOM et l'ORS, investiguera également les **relations entre exposition au bruit environnemental et perturbations du sommeil auprès de 500 personnes en Île-de-France** au moyen de **mesures de bruit associées à des mesures physiologiques réalisées avec un instrument connecté** (bague). Les personnes instrumentées seront sélectionnées au sein de secteurs potentiellement exposés à du bruit routier, ferroviaire, aérien et lié à la vie récréative. Un groupe témoin sera également constitué.

En termes de perspectives, plusieurs travaux sont en cours sur la **définition d'indicateurs d'exposition au bruit environnemental prenant mieux en compte le caractère événementiel de certains types de bruit** en particulier le bruit ferroviaire et le bruit lié au trafic aérien.

Deux groupes de travail sont mobilisés à ce sujet au niveau du **Conseil national du bruit**, un premier groupe dédié à la question des **pics de bruit ferroviaire** et un second dédié aux **pics de bruit aérien** pilotés conjointement par le Conseil national du bruit et l'Acnusa (Autorité de contrôle des nuisances aéroportuaires). Ces travaux doivent converger vers la définition d'indicateurs de bruit événementiels, faisant consensus dans la communauté de l'acoustique environnementale, à employer et à généraliser en complément des indicateurs réglementaires existant dans les études menées par les différents acteurs du secteur.

Par ailleurs, Bruitparif réalise deux études de faisabilité, toutes deux lauréates de l'appel à projets du programme national de recherche Environnement-Santé-Travail de l'Anses (Agence nationale de sécurité sanitaire), sur **l'amélioration des connaissances sur les facteurs acoustiques liés à la gêne due au bruit ferroviaire et au bruit aérien**. L'étude **GENIFER** (GENe Instantanée due au bruit FERroviaire), menée entre 2023 et 2025, explore ainsi un protocole d'enquête destiné à **améliorer la connaissance sur les facteurs acoustiques de la gêne instantanée due au bruit ferroviaire**. L'étude **COGENAIR** réalisée entre 2024 et 2026 vise, quant à elle, à **co-construire un indicateur de gêne lié au bruit du trafic aérien**. Au travers de ces deux études de faisabilité, Bruitparif porte une proposition d'un indicateur de bruit se présentant sous la forme d'un **compteur d'événements sonores à points prenant mieux en compte le caractère répétitif du bruit ferroviaire et du bruit aérien** que les indicateurs énergétiques actuellement utilisés dans la réglementation.

En termes de perspectives quant aux données à mobiliser pour de nouvelles études, **deux freins subsistent**, qui nécessiteraient des évolutions sur les bases de données ainsi que des échanges avec les acteurs concernés. Le premier concerne **l'accès aux données permettant l'identification et la géolocalisation des établissements festifs et la**

caractérisation des terrasses en vue de modéliser leur impact sonore. Actuellement, il n'existe pas de données exhaustives et complètes disponibles au niveau national en accès ouvert. Les licences IV réglementant les débits de boissons, qui permettraient de déterminer finement les établissements, sont gérées au niveau local (mairie, préfecture). **Une centralisation, une homogénéisation et une ouverture des données relatives aux établissements disposant de cette licence permettrait d'améliorer l'identification des établissements.** De plus, il n'existe pas d'*open data* généralisée pour la caractérisation des terrasses. La ville de Paris dispose d'un Règlement des étalages et terrasses qui répertorie les emprises de terrasses. La généralisation de ce type de registre avec une ouverture des données permettrait d'améliorer la caractérisation des terrasses en définissant plus précisément leurs emprises et leurs superficies.

Des échanges seraient à poursuivre avec les partenaires afin de **disposer de données de santé à une échelle infra-communale, par exemple à l'Iris**, afin de construire un indicateur de santé plus fin.

Enfin, l'indicateur de santé est construit uniquement à partir des médicaments remboursés prescrits dans le cadre de leur autorisation de mise sur le marché (AMM). Des réflexions seraient à avoir pour **étendre les données de santé aux médicaments prescrits hors AMM**, voire à étendre à des produits pris en **automédication**, par exemple par l'intermédiaire d'une enquête auprès des pharmacies.

5 | CONCLUSION

L'étude Somnibruit apporte un éclairage inédit sur les liens entre exposition nocturne au bruit environnemental et consommation de médicaments à visée hypnotique dans la zone dense francilienne.

En mobilisant les données issues de la base principale du Système national des données de santé (SNDS) et les cartes stratégiques de bruit élaborées dans le cadre de la Directive Européenne 2002/49/CE, l'étude a permis, pour la première fois à une large échelle territoriale comptant plus de 10 millions d'habitants, d'explorer les relations entre l'exposition nocturne au bruit environnemental des populations et un indicateur de santé traduisant les troubles chroniques du sommeil.

Plusieurs innovations constituent les points forts de cette étude. Notamment, grâce à l'expérience clinique et sur la base de critères stricts, avec notamment l'identification de 381 spécialités pharmaceutiques utilisées comme psychotropes à visée hypnotique, un indicateur sanitaire de troubles chroniques du sommeil a pu être construit à une échelle territoriale fine (commune). Par ailleurs, l'étude Somnibruit propose une approche inédite intégrant une estimation simplifiée de l'exposition nocturne au bruit lié à la vie récréative, encore peu documentée dans la littérature scientifique. Ces avancées ont été rendues possibles grâce à la mobilisation des expertises complémentaires des partenaires de l'étude.

Les résultats de Somnibruit confirment l'existence d'une association significative entre le niveau d'exposition nocturne au bruit environnemental et le taux de patients remboursés pour des psychotropes à visée hypnotique et corroborent ainsi l'hypothèse selon laquelle le bruit constitue un déterminant environnemental des troubles chroniques du sommeil.

Des différences dans l'ampleur de l'effet du bruit environnemental ont été observées selon la source. Le bruit routier présentait l'effet le plus marqué. Couplés au fait que cette source de bruit constitue de loin la principale nuisance sonore environnementale au sein de la zone d'étude, avec plus de 75 % de la population exposée à un niveau de bruit supérieur aux recommandations de l'OMS, nos résultats suggèrent que le bruit routier constitue la nuisance sonore la plus préoccupante en zone dense Francilienne. Cette étude souligne aussi l'importance de ne pas restreindre l'analyse aux seules sources de bruit des transports. Les résultats issus de la modélisation de l'exposition au bruit lié à la vie récréative, bien qu'évaluée, en première approche, de manière simplifiée, suggèrent en effet que ce type de bruit constitue une nuisance non négligeable dans certains quartiers, notamment parisiens, et pourrait contribuer à la prévalence de troubles chroniques du sommeil. Ces travaux seraient à approfondir, avec la mise en œuvre d'indicateurs d'exposition au bruit environnemental plus complets, intégrant notamment les composantes événementielles pour le bruit ferroviaire et lié au trafic aérien.

En termes de santé publique, ces résultats renforcent la nécessité d'intégrer la problématique du bruit dans les politiques de prévention des troubles du sommeil et de promouvoir une meilleure prise en compte des nuisances sonores en milieu urbain sans les limiter au seul bruit des transports.

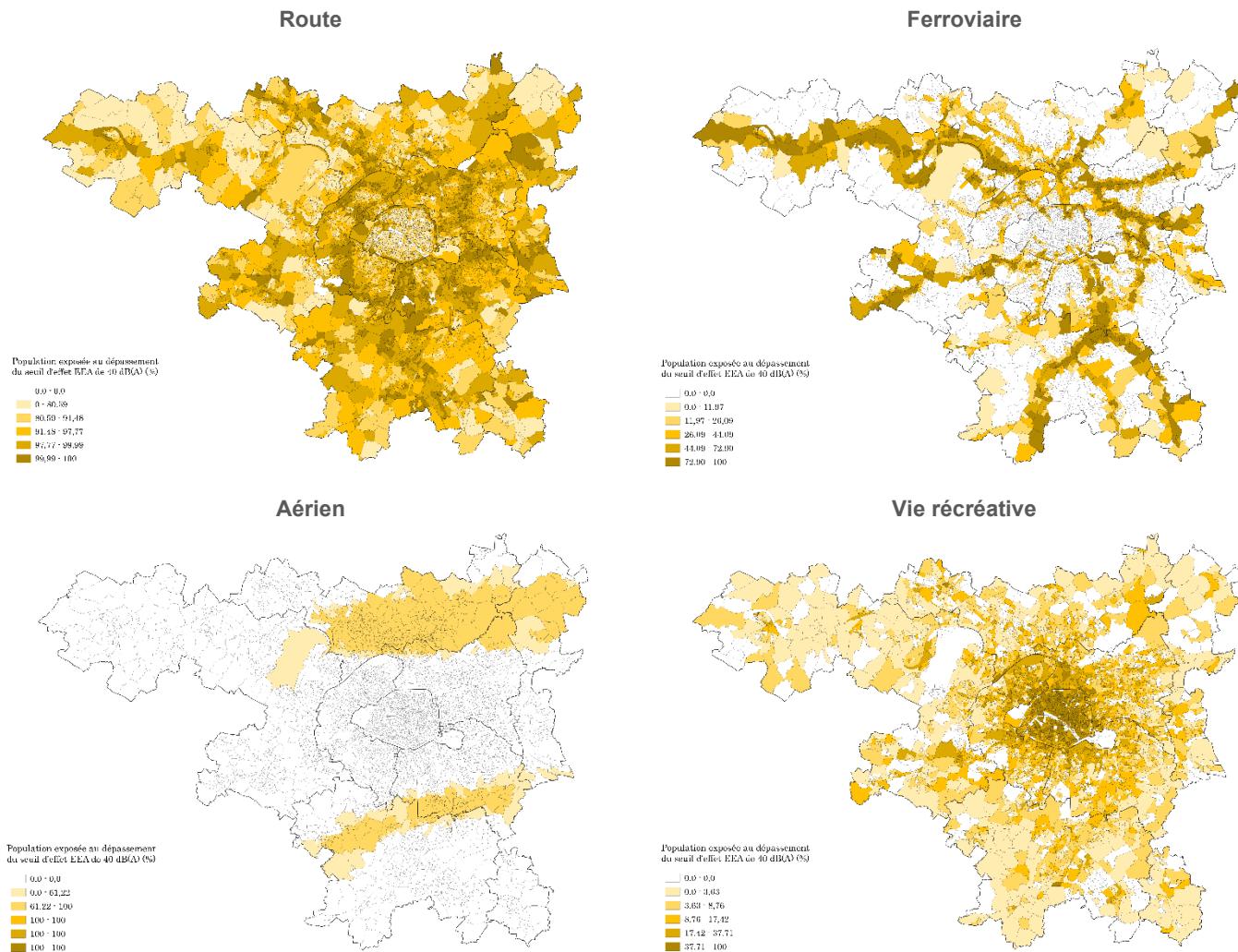
ANNEXES

Annexe 1 : Cartographies complémentaires des indicateurs d'exposition au bruit

Taux à l'Iris de population exposée à des niveaux de bruit excédant la recommandation de l'Agence européenne de l'environnement (EEA) sur le seuil d'effet de 40 dB(A) pour l'évaluation des risques sanitaires associés au bruit environnemental selon l'impact par type de source de bruit (route, fer, aérien)

Les cartes sont présentées en quintiles.

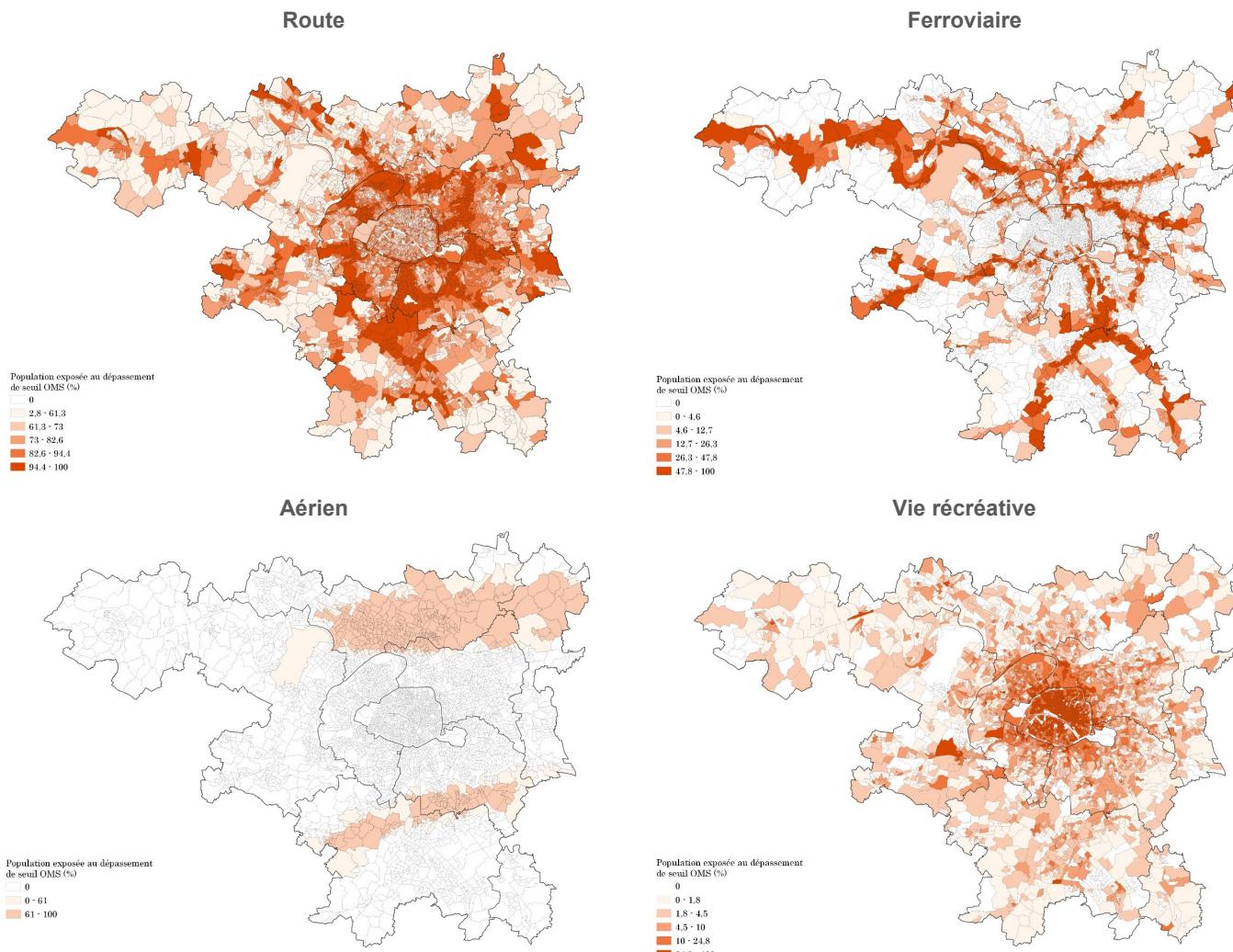
Figure 24 : Cartographie, à l'échelle de l'Iris, du taux de population en situation de dépassement du seuil d'effet EEA de 40 dB(A) en Ln pour chaque source de bruit



Taux à l'Iris de population exposée à des niveaux de bruit excédant les recommandations OMS par type de source de bruit (route, fer, aérien)

Les cartes sont présentées en quintiles. En l'absence de recommandation OMS pour le bruit lié à la vie récréative, les recommandations faites pour le bruit routier ont été utilisées.

Figure 25 : Cartographie, à l'échelle de l'Iris, du taux de population en situation de dépassement des recommandations OMS en Ln pour chaque source de bruit (route, fer, aérien)

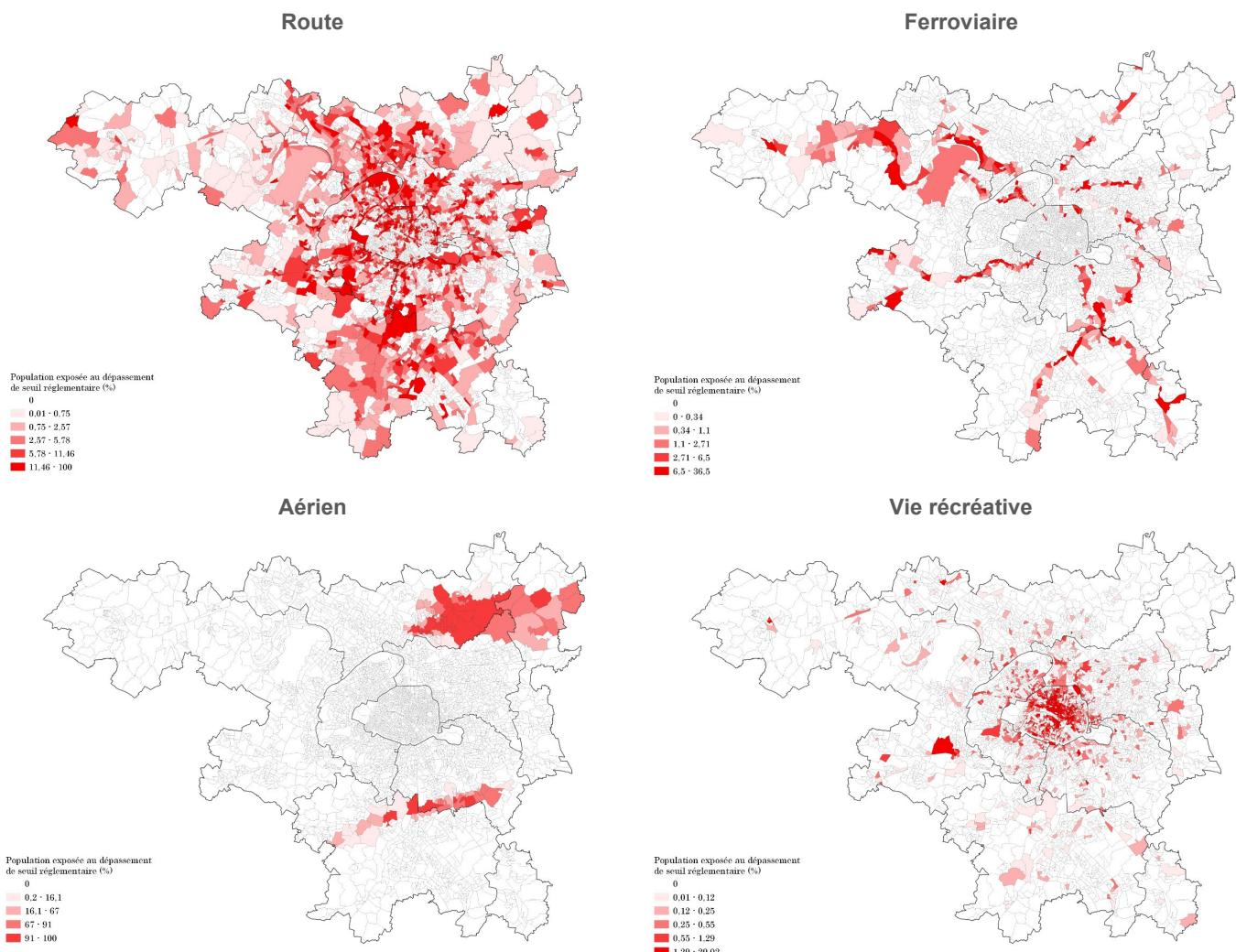


Note : en l'absence de valeurs limites réglementaires pour le bruit lié à la vie récréative, les valeurs associées au bruit routier ont été utilisées

Taux à l'Iris de population exposée à des niveaux de bruit excédant les valeurs limites réglementaires prises en application de la directive européenne 2002/49/CE par type de source de bruit (route, fer, aérien)

Les cartes sont présentées en quintiles. En l'absence de valeurs limites réglementaires pour le bruit lié à la vie récréative, les valeurs associées au bruit routier ont été utilisées

Figure 26. Cartographie, à l'échelle de l'Iris, du taux de population en situation de dépassement des valeurs limites réglementaires prises en application de la directive européenne 2002/49/CE pour le Ln par type de source de bruit (route, fer, aérien)



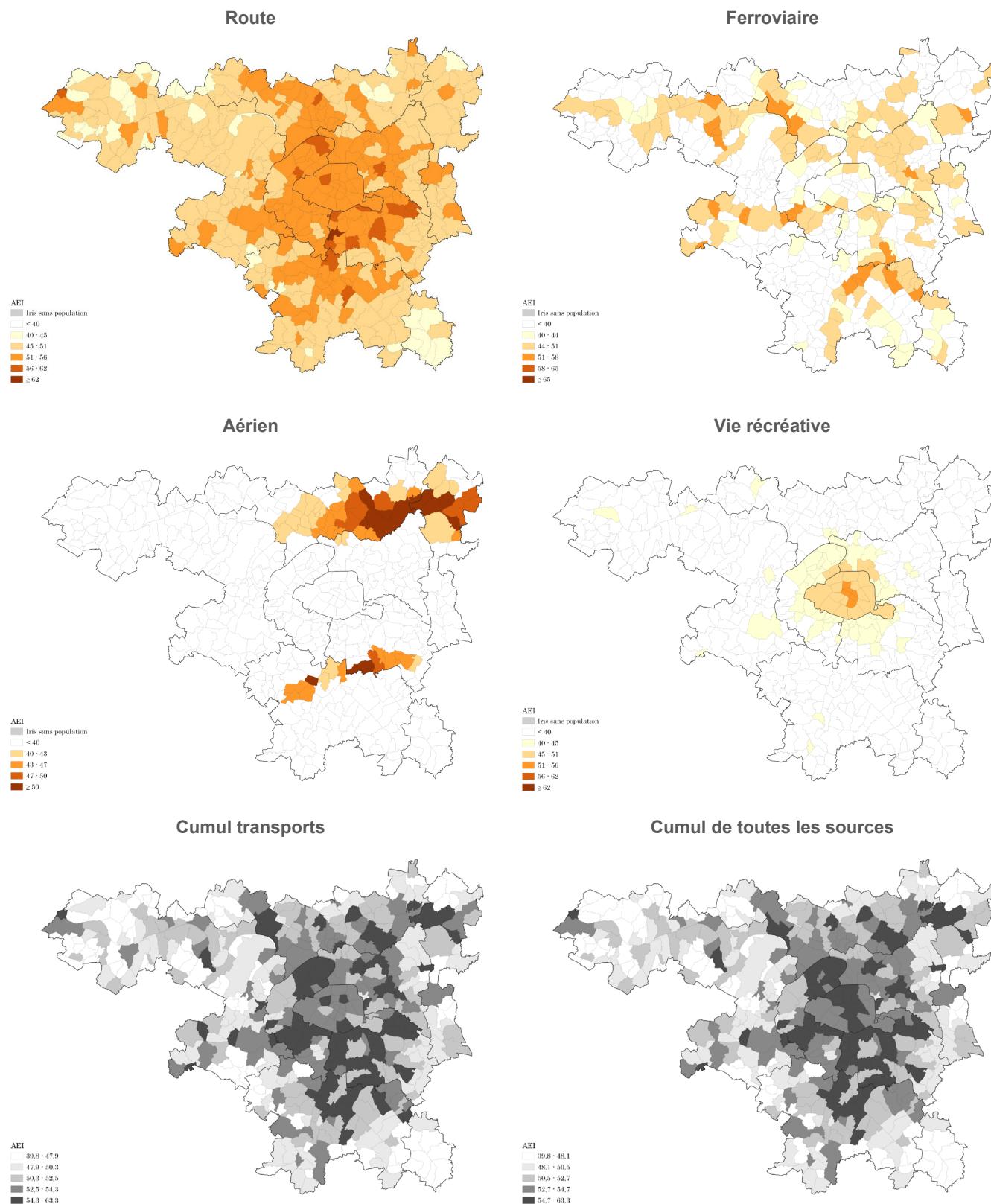
Note : en l'absence de valeurs limites réglementaires pour le bruit lié à la vie récréative, les valeurs associées au bruit routier ont été utilisées.

Cartographies à la commune de l'indicateur d'exposition AEI selon l'indicateur Ln

Les cartes sont présentées par plages de niveaux de bruit pour les différentes sources de bruit (route, fer, aérien et vie récréative), pour le bruit cumulé des transports (route + fer + aérien) ainsi que le bruit cumulé toutes sources (route + fer + aérien + vie récréative) présentées en quintiles.

Concernant les cartographies de l'indice d'exposition AEI Ln, les plages de valeurs présentées sont ajustées selon les valeurs de référence associées à la source de bruit (recommandation OMS et valeur limite réglementaire prise en application de la Directive Européenne 2002/49/CE). Les plages représentées sont différentes selon la source de bruit.

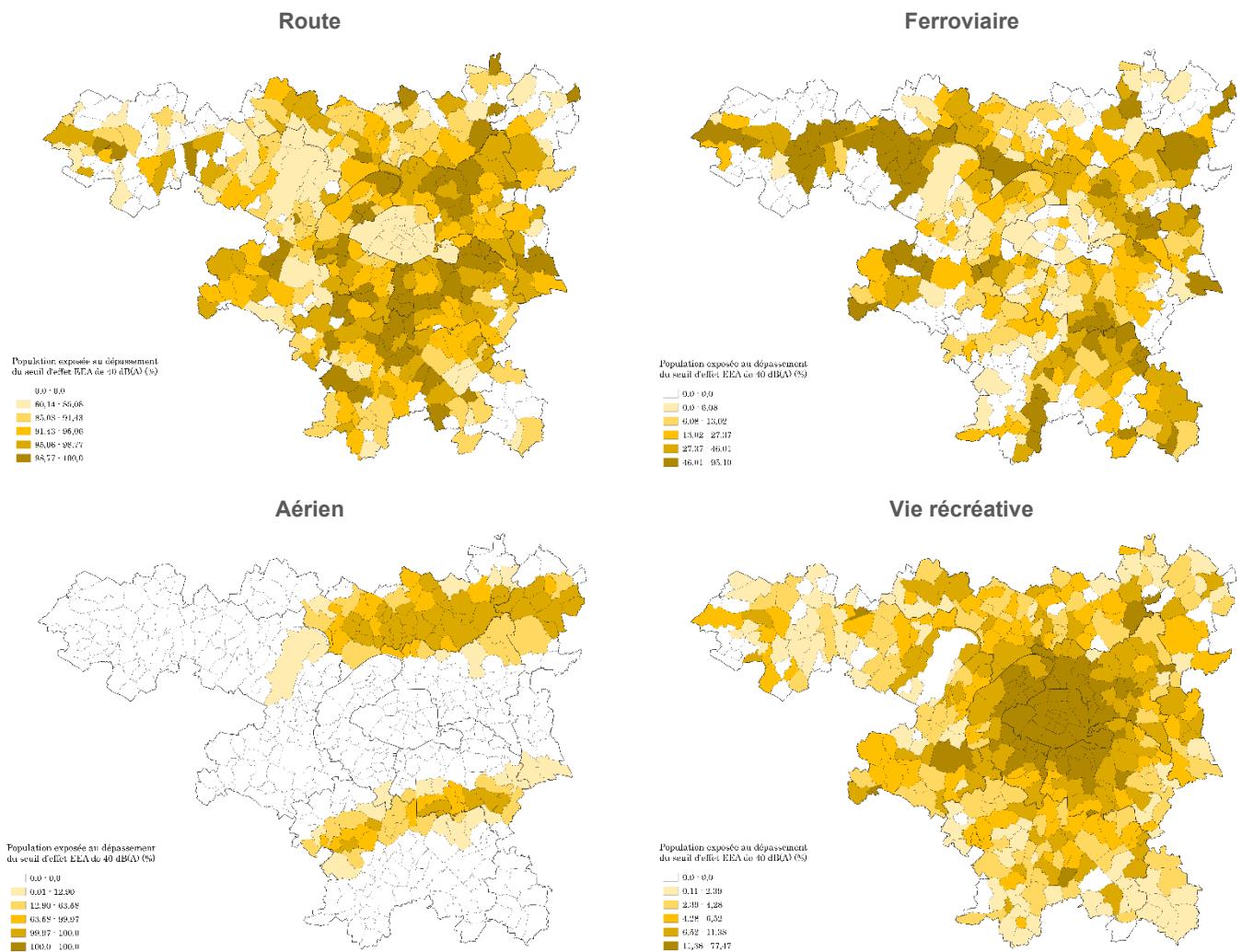
Figure 27. Cartographie, à l'échelle de la commune, de l'indicateur AEI en Ln pour chaque source de bruit (route, fer, aérien, vie récréative) ainsi que pour le bruit cumulé des transports (route, fer et aérien) et pour le bruit cumulé toutes sources (route, fer, aérien et vie récréative)



Taux à la commune de population exposée à des niveaux de bruit excédant la recommandation de l'Agence européenne de l'environnement (EEA) sur le seuil d'effet de 40 dB(A) pour l'évaluation des risques sanitaires associés au bruit environnemental selon l'impact par type de source de bruit (route, fer, aérien)

Les cartes sont présentées en quintiles.

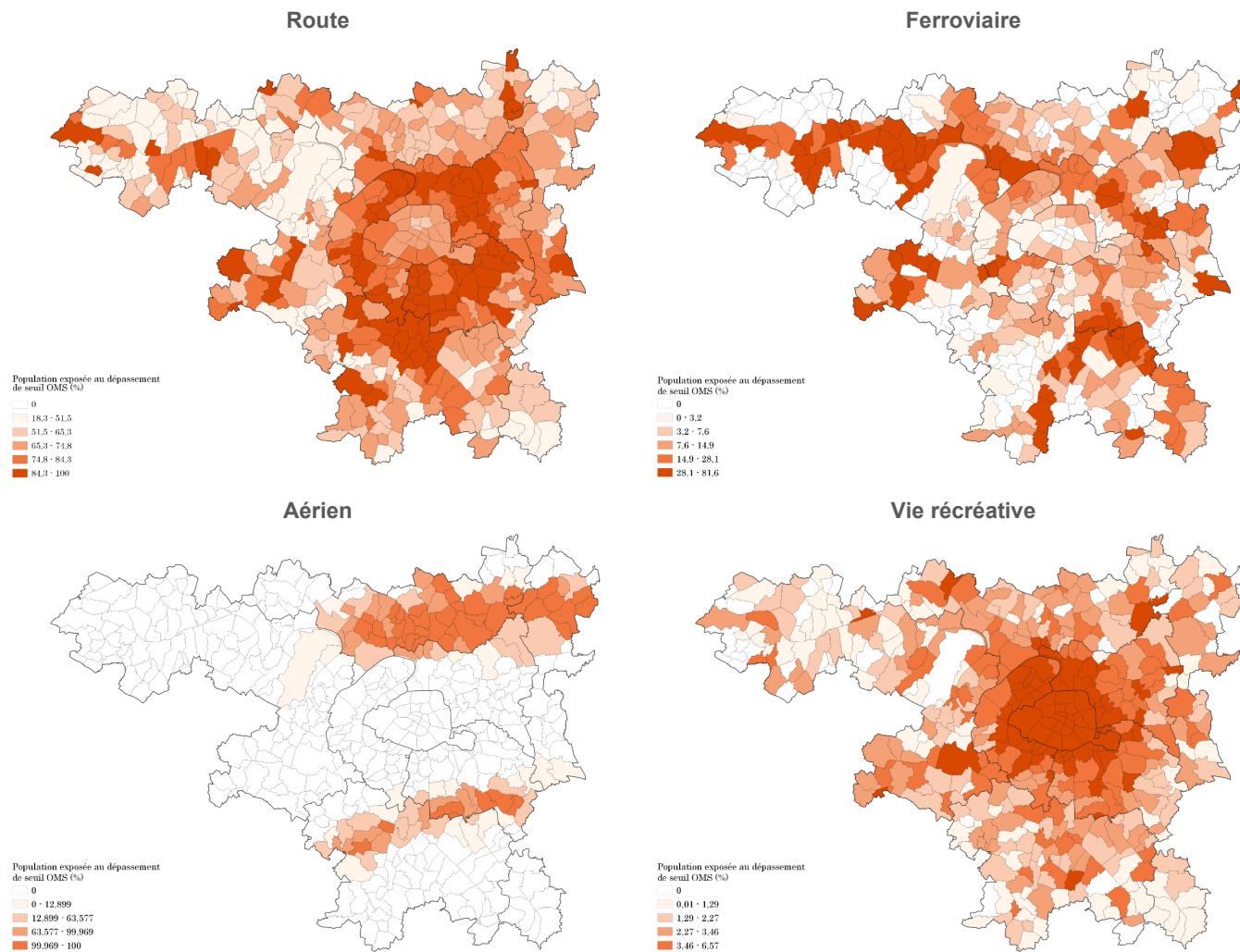
Figure 28 : Cartographie, à l'échelle de la commune, du taux de population en situation de dépassement du seuil d'effet EEA de 40 dB(A) en Ln pour chaque source de bruit



Taux à la commune de population exposée à des niveaux de bruit excédant les recommandations OMS par type de source de bruit (route, fer, aérien)

Les cartes sont présentées en quintiles. En l'absence de recommandation OMS pour le bruit lié à la vie récréative, les recommandations faites pour le bruit routier ont été utilisées.

Figure 29. Cartographie, à l'échelle de la commune, du taux de population en situation de dépassement des recommandations OMS en Ln pour chaque source de bruit (route, fer, aérien)

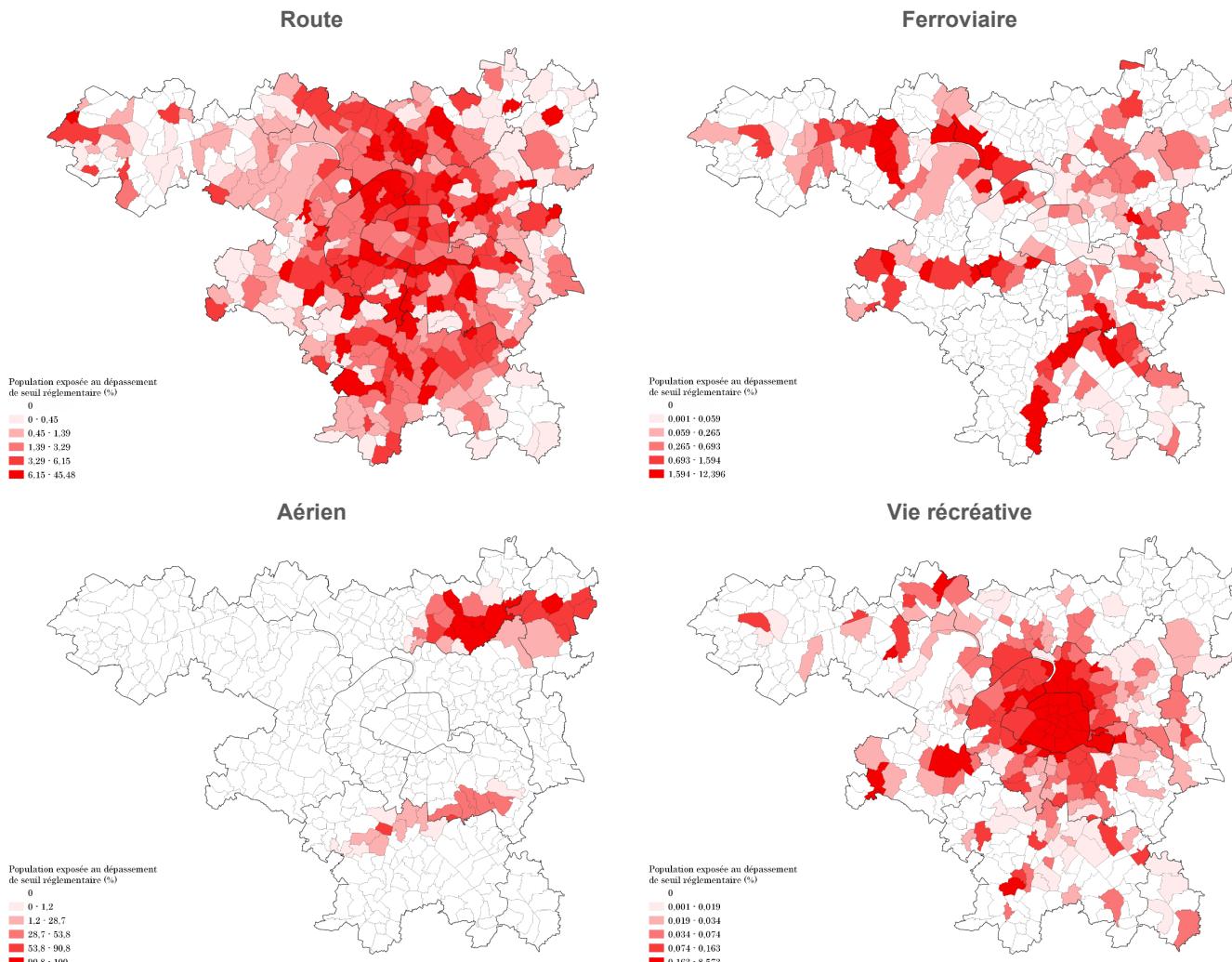


Note : en l'absence de valeurs limites réglementaires pour le bruit lié à la vie récréative, les valeurs associées au bruit routier ont été utilisées

Taux à la commune de population exposée à des niveaux de bruit excédant les valeurs limites réglementaires prises en application de la directive européenne 2002/49/CE par type de source de bruit (route, fer, aérien)

Les cartes sont présentées en quintiles. En l'absence de valeurs limites réglementaires pour le bruit lié à la vie récréative, les valeurs associées au bruit routier ont été utilisées.

Figure 30 : Cartographie, à l'échelle de la commune, du taux de population en situation de dépassement des valeurs limites réglementaires prises en application de la directive européenne 2002/49/CE pour le Ln par type de source de bruit (route, fer, aérien)



Note : en l'absence de valeurs limites réglementaires pour le bruit lié à la vie récréative, les valeurs associées au bruit routier ont été utilisées.

Annexe 2 : Bénéfices potentiels de différents scénarios de réduction du bruit

Sont présentés ici des cartographies et des tableaux d'estimations de potentielles réductions de patients bénéficiant de médicaments psychotropes à visée hypnotique si le bruit nocturne était réduit en fonction de deux scénarios. A noter que ces estimations ont été réalisées à titre indicatif à partir de modèles.

Réduction du bruit aux recommandations de l'OMS (2018)

Figure 31 : Baisses relatives à l'échelle de la commune du taux standardisé sur l'âge de patients bénéficiant de médicaments psychotropes à visée hypnotique par rapport à la situation actuelle si le bruit nocturne ne dépassait pas les recommandations de l'OMS (2018) pour chaque source de bruit

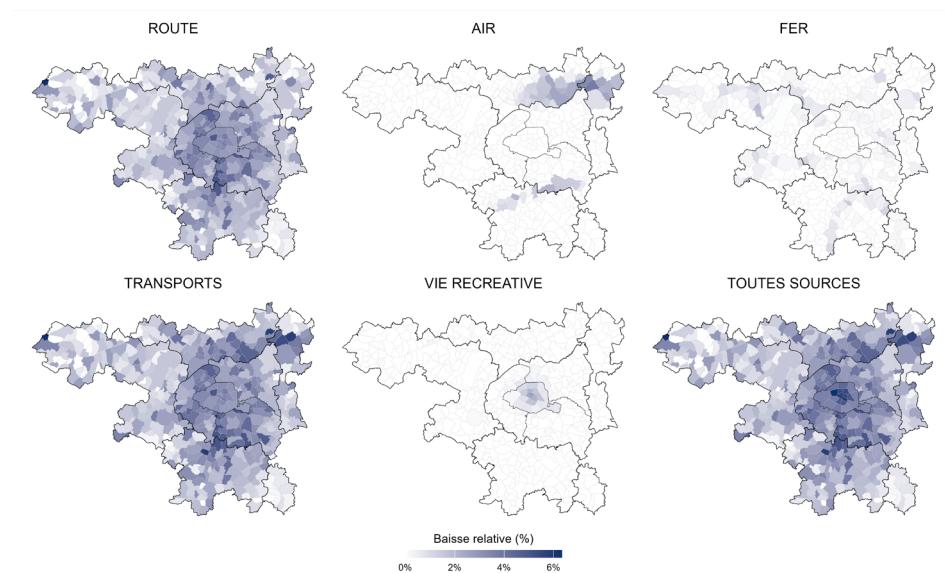


Tableau 13. Estimations de la baisse relative et du nombre de patients évités bénéficiant de médicaments psychotropes à visée hypnotique par rapport à la situation actuelle si le bruit nocturne ne dépassait pas les recommandations de l'OMS (2018) pour chaque source de bruit

| Sources de bruit | Baisse relative moyenne (%) ¹ | Nombre de cas évités ¹ |
|------------------|--|-----------------------------------|
| Route | 2,47 | 12 665 |
| Air | 0,09 | 469 |
| Fer | 0,13 | 671 |
| Transports | 2,69 | 13 804 |
| Vie récréative | 0,25 | 1 284 |
| Toutes sources | 2,94 | 15 088 |

¹Personnes bénéficiant de remboursements de psychotropes à visée hypnotique due au bruit. Estimations basées sur le nombre de cas moyen (2017-2019) et par an : 513 276.

Réduction du bruit de 3 dB(A) lorsque le bruit dépasse les recommandations de l'OMS (2018)

Figure 32 : Baisses relatives à l'échelle de la commune du taux standardisé sur l'âge de patients bénéficiant de médicaments psychotropes à visée hypnotique par rapport à la situation actuelle si le bruit nocturne était réduit de 3 dB(A) dans les communes dépassant les recommandations de l'OMS (2018) pour chaque source de bruit

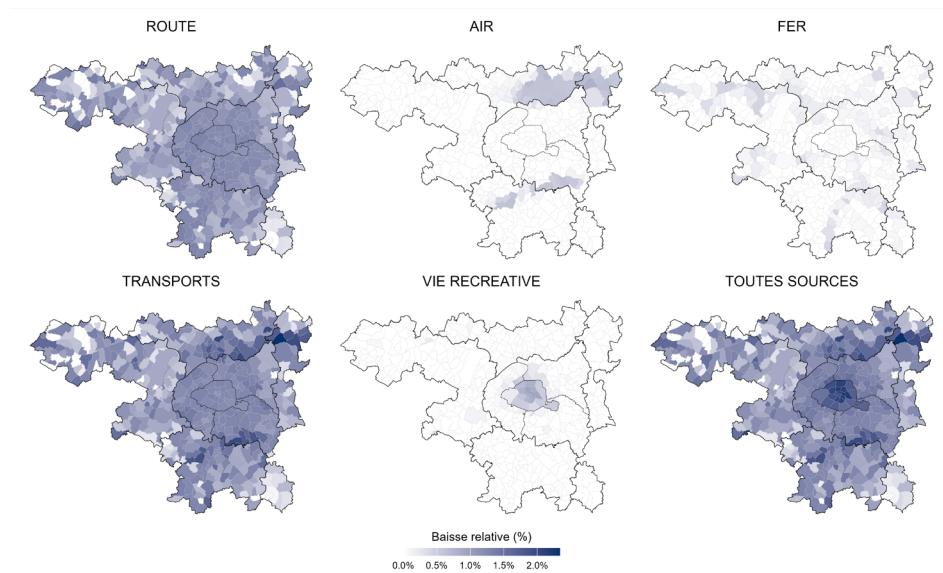


Tableau 14. Estimations de la baisse relative et du nombre de patients évités bénéficiant de médicaments psychotropes à visée hypnotique par rapport à la situation actuelle si le bruit nocturne était réduit de 3 dB(A) lorsqu'il dépasse les recommandations de l'OMS (2018) pour chaque source de bruit

| Source de bruit | Baisse relative moyenne (%) ¹ | Nombre de cas évités ¹ |
|-----------------|--|-----------------------------------|
| Route | 1,06 | 5 418 |
| Air | 0,04 | 200 |
| Fer | 0,06 | 288 |
| Transports | 1,15 | 5 906 |
| Vie recreative | 0,16 | 836 |
| Toutes sources | 1,31 | 6 741 |

¹Personnes bénéficiant de remboursements de psychotropes à visée hypnotique due au bruit. Estimations basées sur le nombre de cas moyen (2017-2019) et par an : 513 276.

Réduction du bruit à 40 dB(A) lorsque le bruit dépasse ce seuil

Figure 33 : Baisses relatives à l'échelle de la commune du taux standardisé sur l'âge de patients bénéficiant de médicaments psychotropes à visée hypnotique par rapport à la situation actuelle si le bruit nocturne ne dépassait pas 40 dB(A) pour chaque source de bruit

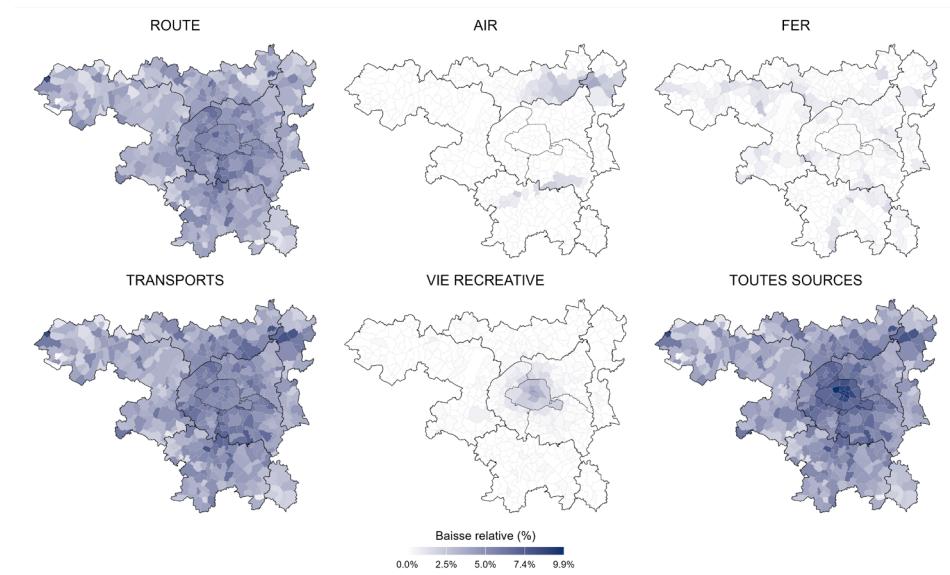


Tableau 15. Estimations de la baisse relative et du nombre de patients évités bénéficiant de médicaments psychotropes à visée hypnotique par rapport à la situation actuelle si le bruit nocturne ne dépassait pas 40 dB(A) pour chaque source de bruit.

| Sources de bruit | Baisse relative moyenne (%) ¹ | Nombre de cas évités ¹ |
|------------------|--|-----------------------------------|
| Route | 4,48 | 23 014 |
| Air | 0,09 | 469 |
| Fer | 0,24 | 1 250 |
| Transports | 4,82 | 24 733 |
| Vie récréative | 0,76 | 3 926 |
| Toutes sources | 5,58 | 28 659 |

¹Personnes bénéficiant de remboursement de psychotropes à visée hypnotique due au bruit. Estimations basées sur le nombre de cas moyen (2017-2019) et par an : 513 276.

LISTE DES SIGLES ET ACRONYMES

ORS : Observatoire régional de santé

2Rm : Deux roues motorisés

Acnusa : Autorité de Contrôle des Nuisances Aéroportuaires

ACP : analyse en composante principale

Ademe : Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie

ADP : Aéroports de Paris

AEI : Average Energetic Index

ALD : Affection longue durée

Anses : Agence nationale de sécurité sanitaire

ANSM : Agence nationale de sécurité du médicament et des produits de santé

ANR : Agence nationale de la recherche

ANSM : Agence nationale de sécurité du médicament et des produits de santé

AP-HP : Assistance publique - Hôpitaux de Paris

ATC : Anatomique, Thérapeutique, Chimique

Cerema : Centre d'études et d'expertise sur les risques, l'environnement, la mobilité et l'aménagement

CIP : Code identifiant de présentation

CNAM : Caisse nationale de l'assurance maladie

CNOSSOSS : Common noise assessment methods

CNAM-TS : Caisse nationale de l'Assurance maladie des travailleurs salariés

CNSA : Caisse nationale de solidarité pour l'autonomie

Crédoc : Centre de recherche pour l'étude et l'observation des conditions de vie

DALY : disability-adjusted life years

dB(A) : décibel pondéré A

DEBATS : Discussion sur les effets du bruit des aéronefs touchant la santé

DCIR : Datamart de Consommation Inter-Régime

DGAC : Direction générale de l'Aviation civile

EEA : Agence européenne pour l'environnement

Fdep : French Deprivation Index

GAMM : modèles additifs généralisés à effets mixtes

GD4H : Green data for Health

HBM : Halles-Beaubourg-Montorgueil

HDH : Health Data Hub

Inserm : Institut national de la santé et de la recherche médicale

INSV : Institut National du Sommeil et de la Vigilance

Iris : Ilots Regroupés pour Information Statistique

Ld : Level day

Lden : Level day evening night

Le : Level evening

Leq : Level equivalent

Ln : Level night

MDPH : Maison Départementale pour les Personnes Handicapées

NAF/APE : nomenclature d'activités française / activité principale exercée

OMS : Organisation mondiale de la santé

OR : odds-ratio

ORS : Observatoire régional de santé

PL : Poids lourds

PAES : Plan d'amélioration de l'environnement sonore

PRSE : Plan régional santé environnement

REML : Restricted Maximum Likelihood

RET : Règlement des Etalages et Terrasses

SIG : système d'information géographique

Sirene : Système national d'identification et du répertoire des entreprises et de leurs établissements

SNDS : Système National des Données de Santé

SNIIRAM : Système national d'information inter-régimes de l'Assurance maladie

TUU : Tranche d'unité urbaine

VIF : Facteur d'inflation de la variance

VIFASOM : Vigilance, Fatigue, Sommeil et Santé Publique)

VUL : Véhicules utilitaires légers

BIBLIOGRAPHIE

- [1] INSV. Sommeil, somnolence et santé mentale – Enquête INSV/Fondation VINCI Autoroutes pour la Journée du sommeil 2025. 2025.
- [2] Beck F, Léon C, Léger D. Troubles du sommeil : une approche exploratoire. Baromètre santé 2005. inpes, 2007, p. 519–32.
- [3] Matulonga B, Grémy I. Le sommeil des jeunes Franciliens à l'ère du numérique : un enjeu de santé publique largement sous-estimé. Paris: 2020.
- [4] Grandner MA. Sleep, Health, and Society. *Sleep Med Clin* 2022;17:117–39. [\[doi.org/10.1016/j.jsmc.2022.03.001\]](https://doi.org/10.1016/j.jsmc.2022.03.001).
- [5] World Health Organization (WHO). Environmental noise guidelines for the European Region. 2018.
- [6] Crédoc. Perception du bruit en Ile-de-France fin 2021 - Rapport. 2022.
- [7] Arregi A, Vegas O, Lertxundi A, Silva A, Ferreira I, Bereziartua A, et al. Road traffic noise exposure and its impact on health: evidence from animal and human studies-chronic stress, inflammation, and oxidative stress as key components of the complex downstream pathway underlying noise-induced non-auditory health effects. *Environ Sci Pollut Res Int* 2024;31:46820–39. [\[doi.org/10.1007/s11356-024-33973-9\]](https://doi.org/10.1007/s11356-024-33973-9).
- [8] Bodin T, Björk J, Ohrström E, Ardö J, Albin M. Survey context and question wording affects self reported annoyance due to road traffic noise: a comparison between two cross-sectional studies. *Environ Health* 2012;11:14. <https://doi.org/10.1186/1476-069X-11-14>.
- [9] Ottoz E, Rizzi L, Nastasi F. Recreational noise: Impact and costs for annoyed residents in Milan and Turin. *Applied Acoustics* 2018;133:173–81. [\[doi.org/10.1016/J.APACOUST.2017.12.021\]](https://doi.org/10.1016/J.APACOUST.2017.12.021).
- [10] European Environment Agency. Environmental noise in Europe. 2020.
- [11] European Environment Agency. Environmental noise in Europe. 2025. [\[doi.org/10.2800/1181642\]](https://doi.org/10.2800/1181642).
- [12] Frank MG, Heller HC. The Function(s) of Sleep. In: Landolt H-P, Dijk D-J, editors. *Sleep-Wake Neurobiology and Pharmacology*, Cham: Springer International Publishing; 2019, p. 3–34. [\[doi.org/10.1007/164_2018_140\]](https://doi.org/10.1007/164_2018_140).
- [13] Krueger JM, Frank MG, Wisor JP, Roy S. Sleep function: Toward elucidating an enigma. *Sleep Med Rev* 2016;28:46–54. [\[doi.org/10.1016/j.smrv.2015.08.005\]](https://doi.org/10.1016/j.smrv.2015.08.005).
- [14] Chennaoui M, Vanneau T, Trignol A, Arnal P, Gomez-Merino D, Baudot C, et al. How does sleep help recovery from exercise-induced muscle injuries? *J Sci Med Sport* 2021;24:982–7. [\[doi.org/10.1016/j.jsams.2021.05.007\]](https://doi.org/10.1016/j.jsams.2021.05.007).
- [15] Léger D, Debellemaniere E, Rabat A, Bayon V, Benchenane K, Chennaoui M. Slow-wave sleep: From the cell to the clinic. *Sleep Med Rev* 2018;41:113–32. [\[doi.org/10.1016/j.smrv.2018.01.008\]](https://doi.org/10.1016/j.smrv.2018.01.008).
- [16] Grandner MA, Fernandez F-X. The translational neuroscience of sleep: A contextual framework. *Science* 2021;374:568–73. [\[doi.org/10.1126/science.abj8188\]](https://doi.org/10.1126/science.abj8188).

- [17] INSV. Sommeil, croyances, santé mentale et éco-anxiété Enquête INSV/MGEN - Journée du sommeil® 2023 2023. Disponible sur : <https://institut-sommeil-vigilance.org/sommeil-croyances-sante-mentale-et-eco-anxiete-enquete-insv-mgen-journee-du-sommeil-2023/> (accessed December 30, 2024).
- [18] Chan-Chee C, Bayon V, Bloch J, Beck F, Giordanella JP, Leger D. Épidémiologie de l'insomnie en France : état des lieux. *Rev Epidemiol Sante Publique* 2011;59:409–22. [doi.org/10.1016/J.RESPE.2011.05.005].
- [19] Leger D, Beck F, Richard JB, Godeau E. Total sleep time severely drops during adolescence. *PLoS One* 2012;7:e45204. [doi.org/10.1371/journal.pone.0045204].
- [20] Léger D, Zeghnoun A, Faraut B, Richard JB. Le temps de sommeil, la dette de sommeil, la restriction de sommeil et l'insomnie chronique des 18-75 ans : résultats du Baromètre de Santé publique France 2017. *Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire* 2019:149–60.
- [21] Hirshkowitz M, Whiton K, Albert SM, Alessi C, Bruni O, DonCarlos L, et al. National Sleep Foundation's updated sleep duration recommendations: final report. *Sleep Health* 2015;1:233–43. [doi.org/10.1016/j.slehd.2015.10.004].
- [22] Léger D, Roscoat E du, Bayon V, Guignard R, Pâquereau J, Beck F. Short sleep in young adults: Insomnia or sleep debt? Prevalence and clinical description of short sleep in a representative sample of 1004 young adults from France. *Sleep Med* 2011;12:454–62. [doi.org/10.1016/j.sleep.2010.12.012].
- [23] Collectif droit au sommeil Paris. Privation de sommeil à Paris : des Parisiens en souffrance abandonnés par les Pouvoirs publics 2020. Disponible sur : <https://droitausommeil.fr/etude-victimes-nuisances-sonores-paris-2020> (accessed March 21, 2025).
- [24] Chevrollier G, Devinaz GL. Prévenir l'exposition au bruit lié aux transports : une politique publique à mettre en musique 2025.
- [25] Andrillon T, Poulsen AT, Hansen LK, Léger D, Kouider S. Neural Markers of Responsiveness to the Environment in Human Sleep. *J Neurosci* 2016;36:6583–96. [doi.org/10.1523/JNEUROSCI.0902-16.2016].
- [26] Andrillon T, Kouider S. The vigilant sleeper: neural mechanisms of sensory (de)coupling during sleep. *Curr Opin Physiol* 2020;15:47–59. [doi.org/10.1016/J.COPHYS.2019.12.002].
- [27] Basner M, Babisch W, Davis A, Brink M, Clark C, Janssen S, et al. Auditory and non-auditory effects of noise on health. *Lancet* 2014;383:1325–32. [doi.org/10.1016/S0140-6736(13)61613-X].
- [28] Smith MG, Cordoza M, Basner M. Environmental Noise and Effects on Sleep: An Update to the WHO Systematic Review and Meta-Analysis. *Environ Health Perspect* 2022;130:76001. [doi.org/10.1289/EHP10197].
- [29] Halperin D. Environmental noise and sleep disturbances: A threat to health? *Sleep Sci* 2014;7:209–12. [doi.org/10.1016/j.slsci.2014.11.003].
- [30] de Kluizenaar Y, Janssen SA, van Lenthe FJ, Miedema HME, Mackenbach JP. Long-term road traffic noise exposure is associated with an increase in morning tiredness. *J Acoust Soc Am* 2009;126:626–33. <https://doi.org/10.1121/1.3158834>.
- [31] Basner M, Müller U, Elmenhorst E-M. Single and combined effects of air, road, and rail traffic noise on sleep and recuperation. *Sleep* 2011;34:11–23. [doi.org/10.1093/sleep/34.1.11].

- [32] Basner M, Glatz C, Griefahn B, Penzel T, Samel A. Aircraft noise: effects on macro- and microstructure of sleep. *Sleep Med* 2008;9:382–7. [doi.org/10.1016/j.sleep.2007.07.002].
- [33] Oswald I, Taylor AM, Treisman M. Discriminative responses to stimulation during human sleep. *Brain* 1960;83:440–53. [doi.org/10.1093/brain/83.3.440].
- [34] World Health Organization (WHO). Night noise guidelines for Europe. World Health Organization. Regional Office for Europe; 2009.
- [35] Muzet A. Environmental noise, sleep and health. *Sleep Med Rev* 2007;11:135–42. [doi.org/10.1016/j.smrv.2006.09.001].
- [36] Münzel T, Gori T, Babisch W, Basner M. Cardiovascular effects of environmental noise exposure. *Eur Heart J* 2014;35:829–36. [doi.org/10.1093/eurheartj/ehu030].
- [37] Pirrera S, De Valck E, Cluydts R. Nocturnal road traffic noise: A review on its assessment and consequences on sleep and health. *Environ Int* 2010;36:492–8. [doi.org/10.1016/j.envint.2010.03.007].
- [38] Anastasios G, Magioulis G, Konstantinos K, Ioannis A. Noise and Health: Review. *Indian J Otolaryngol Head Neck Surg* 2022;74:5482–91. [doi.org/10.1007/s12070-021-02797-1].
- [39] Bruitparif – Observatoire du bruit en Île-de-France.. 3e trimestre 2024. Spécial Diagnostic des enjeux du bruit. 2024. Le Le Franciliphone ; 47.
- [40] Douillet M, Sipos G, Delugin L, Bulliot B, Remontet L, Bidault E, et al. Coût social du bruit en France. 2021.
- [41] Bruitparif – Observatoire du bruit en Île-de-France. Le coût social du bruit en Île-de-France. 2021.
- [42] Arrêté du 18 juin 2021 modifiant l'arrêté du 1er juin 2021 fixant les conditions d'application de l'article 45-1 du décret n° 2021-699 du 1er juin 2021 prescrivant les mesures générales nécessaires à la gestion de la sortie de crise sanitaire. 2021.
- [43] Revol C, Mietlicki F. Acoustic diagnosis of the noise of nighttime recreational activities in Paris. 10th Convention of the European Acoustics Association, Turin: 2023.
- [44] Beck F, Guignard R, Haxaire C, Le Moigne P. Les consommations de médicaments psychotropes en France. *La Santé En Action* 2014;427:47–9.
- [45] Evandt J, Skurtveit S, Oftedal B, Krog NH, Nafstad P, Skovlund E, et al. Agreement between self-reported and registry-based use of sleep medications and tranquilizers. *Pharmacoepidemiol Drug Saf* 2019;28:1336–43. [doi.org/10.1002/pds.4854].
- [46] Roswall N, Poulsen AH, Thacher JD, Hvidtfeldt UA, Raaschou-Nielsen O, Jensen SS, et al. Nighttime road traffic noise exposure at the least and most exposed façades and sleep medication prescription redemption-a Danish cohort study. *Sleep* 2020;43. [doi.org/10.1093/sleep/zsaa029].
- [47] Evandt J, Oftedal B, Krog NH, Skurtveit S, Nafstad P, Schwarze PE, et al. Road traffic noise and registry based use of sleep medication. *Environ Health* 2017;16:110. [doi.org/10.1186/s12940-017-0330-5].

- [48] Bocquier A, Cortaredona S, Boutin C, David A, Bigot A, Sciortino V, et al. Is exposure to night-time traffic noise a risk factor for purchase of anxiolytic-hypnotic medication? A cohort study. *Eur J Public Health* 2014;24:298–303. [doi.org/10.1093/eurpub/ckt117].
- [49] Lercher P, Brink M, Rudisser J, Van Renterghem T, Botteldooren D, Baulac M, et al. The effects of railway noise on sleep medication intake: results from the ALPNAP-study. *Noise Health* 2010;12:110–9. [doi.org/10.4103/1463-1741.63211].
- [50] Petri D, Licitra G, Vigotti MA, Fredianelli L. Effects of Exposure to Road, Railway, Airport and Recreational Noise on Blood Pressure and Hypertension. *Int J Environ Res Public Health* 2021;18. [doi.org/10.3390/ijerph18179145].
- [51] ORS Île-de-France. La santé des Franciliens : diagnostic pour le projet régional de santé 2023-2027. Paris : 2023.
- [52] Arrêté du 14 avril 2017 portant désignation des agglomérations de plus de 100 000 habitants concernées par l'article L. 572-2 du code de l'environnement. 2017.
- [53] Directive 2002/49/CE du Parlement européen et du Conseil du 25 juin 2002 relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement - Déclaration de la Commission au sein du comité de conciliation concernant la directive relative à l'évaluation et à la gestion du bruit ambiant. 2002.
- [54] Cohen ZL, Eigenberger PM, Sharkey KM, Conroy ML, Wilkins KM. Insomnia and Other Sleep Disorders in Older Adults. *Psychiatr Clin North Am* 2022;45:717–34. [doi.org/10.1016/j.psc.2022.07.002].
- [55] Chauvineau M, Host S, Ndiaye K, Mietlicki F, Léger D. Délivrance de psychotropes à visée hypnotique dans l'unité urbaine de Paris : analyse temporelle (2015-2021) et territoriale, démographique et socio-économique (2017-2019) des troubles chroniques du sommeil. *Bulletin Épidémiologique Hebdomadaire* 2025;18:332–41.
- [56] Freeman D, Sheaves B, Waite F, Harvey AG, Harrison PJ. Sleep disturbance and psychiatric disorders. *Lancet Psychiatry* 2020;7:628–37. [doi.org/10.1016/S2215-0366(20)30136-X].
- [57] Caisse nationale d'Assurance maladie (CNAM). Méthodologie médicale de la cartographie des pathologies et des dépenses, version G10 (années 2015 à 2021, Tous Régimes). 2023.
- [58] Directive (UE) 2015/996 de la Commission du 19 mai 2015 établissant des méthodes communes d'évaluation du bruit conformément à la directive 2002/49/CE du Parlement européen et du Conseil (Texte présentant de l'intérêt pour l'EEE). 2015.
- [59] Insee. Base Sirene des entreprises et de leurs établissements (SIREN, SIRET) Disponible ici : <https://www.data.gouv.fr/datasets/base-sirene-des-entreprises-et-de-leurs-établissements-siren-siret/> (accessed July 10, 2025).
- [60] Engelmann N, Blanes Guàrdia N, Fons-Esteve J, Vienneau D, Peris E, Röösli M. Environmental noise health risk assessment: methodology for assessing health risks using data reported under the Environmental Noise Directive. European Topic Centre on Human Health and the Environment 2023.
- [61] European Environment Agency. Good practice guide on noise exposure and potential health effects. 2010.

- [62] Evrard A-S, Bouaoun L, Champelovier P, Lambert J, Laumon B. Does exposure to aircraft noise increase the mortality from cardiovascular disease in the population living in the vicinity of airports? Results of an ecological study in France. *Noise Health* 2015;17:328–36. [doi.org/10.4103/1463-1741.165058].
- [63] Lercher P, Brink M, Rudisser J, Van Renterghem T, Botteldooren D, Baulac M, et al. The effects of railway noise on sleep medication intake: results from the ALPNAP-study. *Noise Health* 2010;12:110–9. [doi.org/10.4103/1463-1741.63211].
- [64] Okkon EO, Yli-Tuomi T, Turunen AW, Tiittanen P, Juutilainen J, Lanki T. Traffic noise, noise annoyance and psychotropic medication use. *Environ Int* 2018;119:287–94. [doi.org/10.1016/j.envint.2018.06.034].
- [65] Tong H, Warren JL, Kang J, Li M. Using multi-sourced big data to correlate sleep deprivation and road traffic noise: A US county-level ecological study. *Environ Res* 2023;220:115029. [doi.org/10.1016/j.envres.2022.115029].
- [66] Kihal-Talantikite W, Padilla CM, Lalloue B, Rougier C, Defrance J, Zmirou-Navier D, et al. An exploratory spatial analysis to assess the relationship between deprivation, noise and infant mortality: an ecological study. *Environ Health* 2013;12:109. [doi.org/10.1186/1476-069X-12-109].
- [67] Rey G, Jougl E, Fouillet A, Hémon D. Ecological association between a deprivation index and mortality in France over the period 1997 - 2001: variations with spatial scale, degree of urbanicity, age, gender and cause of death. *BMC Public Health* 2009;9:33. [doi.org/10.1186/1471-2458-9-33].
- [68] Rey G, Rican S, Jougl E. Mesure des inégalités de mortalité par cause de décès. Approche écologique à l'aide d'un indice de désavantage social. *Bulletin Epidémiologique Hebdomadaire* 2011;8–9:87–90.
- [69] Wood SN. Generalized Additive Models: An Introduction with R. Chapman and Hall/CRC; 2017. [doi.org/10.1201/9781315370279].
- [70] Bruitparif – Observatoire du bruit en Île-de-France. Les enjeux d'exposition au bruit des transports . Disponible ici : <https://www.bruitparif.fr/les-enjeux-d-exposition-au-bruit-des-transports/> (accessed July 10, 2025).
- [71] Chauvineau M, Host S, Ndiaye K, Sineau M, Decourt V, Hellot M, et al. Night-Time Exposure to Road, Railway, Aircraft, and Recreational Noise Is Associated with Hypnotic Psychotropic Drug Dispensing for Chronic Insomnia in the Paris Metropolitan Area. *Int J Environ Res Public Health* 2025;22:1647. [doi.org/10.3390/ijerph22111647].
- [72] Lamer A, Saint-Dizier C, Levaillant M, Hamel-Broza J-F, Ayed E, Chazard E, et al. Prolonged increase in psychotropic drug use among young women following the COVID-19 pandemic: a French nationwide retrospective study. *BMC Med* 2024;22:274. [doi.org/10.1186/s12916-024-03496-8].
- [73] Benistand P, Vorilhon P, Laporte C, Bouillon-Minois J-B, Brousse G, Bagheri R, et al. Effect of the COVID-19 pandemic on the psychotropic drug consumption. *Front Psychiatry* 2022;13:1020023. [doi.org/10.3389/fpsy.2022.1020023].
- [74] ANSM. État des lieux de la consommation des benzodiazépines en France. 2017.
- [75] Beck F, Richard JB, Léger D. Prévalence et facteurs sociodémographiques associés à l'insomnie et au temps de sommeil en France (15–85 ans). *Rev Neurol (Paris)* 2013;169:956–64. [doi.org/10.1016/J.NEUROL.2013.02.011].

- [76] Léger D, Poursain B, Neubauer D, Uchiyama M. An international survey of sleeping problems in the general population. *Curr Med Res Opin* 2008;24:307–17. [doi.org/10.1185/030079907x253771].
- [77] Weill A, Drouin J, Desplas D, Cuenot F, Dray-Spira R, Zureik M. Usage des médicaments de ville en France durant l'épidémie de la Covid-19 – point de situation jusqu'au 25 avril 2021. Étude pharmaco-épidémiologique à partir des données de remboursement du SNDS. 2021.
- [78] Beck F, Léger D, Fressard L, Peretti-Watel P, Verger P, Coconel Group. Covid-19 health crisis and lockdown associated with high level of sleep complaints and hypnotic uptake at the population level. *J Sleep Res* 2021;30:e13119. [doi.org/10.1111/jsr.13119].
- [79] Briot M. Office parlementaire d'évaluation des politiques de santé (OPEPS). Le bon usage des médicaments psychotropes. Paris, France : 2006.
- [80] Basner M, McGuire S. WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Effects on Sleep. *Int J Environ Res Public Health* 2018;15. [doi.org/10.3390/ijerph15030519].
- [81] Evandt J, Oftedal B, Hjertager Krog N, Nafstad P, Schwarze PE, Marit Aasvang G. A Population-Based Study on Nighttime Road Traffic Noise and Insomnia. *Sleep* 2017;40. [doi.org/10.1093/sleep/zsw055].
- [82] Floud S, Vigna-Taglianti F, Hansell A, Blangiardo M, Houthuijs D, Breugelmans O, et al. Medication use in relation to noise from aircraft and road traffic in six European countries: results of the HYENA study. *Occup Environ Med* 2011;68:518–24. [doi.org/10.1136/oem.2010.058586].
- [83] Baudin C, Lefèvre M, Babisch W, Cadum E, Champelovier P, Dimakopoulou K, et al. The role of aircraft noise annoyance and noise sensitivity in the association between aircraft noise levels and medication use: results of a pooled-analysis from seven European countries. *BMC Public Health* 2021;21:300. <https://doi.org/10.1186/s12889-021-10280-3>.
- [84] Barregard L, Stansfeld S. Medication use as an outcome variable in environmental (noise) epidemiology. *Scand J Work Environ Health* 2014;40:211–3. [doi.org/10.5271/sjweh.3426].
- [85] Elmenhorst E-M, Griefahn B, Rolny V, Basner M. Comparing the Effects of Road, Railway, and Aircraft Noise on Sleep: Exposure–Response Relationships from Pooled Data of Three Laboratory Studies. *Int J Environ Res Public Health* 2019;16. [doi.org/10.3390/ijerph16061073].
- [86] Ohayon MM, Carskadon MA, Guilleminault C, Vitiello M V. Meta-analysis of quantitative sleep parameters from childhood to old age in healthy individuals: developing normative sleep values across the human lifespan. *Sleep* 2004;27:1255–73. [doi.org/10.1093/sleep/27.7.1255].
- [87] Li J, Vitiello M V, Gooneratne NS. Sleep in Normal Aging. *Sleep Med Clin* 2018;13:1–11. [doi.org/10.1016/j.jsmc.2017.09.001].
- [88] Léger D, Ohayon M, Beck F, Vecchierini MF. Prévalence de l'insomnie : actualité épidémiologique. *Médecine Du Sommeil* 2010;7:139–45. [doi.org/10.1016/J.MSOM.2010.09.004].
- [89] Van Gerven PWM, Vos H, Van Boxtel MPJ, Janssen SA, Miedema HME. Annoyance from environmental noise across the lifespan. *J Acoust Soc Am* 2009;126:187–94. [doi.org/10.1121/1.3147510].

- [90] Lok R, Qian J, Chellappa SL. Sex differences in sleep, circadian rhythms, and metabolism: Implications for precision medicine. *Sleep Med Rev* 2024;75:101926. [doi.org/10.1016/j.smrv.2024.101926].
- [91] Halonen JI, Vahtera J, Stansfeld S, Yli-Tuomi T, Salo P, Pentti J, et al. Associations between nighttime traffic noise and sleep: the Finnish public sector study. *Environ Health Perspect* 2012;120:1391–6. [doi.org/10.1289/ehp.1205026].
- [92] Boivin DB, Shechter A, Boudreau P, Begum EA, Ng Ying-Kin NMK. Diurnal and circadian variation of sleep and alertness in men vs. naturally cycling women. *Proc Natl Acad Sci U S A* 2016;113:10980–5. [doi.org/10.1073/pnas.1524484113].
- [93] Fields JM. Effect of personal and situational variables on noise annoyance in residential areas. *J Acoust Soc Am* 1993;93:2753–63. [doi.org/10.1121/1.405851].
- [94] Fyhri A, Klæboe R. Direct, indirect influences of income on road traffic noise annoyance. *J Environ Psychol* 2006;26:27–37. [doi.org/10.1016/J.JENVP.2006.04.001].
- [95] Ohayon MM, Lader MH. Use of psychotropic medication in the general population of France, Germany, Italy, and the United Kingdom. *J Clin Psychiatry* 2002;63:817–25. [doi.org/10.4088/jcp.v63n0912].
- [96] Weill A, Lecadet J, Vidal P, Baris B, Vallier N, Fender P, et al. C2-6 Médicaments psychotropes : consommation et pratiques de prescription en France métropolitaine en 2000. *Rev Epidemiol Sante Publique* 2004;52:35. [doi.org/10.1016/S0398-7620(04)99162-6].
- [97] Bénard-Laribiére A, Pambrun E, Diop P-Y, Pariente A. Trends in use of benzodiazepines and Z-drugs in France from 2012 to 2020. *Therapie* 2023;78:743–5. [doi.org/10.1016/j.therap.2022.12.005].
- [98] Assurance Maladie. Personnes prises en charge pour hypnotiques (hors pathologies) en 2022 2024. Disponible sur :<https://www.assurance-maladie.ameli.fr/etudes-et-donnees/cartographie-fiche-traitements-hypnotiques> (accessed April 29, 2025).
- [99] Lauzeille D, Guerlais M, Sallenave-Namont C, Etcheverrigaray F, Broccato L, Poisblaud Q, et al. Medicated or not medicated hypnotic substance use: strategies in sleep disorders among patients of community pharmacy. *Fundam Clin Pharmacol* 2019;33:216–22. [doi.org/10.1111/fcp.12420].
- [100] Lombrai P. Le système de soins et les inégalités sociales de santé. Les inégalités sociales de santé. Actualité et dossier en santé publique. 2010 ; 73 : 24–6.
- [101] World Health Organization (WHO). Burden of disease from environmental noise: Quantification of healthy life years lost in Europe. Copenhagen, Denmark: WHO Regional Office for Europe; 2011.
- [102] Basner M, Müller U, Griefahn B. Practical guidance for risk assessment of traffic noise effects on sleep. *Applied Acoustics*. 2010;71:518–22. [doi.org/10.1016/J.APACOUST.2010.01.002].
- [103] Park J, Chung S, Lee J, Sung JH, Cho SW, Sim CS. Noise sensitivity, rather than noise level, predicts the non-auditory effects of noise in community samples: a population-based survey. *BMC Public Health*. 2017;17:315. [doi.org/10.1186/s12889-017-4244-5].

- [104] Li S, Fong DYT, Wong JYH, McPherson B, Lau EYY, Huang L, et al. Noise sensitivity associated with nonrestorative sleep in Chinese adults: a cross-sectional study. *BMC Public Health* 2021;21:643. [doi.org/10.1186/s12889-021-10667-2].
- [105] Marks A, Griefahn B. Associations between noise sensitivity and sleep, subjectively evaluated sleep quality, annoyance, and performance after exposure to nocturnal traffic noise. *Noise Health* 2007;9:1–7. [doi.org/10.4103/1463-1741.34698].

RAFFORT ET ENQUÊTE

DE L'INSTITUT PARIS REGION – ORS



www.ors-idf.org



Observatoire régional de santé Île-de-France

Campus Pleyad - Pleyad 4, 66-68 rue Pleyel - 93200 Saint-Denis

Tél. (33) 01 77 49 78 60 - www.ors-idf.org

Président : Dr Ludovic Toro - Directrice de publication : Nathalie Beltzer

L'ORS Île-de-France, département santé de L'Institut Paris Region, est un observatoire scientifique indépendant financé par l'Agence régionale de santé et le Conseil régional d'Île-de-France.

ISBN 978-2-7371-2196-8