

N°d'ordre NNT : xxx



THESE de DOCTORAT DE L'UNIVERSITE DE LYON

opérée au sein de
l'Université Claude Bernard Lyon 1

Ecole Doctorale ED 205
(École Doctorale Interdisciplinaire Sciences-Santé)

Spécialité de doctorat : Epidémiologie

Soutenue publiquement le 06/12/2019, par :
Clémence Baudin

Effets de l'exposition au bruit des avions sur la santé des riverains d'aéroports

Devant le jury composé de :

| | |
|--|---------------------|
| CHARBOTEL Barbara, PU-PH, Université Lyon 1 | Présidente |
| DEGUEN Séverine, Enseignante Chercheur, EHESP | Rapporteuse |
| MAUNY Frédéric, PU-PH, Université de Franche-Comté | Rapporteur |
| SIROUX Valérie, Chargée de recherche, INSERM | Rapporteuse |
| BRINK Mark, PhD, Senior Scientist, Office fédéral de l'Environnement, Suisse | Examinateur |
| LAFONT Sylviane, Chargée de recherche, IFSTTAR | Examinatrice |
| EVARD Anne-Sophie, Chargée de recherche, IFSTTAR | Directrice de thèse |
| LAUMON Bernard, Directeur de recherche, IFSTTAR | Encadrant |

UNIVERSITE CLAUDE BERNARD - LYON 1

Président de l'Université

M. Frédéric FLEURY

Président du Conseil Académique

M. Hamda BEN HADID

Vice-président du Conseil d'Administration

M. Didier REVEL

Vice-président du Conseil Formation et Vie Universitaire

M. Philippe CHEVALIER

Vice-président de la Commission Recherche

M. Fabrice VALLEE

Directrice Générale des Services

M. Damien VERHAEGHE

COMPOSANTES SANTE

Faculté de Médecine Lyon Est – Claude Bernard

Doyen : M. Gilles RODE

Faculté de Médecine et de Maïeutique Lyon Sud – Charles Mérieux

Doyenne : Mme Carole BURILLON

Faculté d'Odontologie

Doyenne : Mme Dominique SEUX

Institut des Sciences Pharmaceutiques et Biologiques

Directrice : Mme Christine VINCIGUERRA

Institut des Sciences et Techniques de la Réadaptation

Directeur : M. Xavier PERROT

Département de formation et Centre de Recherche en Biologie Humaine

Directrice: Mme la Professeure Anne-Marie SCHOTT

COMPOSANTES & DEPARTEMENTS DE SCIENCES & TECHNOLOGIE

UFR Biosciences

Directrice : Mme Kathrin GIESELER

Département Génie Electrique et des Procédés (GEP)

Directrice : Mme Rosaria FERRIGNO

Département Informatique

Directeur : M. Behzad SHARIAT

Département Mécanique

Directeur : M. Marc BUFFAT

UFR – Faculté des sciences

Administrateur provisoire : M. Bruno ANDRIOLETTI

UFR (STAPS)

Directeur : M. Yannick VANPOULLE

Observatoire de Lyon

Directeur : Mme Isabelle DANIEL

Ecole Polytechnique Universitaire Lyon 1

Directeur : M. Emmanuel PERRIN

Ecole Supérieure de Chimie, Physique, Electronique (CPE Lyon)

Directeur : M. Bernard BIGOT

Institut Universitaire de Technologie de Lyon 1

Directeur : M. Christophe VITON

Institut de Science Financière et d'Assurances

Directeur : M. Nicolas LEBOISNE

ESPE

Administrateur provisoire : M. Pierre CHAREYRON

Remerciements

Je n'aurais pas de mots assez forts pour évoquer l'immense gratitude que j'ai pour ma directrice de thèse Anne-Sophie Evrard, sans qui ce travail de thèse n'aurait pu avoir lieu. Je souhaite à tout étudiant, souhaitant s'aventurer dans le périple de la thèse, d'avoir un(e) directeur(rice) avec l'énergie, l'attention, la patience, la disponibilité, la détermination, et les compétences d'Anne-Sophie, qui font de la thèse une expérience formidable et tellement enrichissante. *Merci...*

Je remercie également Bernard Laumon, dont je suis la dernière doctorante avant une retraite bien méritée, et à qui j'ai causé bien des soucis [ironie, je l'espère]... *Chef, vous allez pouvoir désormais vous consacrer uniquement à votre petite-fille !*

Merci à Sylviane Lafont et Mark Brink d'avoir accepté de composer mon Comité de suivi de thèse, et d'avoir ainsi suivi mon travail de bout en bout. *Merci Sylviane pour tous tes conseils, ton implication, et ton attention. Par ton œil vigilant, tu as su nous donner le recul nécessaire pour que nous puissions voir ce que nous ne voyions pas de près.*

Je ne pourrais continuer ce paragraphe sans remercier finalement la totalité des membres du jury de thèse qui, à l'heure où j'écris ces quelques lignes, n'ont fait qu'accepter de composer le jury, mais n'ont pas encore - soit posé leurs yeux sur le manuscrit, - soit tendu l'oreille à ma soutenance finale, ou même les deux ! Bon courage aux rapporteurs, Séverine Deguen, Valérie Siroux et Frédéric Mauny, pour la lecture du manuscrit, merci d'avance pour vos retours, remarques, et suggestions. Merci à Barbara Charbotel d'avoir accepté de compléter le jury.

A noter que cette thèse a été financée par l'Ifsttar, les ministères en charge de la santé et de l'environnement, et la Direction Générale de l'Aviation Civile. Bien que le nez dans les analyses statistiques et les articles, j'ai grande conscience que ces entités m'ont permis bien des choses... Merci.

Puisque nous en sommes à l'heure des remerciements de la sphère professionnelle, je tiens à remercier tous les collègues de l'Ifsttar, jeunes et moins jeunes... Je ne pourrais tous les citer, mais certain(e)s m'ont marquée par des moments inoubliables à leurs côtés, notamment lors des parties de tarot et de badminton, cinés, soirées, ou même discussions dans le bureau 014... Nadim, Nassur, Léa, Marie (que je remercie tout particulièrement pour l'énorme travail sur les données de DEBATS réalisé avant mon arrivée, et qui m'a fait gagner un temps considérable), Amandine, Dan, Marine, Mouna, Laurie, Grég, Laura, Max, Claire, Mathieu, Aboud, Taded, Florian, Lise, Jean-Louis... Petit clin d'œil à celles et ceux avec qui j'ai pu tisser des liens d'amitiés, et qui ont rendu ces années de thèse très riches en valeurs humaines. Merci également à Anne-Marie Bigot et Geneviève Boissier pour leur disponibilité et leur soutien administratif.

Je ne pourrais clore ces remerciements sans avoir une pensée émue pour tous mes ami(e)s et mes coloc' (*Clém et Joëlle*) qui m'ont encouragée de près comme de loin, et pour ma famille... Même si, au commencement de ma thèse, mon père aurait préféré que je poursuive l'entreprise familiale, je crois qu'il est aujourd'hui fier de moi... *Merci Papa de m'avoir donné la passion du cheval, et la possibilité d'essayer de vivre d'autre chose... Merci Maman...*

Merci mes frères, ma force.

La rédaction de ces quelques lignes dédiées aux remerciements a suscité beaucoup d'émotions chez moi... Peut-être parce que ce sont les dernières lignes d'une aventure extraordinaire...

Résumé

Titre : Effets de l'exposition au bruit des avions sur la santé des riverains d'aéroports

Contexte

L'exposition au bruit des avions, dont le trafic est en constante augmentation, n'est pas sans risque pour la santé des populations riveraines des aéroports. Des effets sont déjà bien établis, alors que d'autres sont moins documentés et davantage débattus dans la littérature.

Objectifs

Ce travail de thèse vise à mieux connaître et mieux quantifier les effets du bruit des avions sur la santé des riverains d'aéroports, en France en particulier où peu d'études ont été menées. Il cible des événements de santé suspectés d'être associés à l'exposition au bruit des avions mais peu étudiés dans la littérature : état de santé perçu, consommation de médicaments, détresse psychologique, et concentration de cortisol salivaire (en tant que marqueur des états de stress). Par ailleurs, alors que les effets du bruit des avions sur le risque d'hypertension sont bien connus, ce travail de thèse propose d'étudier les effets de la gêne due au bruit des avions et de la sensibilité au bruit sur le risque d'hypertension, et la consommation de médicaments, mais aussi sur l'état de santé perçu, et la détresse psychologique. Il a en outre cherché à déterminer le rôle joué par la gêne due au bruit des avions et par la sensibilité au bruit dans les associations entre l'exposition au bruit des avions et les événements de santé précédemment investigués.

Méthodes

Pour répondre aux objectifs de cette thèse, nous avons utilisé les données recueillies dans le cadre du programme de recherche DEBATS (Discussion sur les Effets du Bruit des Aéronefs Touchant la Santé) et de l'étude HYENA (Hypertension and Environmental Noise near Airports). DEBATS porte sur 1 244 riverains de trois aéroports français : Paris-Charles de Gaulle, Lyon-Saint-Exupéry et Toulouse-Blagnac. HYENA inclut 4 861 riverains de sept aéroports européens majeurs (Royaume-Uni, Allemagne, Pays-Bas, Suède, Italie et Grèce). Les analyses ont porté soit sur les données de DEBATS uniquement, soit sur les données groupées de DEBATS et de HYENA. Ce regroupement a été possible car la méthodologie utilisée dans les deux études est relativement similaire : l'exposition au bruit des avions a été estimée à partir de niveaux de bruit modélisés, puis assignée par géolocalisation à l'adresse de chaque participant, des informations démographiques, socio-économiques et relatives au mode de vie, à l'état de santé, à la gêne due au bruit et à la sensibilité au bruit ont été recueillies à l'aide d'un questionnaire administré en face-à-face au domicile des participants, la pression artérielle de

ces derniers a été mesurée en suivant le même protocole, et enfin, des échantillons de salive ont été collectés avec des protocoles similaires afin de déterminer la concentration de cortisol.

Résultats

Une association a été observée entre l'exposition au bruit des avions et la dégradation de l'état de santé perçu. Elle est positive et statistiquement significative uniquement chez les hommes. Aucune relation n'a été trouvée entre cette exposition et la détresse psychologique évaluée grâce au GHQ-12. En revanche, une association significative a été montrée entre la gêne due au bruit des avions et la détresse psychologique : plus le niveau de gêne déclarée est élevé, plus le risque de détresse psychologique est important. Il existe également une augmentation significative du risque de détresse psychologique avec le niveau de sensibilité au bruit. Par ailleurs, des relations significatives sont retrouvées entre l'exposition au bruit des avions et le risque d'hypertension d'une part, et la consommation de médicaments – d'antihypertenseurs et d'anxiolytiques notamment – d'autre part. En outre, ces deux événements de santé sont également associés avec la gêne due au bruit des avions et la sensibilité au bruit. D'un autre côté, nous avons montré, uniquement chez les femmes, une diminution significative des variations journalières – absolue et relative – de la concentration de cortisol, lorsque l'exposition au bruit des avions augmente, avec une augmentation significative de la concentration de cortisol le soir. Finalement, nous avons observé que la gêne due au bruit des avions et la sensibilité au bruit modifient les relations entre l'exposition au bruit des avions et l'état de santé perçu, la détresse psychologique, la consommation de médicaments, le risque d'hypertension, et la sécrétion de cortisol.

Conclusion

Ces résultats confirment ceux des études, peu nombreuses dans la littérature, suggérant des associations entre l'exposition au bruit des avions et la dégradation de l'état de santé perçu, la consommation de médicaments, et des modifications de la sécrétion de cortisol, signature d'un stress engendré par cette exposition. Ils vont également dans le même sens que ceux n'évoquant aucune association entre l'exposition au bruit des avions et la détresse psychologique évaluée par le GHQ-12. Nous avons par ailleurs retrouvé le rôle de modificateur et/ou de médiateur joué par la gêne due au bruit des avions et la sensibilité au bruit dans les relations entre cette exposition et la détresse psychologique, la consommation de médicaments, le risque d'hypertension, et la sécrétion de cortisol. Il semble donc primordial que les études futures prennent compte ces deux facteurs afin de mieux comprendre les mécanismes mis en jeu.

Mots-clés : bruit des avions ; détresse psychologique ; état de santé perçu ; consommation de médicaments ; hypertension ; cortisol salivaire

Abstract

Title: Health effects of aircraft noise exposure in people living in the vicinity of airports

Context: Exposure to aircraft noise, with constantly increasing traffic, is not without health risks for people living near airports. Some effects are already well established, while others are less documented and more discussed in the literature.

Objective: This PhD aims to better understand and quantify the health effects of aircraft noise for people living near airports, particularly in France where few studies have been conducted. It focuses on health events suspected to be associated with aircraft noise exposure, but little studied in the literature: perceived health status, medication use, psychological distress, and saliva cortisol concentration (as a stress marker). In addition, while the effects of aircraft noise on the risk of hypertension are well known, this PhD proposes to study the effects of aircraft noise annoyance and noise sensitivity on the risk of hypertension and medication consumption, but also on perceived health status, and psychological distress. It also aims to determine the role of aircraft noise annoyance and noise sensitivity in the associations between aircraft noise exposure and previously investigated health events.

Methods: The data collected as part of the DEBATS (Discussion on the Effects of Aircraft Noise on Health) and HYENA (Hypertension and Environmental Noise near Airports) research programs were used. DEBATS covers 1,244 residents of three French airports: Paris-Charles de Gaulle, Lyon-Saint-Exupéry and Toulouse-Blagnac. HYENA includes 4,861 residents of seven major European airports (United Kingdom, Germany, Netherlands, Sweden, Italy and Greece). The analyses focused either on DEBATS data only or on the pooled data of DEBATS and HYENA. This pooling was possible because the methodology used in the two studies is relatively similar. Aircraft noise exposure was estimated from modelled noise levels and then geolocated to each participant. Demographic, socio-economic, lifestyle, health and lifestyle information was collected using a face-to-face questionnaire administered at the participants' homes. Participants' blood pressure was measured using the same protocol, and saliva samples were collected using similar protocols to determine cortisol concentration.

Results: An association was shown between aircraft noise exposure and perceived health status. It was positive and statistically significant only in men. No relationship was found between this exposure and the psychological distress assessed with GHQ-12. On the other hand, a significant association was found between aircraft noise annoyance and psychological distress: the higher the level of reported annoyance, the greater the risk of psychological distress. There was also a

significant increase in the risk of psychological distress with the level of noise sensitivity. In addition, there were significant relationships between aircraft noise exposure and the risk of hypertension on the one hand, and medication use – particularly antihypertensive and anxiolytic medication – on the other hand. These two health outcomes were also associated with aircraft noise annoyance and noise sensitivity. Furthermore, a significant decrease in the daily variations - absolute and relative - in cortisol concentration was shown only in women, when aircraft noise exposure increases, with a significant increase in cortisol concentration in the evening. Finally, it was observed that aircraft noise annoyance and noise sensitivity modified the relationships between aircraft noise exposure and perceived health status, psychological distress, medication use, hypertension risk, and cortisol secretion.

Conclusion: These results confirm those of the few studies in the literature suggesting associations between exposure to aircraft noise and a weaker perceived health status, medication use, and changes in cortisol secretion, a characteristic of the stress caused by this exposure. They are also consistent with those that do not suggest any association between aircraft noise exposure and psychological distress assessed by GHQ-12. We also found the role of moderator and/or mediator played by the annoyance due to aircraft noise and noise sensitivity in the relationships between this exposure to aircraft noise and psychological distress, medication use, hypertension risk, and cortisol secretion. It therefore seems of primary interest that future studies consider these two factors in order to better understand the underlying mechanisms.

Keywords: aircraft noise; psychological distress; perceived general health; medication use; hypertension; saliva cortisol

Laboratoire d'accueil

UMRESTTE

Unité Mixte de Recherche Épidémiologique et de Surveillance Transport Travail
Environnement

Ifsttar

Cité des Mobilités – 25 avenue François Mitterrand

69675 Bron cedex

L'UMRESTTE (UMR T 9405) est une unité mixte de l'Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux (IFSTTAR) et de l'Université Claude Bernard Lyon 1 (UCBL). Elle a été créée en juillet 1999 pour assurer des missions de recherches épidémiologiques et de surveillance en matière de traumatologie routière, de santé environnementale et de santé au travail.

Table des matières

| | |
|--|----|
| Remerciements | 5 |
| Résumé | 7 |
| Abstract | 10 |
| Laboratoire d'accueil | 12 |
| Table des matières | 13 |
| Liste des figures et équations | 22 |
| Liste des tableaux | 24 |
| Liste des abréviations | 27 |
| Productions scientifiques..... | 30 |
| Partie 1 : CONTEXTE GÉNÉRAL ET OBJECTIFS | 33 |
| I - LE BRUIT | 35 |
| 1. Définition | 35 |
| 2. Paramètres physiques du bruit..... | 35 |
| 3. Le décibel | 35 |
| 4. Indicateurs acoustiques | 36 |
| 5. Différentes sources de bruit..... | 38 |
| 5.1. Bruits d'origine professionnelle | 38 |
| 5.2. Bruits des transports | 39 |
| 5.2.1. Transport routier | 39 |
| 5.2.2. Transport aérien | 40 |
| 5.2.3. Transport ferroviaire | 40 |
| 5.3. Bruits de voisinage | 40 |
| 5.4. Bruits de la musique amplifiée | 41 |
| 5.5. Autres bruits | 41 |
| II - LES EFFETS DU BRUIT SUR LA SANTÉ | 42 |
| 1. Effets sur le système auditif | 42 |

| | |
|---|----|
| 2. Effets extra-auditifs | 44 |
| 2.1. Effets du bruit établis..... | 44 |
| 2.1.1. La gêne due au bruit..... | 44 |
| 2.1.2. Les perturbations du sommeil..... | 46 |
| 2.1.3. Dégradation des performances cognitives | 46 |
| 2.1.4. Les pathologies cardiovasculaires..... | 47 |
| 2.2. Effets du bruit discutés | 48 |
| 2.2.1. Effets sur la santé mentale | 48 |
| 2.2.2. Effets sur la sécrétion des hormones de stress | 48 |
| 2.2.3. Accident vasculaire cérébral (AVC)..... | 49 |
| 2.2.4. Troubles métaboliques | 49 |
| 2.2.5. Autres effets | 51 |
| 2.3. Valeurs de références..... | 52 |
| 2.4. Conclusion | 54 |
| III - ÉVÈNEMENTS DE SANTÉ ÉTUDIÉS | 56 |
| 1. Santé générale | 56 |
| 1.1. Etat de santé perçu | 56 |
| 1.1.1. Définition | 56 |
| 1.1.2. Méthodes d'évaluation | 57 |
| 1.1.3. Épidémiologie descriptive..... | 57 |
| 1.1.4. Facteurs de risque | 59 |
| 1.2. Consommation de médicaments | 60 |
| 1.2.1. Définition | 60 |
| 1.2.2. Méthodes d'évaluation | 61 |
| 1.2.3. Épidémiologie descriptive..... | 62 |
| 1.2.4. Facteurs de risque | 62 |
| 2. Détresse psychologique..... | 63 |
| 2.1. Définition..... | 63 |

| | |
|---|-----------|
| 2.2. Méthodes d'évaluation | 63 |
| 2.3. Épidémiologie descriptive | 65 |
| 2.4. Facteurs de risque | 66 |
| 3. Hypertension artérielle | 67 |
| 3.1. Définition..... | 67 |
| 3.2. Méthode d'évaluation..... | 67 |
| 3.3. Épidémiologie descriptive | 68 |
| 3.4. Facteurs de risque | 69 |
| 4. Hormone de stress : le cortisol | 70 |
| 4.1. Définition..... | 70 |
| 4.2. Méthode d'évaluation..... | 70 |
| 4.3. Épidémiologie descriptive | 71 |
| 4.4. Facteurs de risque | 72 |
| 5. Conclusion..... | 72 |
| IV - SYNTHÈSE DES ÉTUDES RELATIVES AUX EFFETS DE L'EXPOSITION AU BRUIT SUR LES ÉVÈNEMENTS DE SANTÉ QUI NOUS INTÉRESSENT..... | 73 |
| 1. Santé générale | 73 |
| 1.1. État de santé perçu | 73 |
| 1.2. Consommation de médicaments | 74 |
| 1.3. Santé générale et bruit aérien..... | 74 |
| 1.3.1. État de santé perçu et bruit aérien | 74 |
| 1.3.2. Consommation de médicaments et bruit aérien | 75 |
| 1.4. Santé générale et bruit routier..... | 76 |
| 1.4.1. État de santé perçu et bruit routier | 76 |
| 1.4.2. Consommation de médicaments et bruit routier | 77 |
| 1.5. Conclusion | 79 |
| 2. Détresse psychologique..... | 79 |
| 2.1. Détresse psychologique et bruit aérien..... | 80 |

| | |
|--|-----|
| 2.2. Détresse psychologique et bruit routier | 81 |
| 2.3. Conclusion | 82 |
| 3. Hypertension artérielle | 82 |
| 3.1. Hypertension artérielle et bruit aérien | 83 |
| 3.2. Hypertension artérielle et bruit routier | 83 |
| 3.3. Conclusion | 84 |
| 4. Concentration de cortisol | 84 |
| 4.1. Concentration de cortisol et bruit aérien..... | 85 |
| 4.2. Concentration de cortisol et bruit routier..... | 85 |
| 4.3. Conclusion | 86 |
| V - RÔLE DE LA GÊNE DUE AU BRUIT DES AVIONS ET DE LA SENSIBILITÉ AU BRUIT DANS LES RELATIONS ÉTUDIÉES..... | 87 |
| 1. Synthèse des études relatives aux effets de la gêne due au bruit des avions et de la sensibilité au bruit sur les événements de santé étudiés | 87 |
| 1.1. Santé générale..... | 87 |
| 1.1.1. État de santé perçu et gêne due au bruit ou sensibilité au bruit | 87 |
| 1.1.2. Consommation de médicaments et gêne due au bruit ou sensibilité au bruit | 89 |
| 1.2. Détresse psychologique et gêne due au bruit ou sensibilité au bruit | 91 |
| 1.3. Hypertension artérielle et gêne due au bruit ou sensibilité au bruit | 92 |
| 1.4. Cortisol et gêne due au bruit ou sensibilité au bruit | 93 |
| 2. Gêne due au bruit et sensibilité au bruit : effet modificateur ou médiateur ? | 94 |
| 2.1. Effet modificateur..... | 94 |
| 2.2. Effet médiateur | 95 |
| 3. Conclusion..... | 96 |
| VI - CONCLUSION GÉNÉRALE | 97 |
| VII - OBJECTIFS DE LA THÈSE | 98 |
| Partie 2 : MATÉRIEL ET MÉTHODES..... | 99 |
| I - MATÉRIEL | 100 |

| | |
|--|-----|
| II - MÉTHODES | 102 |
| 1. Evénements de santé | 102 |
| 1.1. État de santé perçu | 102 |
| 1.2. Consommation de médicaments | 102 |
| 1.3. Détresse psychologique | 104 |
| 1.4. Risque d'hypertension..... | 104 |
| 1.5. Concentration de cortisol salivaire | 105 |
| 2. Facteurs d'intérêt | 105 |
| 2.1. Les niveaux d'exposition au bruit | 105 |
| 2.2. Gêne due au bruit des avions | 105 |
| 2.3. Sensibilité au bruit | 107 |
| 3. Facteurs de confusion..... | 108 |
| 3.1. Sélection des facteurs de confusion..... | 108 |
| 3.2. Harmonisation des facteurs de confusion inclus dans les analyses groupées des données de DEBATS et de HYENA | 111 |
| 3.2.1. Niveau d'éducation..... | 111 |
| 3.2.2. Consommation de tabac | 113 |
| 3.2.3. Consommation d'alcool..... | 113 |
| 3.2.4. Activité physique | 114 |
| 4. Analyses statistiques | 115 |
| 4.1. Exclusions..... | 115 |
| 4.2. Descriptions | 115 |
| 4.3. Modèles de régression | 116 |
| 4.3.1. Régressions logistiques | 116 |
| 4.3.2. Régressions linéaires..... | 117 |
| 4.3.3. Etude du rôle de la gêne due au bruit des avions et de la sensibilité au bruit..... | 117 |
| 4.3.4. Analyses de sensibilité..... | 118 |
| Partie 3 : RÉSULTATS | 121 |

| | |
|--|-----|
| I - DESCRIPTIONS | 122 |
| 1. Nombre de participants étudiés pour chaque événement de santé | 122 |
| 2. Description des événements de santé | 123 |
| 3. Description de la population d'étude | 124 |
| 4. Description des facteurs d'intérêt | 126 |
| II - EFFETS DE L'EXPOSITION AU BRUIT DES AVIONS SUR L'ÉTAT DE SANTÉ PERÇU | 128 |
| 1. Introduction | 129 |
| 2. Methods | 131 |
| 2.1. Study Population..... | 131 |
| 2.2. Exposure assessment | 131 |
| 2.3. Self-rated health status..... | 132 |
| 2.4. Aircraft noise annoyance | 132 |
| 2.5. Noise sensitivity | 132 |
| 2.6. Confounding factors | 132 |
| 2.7. Statistical analysis..... | 133 |
| 3. Results | 133 |
| 4. Discussion | 141 |
| 5. Conclusion..... | 145 |
| III - EFFETS DE L'EXPOSITION AU BRUIT DES AVIONS SUR LA DÉTRESSE PSYCHOLOGIQUE | 147 |
| 1. Introduction | 148 |
| 2. Methods | 150 |
| 2.1. Study Population..... | 150 |
| 2.2. Exposure Assessment | 151 |
| 2.3. Psychological Illness | 152 |
| 2.4. Confounding Factors | 153 |
| 2.5. Statistical Analysis | 154 |

| | |
|---|-----|
| 2.6. Ethics Approval | 154 |
| 3. Results | 154 |
| 4. Discussion | 159 |
| 5. Conclusions | 163 |
| 6. Résultats complémentaires | 164 |
| 6.1. Analyses hommes / femmes séparés | 164 |
| 6.2. Score GHQ continu | 165 |
| 6.3. Analyses stratifiées sur la gêne due au bruit et la sensibilité au bruit | 167 |
| IV - EFFETS DE L'EXPOSITION AU BRUIT DES AVIONS SUR LA CONSOMMATION DE MÉDICAMENTS ET LE RISQUE D'HYPERTENSION | 169 |
| 1. Introduction | 171 |
| 2. Methods | 171 |
| 3. Results | 173 |
| 4. Discussion | 175 |
| 5. Résultats complémentaires | 177 |
| V - EFFETS DE LA GÊNE DUE AU BRUIT DES AVIONS ET DE LA SENSIBILITÉ SUR LA CONSOMMATION DE MÉDICAMENTS ET LE RISQUE D'HYPERTENSION | 184 |
| 1. Introduction | 186 |
| 2. Methods | 187 |
| 2.1. Study Population..... | 187 |
| 2.2. Annoyance due to aircraft noise | 188 |
| 2.3. Noise sensitivity | 188 |
| 2.4. Aircraft noise exposure assessment..... | 189 |
| 2.5. Medication use..... | 189 |
| 2.6. Hypertension..... | 190 |
| 2.7. Statistical analysis..... | 190 |
| 3. Results | 191 |
| 4. Discussion | 198 |

| | |
|--|-----|
| 5. Conclusion..... | 201 |
| 6. Additional files (included in the paper)..... | 204 |
| VI - EFFETS DE L'EXPOSITION AU BRUIT DES AVIONS SUR LA CONCENTRATION DE CORTISOL SALIVAIRE | 209 |
| 1. Introduction | 210 |
| 2. Methods | 212 |
| 2.1. Study Population..... | 212 |
| 2.2. Cortisol measurements | 213 |
| 2.3. Aircraft noise exposure assessment | 214 |
| 2.4. Annoyance due to aircraft noise | 214 |
| 2.5. Noise sensitivity | 215 |
| 2.6. Confounders..... | 215 |
| 2.7. Statistical analysis..... | 215 |
| 3. Results | 217 |
| 4. Discussion | 223 |
| 5. Conclusions | 225 |
| 6. Additional files (included in the paper)..... | 228 |
| 7. Résultats complémentaires | 230 |
| Partie 4 : DISCUSSION GÉNÉRALE, CONCLUSIONS, PERSPECTIVES..... | 235 |
| VII - DISCUSSION GÉNÉRALE | 236 |
| 1. Résultats | 237 |
| 1.1. Etat de santé perçu | 237 |
| 1.2. Détresse psychologique | 237 |
| 1.3. Hypertension..... | 237 |
| 1.4. Consommation de médicaments | 238 |
| 1.5. Cortisol | 238 |
| 1.6. Gêne due au bruit des avions et événements de santé | 238 |
| 1.7. Sensibilité au bruit et événements de santé | 239 |

| | |
|--|-----|
| 1.8. Rôle de la gêne due au bruit des avions dans les associations entre l'exposition au bruit des avions et les événements de santé | 240 |
| 1.9. Rôle de la sensibilité au bruit dans les associations entre l'exposition au bruit des avions et les événements de santé | 240 |
| 2. Principales limites de ce travail de thèse..... | 241 |
| 3. Principaux points forts de ce travail de thèse | 244 |
| VIII - CONCLUSION GÉNÉRALE..... | 247 |
| IX - PERSPECTIVES | 249 |
| X - RÉFÉRENCES..... | 252 |
| ANNEXES | 274 |
| Annexe 1 - Tableau récapitulatif des articles issus de la revue de la littérature..... | 275 |
| Annexe 2 - Étude DEBATS..... | 288 |
| Annexe 3 - Étude HYENA | 294 |
| Annexe 4 - General Health Questionnaire (GHQ-12) | 301 |
| Annexe 5 - Weinstein Noise Sensitivity Scale | 302 |

Liste des figures et équations

| | |
|---|-----|
| Figure 1 : Ordres de grandeur de niveaux sonores (d'après INRS, ED 962)..... | 36 |
| Figure 2 : Illustration du calcul de l'indicateur L_{den} | 37 |
| Figure 3 : Schéma du mécanisme de l'audition | 42 |
| Figure 4 : Part de la population évaluant sa santé bonne ou très bonne par pays | 59 |
| Figure 5 : Rythme circadien de la concentration de cortisol..... | 70 |
| Figure 6 : Schéma illustrant les relations entre variables dans le cas d'une modération (a) ou d'une médiation (b)..... | 94 |
| Figure 7 : Odds-ratios for the risk of hypertension (n=5,849) and medication use (n=5,866) in relation to a 10dB(A)-increase in night-time aircraft noise exposure (adjusted for gender, age, BMI, smoking status (except for the risk of hypertension), alcohol consumption, physical activity, education level and country) | 174 |
| Figure 8 : Study population for the analyses about the risk of hypertension and medication use in relation to aircraft noise annoyance and noise sensitivity..... | 192 |
| Figure 9 : Odds-ratios (ORs) for each outcomes of interest in relation to aircraft noise annoyance adjusted for age, gender, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country (M1 model)..... | 196 |
| Figure 10 : Odds-ratios (ORs) for the outcomes of interest in relation to noise sensitivity adjusted for age, gender, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country (M2 model for hypertension risk and the use of antihypertensives, M1 model for the other medications under study) | 197 |
| Figure 11 : Odds-ratios (ORs) for each outcomes of interest in relation to aircraft noise annoyance adjusted for aircraft noise at night (L_{night}), age, gender, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country (M3 model)..... | 204 |
| Figure 12 : Odds-ratios (ORs) for the outcomes of interest in relation to noise sensitivity adjusted for aircraft noise at night (L_{night}), age, gender, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country (M4 model for hypertension risk and the use of antihypertensives, M3 model for the other medications under study)..... | 205 |
| Figure 13 : Odds-ratios for the risk of hypertension (a) and the use of hypertensives (b,c) in relation to L_{night} among the noise sensitivity (a,b) and noise annoyance (c) categories adjusted | |

| | |
|---|-----|
| for age, gender, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country (M5 model)..... | 206 |
| Figure 14 : Odds-ratios (ORs) for the outcomes of interest in relation to tertiles of noise sensitivity adjusted for age, gender, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country (M1 model)..... | 207 |
| Figure 15 : Odds-ratios (ORs) for each outcomes of interest in relation to aircraft noise annoyance adjusted for age, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country in men (M1 model)..... | 208 |
| Figure 16 : Odds-ratios (ORs) for each outcomes of interest in relation to aircraft noise annoyance adjusted for age, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country in women (M1 model)..... | 208 |
| Figure 17 : Flow chart of HYDE cortisol participants | 213 |
| Figure 18 : Lden levels by country and sex | 218 |
| Figure 19 : Schéma de réaction des effets de bruit. Adapté de Babisch [192]..... | 246 |
| Figure 20 : Synthèse des résultats obtenus dans cette thèse..... | 248 |
| Figure 21 : PGS de l'aéroport de Lyon-Saint-Exupéry (2004)..... | 288 |
| Figure 22 : PGS de l'aéroport de Toulouse-Blagnac (2003) | 289 |
| Figure 23 : CES de l'aéroport de Paris-Charles De Gaulle (2013)..... | 289 |
| Figure 24 : Salivette | 293 |
| Figure 25 : Aéroports inclus dans HYENA | 294 |
| Figure 26: Zone d'étude de l'aéroport d'Amsterdam avec les niveaux de bruit des avions en L_{den} , et à droite un gros plan montrant les limites administratives et les coordonnées des adresses résidentielles..... | 297 |
| | |
| Équation 1 : Relation expliquant le calcul du niveau sonore en fonction de la pression acoustique..... | 35 |
| Équation 2 : Formule de calcul du L_{den} | 37 |

Liste des tableaux

| | |
|--|-----|
| Tableau 1: Liste des productions scientifiques..... | 30 |
| Tableau 2: Durée d'exposition avant dommages..... | 44 |
| Tableau 3 : Recommandations de l'OMS (2018) | 53 |
| Tableau 4 : Valeurs réglementaires nationales..... | 54 |
| Tableau 5 : État de santé perçu selon le sexe en 2014* | 57 |
| Tableau 6 : État de santé perçu selon l'âge et le sexe en 2014* | 58 |
| Tableau 7 : Premiers niveaux de classification ATC | 60 |
| Tableau 8 : Prévalence des troubles anxio-dépressifs en France | 65 |
| Tableau 9 : Valeurs de référence pour les concentrations de cortisol salivaire (nmol/L) (test ELISA) | 71 |
| Tableau 10 : Concentrations de cortisol salivaire (nmol/L) pour une population de référence (test RIA)..... | 72 |
| Tableau 11 : Récapitulatif des données utilisées..... | 102 |
| Tableau 12 : Harmonisation de la variable "Fortement gêné" | 106 |
| Tableau 13 : Harmonisation des modalités de la variable "Sensibilité au bruit" pour les analyses groupées | 107 |
| Tableau 14 : Synthèse des facteurs de confusion inclus dans les différents modèles statistiques | 109 |
| Tableau 15 : Harmonisation de la variable "Niveau d'éducation"..... | 113 |
| Tableau 16 : Harmonisation de la variable "Consommation de tabac" | 113 |
| Tableau 17 : Harmonisation de la variable "Consommation d'alcool" | 114 |
| Tableau 18 : Harmonisation de la variable "Activité physique" | 115 |
| Tableau 19 : Nombre de sujets sur lequel porte les analyses de ce travail de thèse..... | 122 |
| Tableau 20 : Description des événements de santé étudiés..... | 124 |
| Tableau 21 : Caractéristiques des participants selon les principaux facteurs de confusion ... | 125 |
| Tableau 22 : Distribution des participants selon les facteurs d'intérêt étudiés..... | 127 |
| Tableau 23 : Characteristics N(%) of the 1,230 participants in the DEBATS study according to the potential confounding factors, stratified on aircraft noise exposure levels (L_{den} in dB(A)) | 135 |
| Tableau 24 : Odds-ratios for weakened self-rated health status (SRHS) in relation to aircraft noise exposure, annoyance due to aircraft noise and sensitivity to noise | 137 |

| | |
|---|-----|
| Tableau 25 : Odds-ratios for weakened self-rated health status (SRHS) in relation to aircraft noise exposure according to two subgroups of aircraft noise annoyance or noise sensitivity | 140 |
| Tableau 26 : Comparison of the demographic and socioeconomic characteristics of participants, non-participants, and the study population..... | 151 |
| Tableau 27 : Odds ratios (ORs) for psychological ill-health in relation to major confounders in univariate logistic models..... | 155 |
| Tableau 28 : Odds ratios (ORs) for the relationship between aircraft noise exposure and psychological ill-health. | 158 |
| Tableau 29 : Odds ratios (ORs) pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et la détresse psychologique..... | 165 |
| Tableau 30 : Coefficients de régression linéaire pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et la détresse psychologique | 166 |
| Tableau 31 : Odds ratios pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et la détresse psychologique chez les personnes fortement gênées et pas fortement gênées par le bruit des avions | 167 |
| Tableau 32 : Odds ratios pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et la détresse psychologique chez les personnes fortement sensibles et chez celles faiblement sensibles.. | 168 |
| Tableau 33 : Odds-ratios pour le risque d'hypertension (N=5 849) et la consommation de médicaments (N=5 866) en lien avec une augmentation de 10 dB(A) de l'exposition au bruit des avions, ajustés sur la gêne due au bruit des avions ou la sensibilité au bruit..... | 179 |
| Tableau 34 : Odds-ratios ^a pour le risque d'hypertension et la consommation de médicaments en lien avec une augmentation de 10 dB(A) de l'exposition au bruit des avions, chez les participants "fortement gênés" (N= 1 164) ou "pas fortement gênés" (N=4 700) par le bruit des avions. | 181 |
| Tableau 35 : Odds-ratios ^a pour le risque d'hypertension et la consommation de médicaments en lien avec une augmentation de 10 dB(A) de l'exposition au bruit des avions, chez les participants "fortement" (N=1 912), "moyennement" (N=1 860), ou "faiblement" sensibles au bruit (N= 2 075)..... | 182 |
| Tableau 36 : Study population characteristics stratified by categories of aircraft noise annoyance and noise sensitivity | 193 |
| Tableau 37 : Prevalence of hypertension (N=5,868), medication use (N=5,867), aircraft noise annoyance (N=6,097) and noise sensitivity (N=6,088) by country | 195 |
| Tableau 38 : HYDE study population characteristics stratified by aircraft noise categories by sex sub-groups (L _{Aeq, 24h})..... | 219 |

| | |
|---|-----|
| Tableau 39 : Geometric means (Standard Deviation) for cortisol outcomes by country and by sex-subgroups..... | 220 |
| Tableau 40 : Linear regression coefficient after exponentiation for the relation between cortisol outcomes and aircraft noise levels | 222 |
| Tableau 41 : Linear regression coefficient after exponentiation for the relation between cortisol outcomes and aircraft noise levels in women under and above 50 years old..... | 228 |
| Tableau 42 : Linear regression coefficient after exponentiation for the relation between cortisol outcomes and aircraft noise levels in women under and above 50 years old..... | 229 |
| Tableau 43 : Coefficients de régression linéaire après exponentiation pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et les variables de cortisol, ajustés sur la gêne due au bruit des avions (modèle M1) ou sur la sensibilité au bruit (modèle M2) et les facteurs de confusion ^a | 231 |
| Tableau 44 : Coefficients de régression linéaire après exponentiation pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et les variables de cortisol ajustés sur les facteurs de confusion ^a , chez les participants fortement gênés (N _{hommes} = 108 ; N _{femmes} = 143) et pas fortement gênés (N _{hommes} = 447 ; N _{femmes} = 601) par le bruit des avions | 233 |
| Tableau 45 : Coefficients de régression linéaire après exponentiation pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et les variables de cortisol ajustés sur les facteurs de confusion ^a , chez les participants fortement (N _{hommes} = 163 ; N _{femmes} = 271), moyennement (N _{hommes} = 242; N _{femmes} = 312) et faiblement sensibles (N _{hommes} = 145 ; N _{femmes} = 159) au bruit..... | 234 |
| Tableau 46 : Objectifs de répartition des participants de l'étude HYENA..... | 296 |

Liste des abréviations

| | |
|---------|---|
| ACNUSA | Autorité de Contrôle des Nuisances Aéroportuaires |
| ADEME | Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie |
| ANSM | Agence Nationale de Sécurité du Médicament et des produits de santé |
| ATC | Anatomique thérapeutique chimique |
| AVC | Accident vasculaire cérébral |
| CCOMS | Centre collaborateur de l'OMS |
| CESD | Center of Epidemiologic Studies Depression Scale |
| CIM-10 | Classification Internationale des Maladies, 10 ^e révision |
| CNG | Community Noise Guidelines ou Lignes directrices sur le bruit communautaire |
| DALY | Disability-adjusted life-years |
| dB | Décibel |
| dB(A) | Décibel pondéré A |
| DEBATS | Discussion sur les Effets du Bruit des Aéronefs Touchant la Santé |
| Drees | Direction de la Recherche, des études, de l'évaluation et des statistiques |
| DSM-IV | Diagnostic and Statistical Manual of Mental Disorders, 4 ^{ème} édition |
| EAP | Environment Action Programme |
| EEA | Agence Européenne de l'Environnement |
| ELISA | Enzyme linked immuno-sorbent assay |
| ENNS | Étude Nationale Nutrition Santé |
| ESEMeD | European Study of the Epidemiology of Mental Disorders |
| ESPS | Enquête sur la Santé et la Protection Sociale |
| EU-SILC | European Union Statistics on Income and Living Conditions |
| FC | Fréquence cardiaque |
| FR | France |
| GE | Germany |
| GHQ | General Health Questionnaire |
| GLOBE | Acronyme néerlandais pour "Santé et conditions de vie de la population d'Eindhoven et des environs" |
| GR | Greece |
| HAD | Hospital and depression scale |
| HAS | Haute Autorité de Santé |

| | |
|--|---|
| HPA | Hypothalamo-hypophyso-surrénalien |
| HSCL-25 | Hopkins symptom checklist 25 |
| HTA | Hypertension artérielle |
| HYENA | Hypertension and Environmental Noise near Airports |
| Hz | Hertz |
| I | Intensité |
| ICPE | Installation Classée pour la Protection de l'Environnement |
| IMC | Indice de Masse Corporel |
| INPES | Institut National de Prévention et d'Education pour la Santé |
| INRS | Institut National de Recherche et de Sécurité |
| INSEE | Institut National de la Statistique et des Études Économiques |
| IT | Italy |
| LAeq | Niveau continu équivalent |
| L _{Aeq, 24h} | Niveau continu équivalent sur une journée entière |
| L _{Amax} | Niveau de bruit maximum |
| LC-MS/MS | Chromatographie en phase liquide-spectrométrie de masse |
| L _{day} = L _{Aeq, 6h-22h} | Niveau de bruit moyen sur une journée (6h - 18h) |
| L _{den} | Niveau sonore moyen pondéré |
| L _{evening} | Niveau sonore moyen pour la soirée (18h - 22h) |
| L _{night} = L _{Aeq, 22h-6h} = L _n | Niveau sonore moyen pour la nuit (22h - 6h) |
| L _p | Niveau de pression acoustique |
| MANCOVA | Analyse de la Covariance Multivariée |
| MOS-SF | Medical Outcome Study Short Form |
| MRR | Mortality Rate Ratio |
| NA seuil | Nombre d'événements dont le niveau maximal dépasse un certain seuil |
| NL | Netherlands |
| NNG | Night Noise Guidelines ou Lignes directrices sur le bruit la nuit |
| NORAH | NOise-Related Annoyance, cognition, and Health |
| OMS | Organisation Mondiale de la Santé |
| OR | Odds-ratio |
| Pa | Pascal |
| PAD | Pression artérielle diastolique |
| PAS | Pression artérielle systolique |
| p _{eff} | Pression acoustique |

| | |
|-----------|---|
| PHAPPG | Prévalence de l'Hypertension Artérielle en Population Précaire Guadeloupéenne |
| p_0 | Pression acoustique de référence |
| PREVEND | Prevention of Renal and Vascular End-Stage Disease |
| RANCH | Road traffic and Aircraft Noise exposure and children's Cognition and Health |
| RER | Réseau Express Rgional |
| RIA | Radio-immunoassay |
| RR | Risk-ratio ou risque relatif |
| SAPALDIA | Swiss Cohort Study on Air Pollution and Lung and Heart Diseases |
| SEL | Niveau d'exposition acoustique |
| SFHTA | Société Française d'HTA |
| SMPG | Santé mentale en Population Générale |
| SNIR-AM | Système National d'Information Inter Régimes de l'Assurance Maladie |
| SRCV-SILC | Statistiques sur les ressources et les conditions de vie - Statistics on Income and Living Conditions |
| SW | Sweden |
| TER | Transport Express Régional |
| TGV | Train à Grande Vitesse |
| THI | Todai Health Index |
| UK | United Kingdom |
| VOEG | Vragenlijst Onderzoek Ervaren Gezondheid (Questionnaire néerlandais de Recherche sur la santé expérimentée) |
| WMH-CIDI | World Mental Health - Composite International Diagnostic Interview |

Productions scientifiques

Ce travail de thèse a donné lieu à la rédaction de cinq articles scientifiques (lesquels composent la partie III. Résultats de ce manuscrit de thèse), ainsi qu'à quatre présentations orales et deux présentations affichées dans des congrès scientifiques généralistes ou spécifiques.

Tableau 1: Liste des productions scientifiques

| Titre | Type | Journal ou lieu de congrès |
|--|---------------------|--|
| Self-rated health status in relation to aircraft noise exposure, noise annoyance or noise sensitivity: the results of a cross-sectional study in France | Article | Soumis à Noise and Health |
| Aircraft Noise and Psychological Ill-Health: The Results of a Cross-Sectional Study in France | Article | Publié dans l'IJERPH 2018 |
| Aircraft noise exposure in relation to hypertension and medication use: A pooled analysis of HYENA and DEBATS studies | Short report | Soumis à Occupational and Environmental Medicine |
| Hypertension risk and medication use in relation to aircraft noise annoyance and noise sensitivity: results of a pooled-analysis from seven European countries | Article | Soumis à Environmental Research |
| Saliva cortisol in relation to aircraft noise exposure: pooled-analysis results from seven European countries | Article | Publié dans Environmental Health 2019 |
| The effects of aircraft noise exposure on psychological distress: the results of the DEBATS study in France | Communication orale | ICBEN, Zurich 2017 |

| Titre | Type | Journal ou lieu de congrès |
|---|------------------------|--|
| The effects of annoyance due to aircraft noise on psychological distress | Communication orale | InterNoise, Chicago 2018 |
| Aircraft noise exposure and saliva cortisol in a pooled-analysis from seven European countries | Communication orale | ERSA, Lyon 2019 |
| Aircraft noise exposure and saliva cortisol in a pooled-analysis from seven European countries | Communication orale | ICA, Aachen 2019 |
| Self-reported health and aircraft noise exposure: the results of the DEBATS study in France | Communication affichée | ICBEN, Zurich 2017 |
| The effects of annoyance due to aircraft noise on psychological distress: the results of the DEBATS study in France | Communication affichée | European Congress of Epidemiology, Lyon 2018 |

Pour chacun de ces travaux, j'ai défini la stratégie d'analyse en accord avec ma directrice de thèse, analysé les données, interprété les résultats des analyses et produit articles et supports de présentation.

Partie 1 : CONTEXTE GÉNÉRAL ET OBJECTIFS

L'impact des nuisances environnementales sur la santé humaine fait l'objet de nombreuses recherches épidémiologiques visant à en estimer le fardeau et, à terme, à identifier les politiques de prévention de ces effets.

Les transports constituent une source importante de nuisances environnementales. La pollution de l'air et le bruit sont considérés par les Français comme les principaux problèmes environnementaux liés aux transports [1]. L'utilisation et la demande de transports, ainsi que le développement des réseaux et des infrastructures ne cessent cependant de croître [2]. Alors que les impacts de l'exposition à la pollution de l'air sont relativement bien connus, les effets du bruit lié aux transports le sont moins, notamment ceux de l'exposition au bruit des avions, alors que le trafic aérien a connu la plus forte augmentation de ces dernières années [2].

Les conséquences de l'exposition au bruit des avions font l'objet de nombreuses préoccupations à l'échelle internationale, et également en France. Le bruit des avions est de plus en plus reconnu comme un facteur de stress environnemental important au voisinage des aéroports où les riverains sont soucieux de l'impact que peut avoir une telle exposition sur leur santé.

Alors que de nombreuses recherches ont été réalisées afin de réduire le bruit engendré par un avion en phases de décollage, de vol, et d'atterrissage, le nombre d'aéronefs en vol a considérablement augmenté ces dernières années, laissant ainsi se multiplier les craintes des riverains relatives aux nuisances que cela peut provoquer [1]. Certains riverains demandent des modérations du trafic, la mise en place de couvre-feux, ou encore des déviations des trajectoires d'approche.

Des études épidémiologiques ont porté sur la question des effets du bruit des avions sur la santé. Elles mettent pour la plupart en évidence des associations entre niveaux de bruit élevés et risques pour la santé des riverains des aéroports. Cependant, certaines relations restent à être démontrées. C'est notamment le cas des effets néfastes sur les systèmes endocrinien et cardiovasculaire, sur le bien-être psychologique, et sur la santé globale.

Mais les facteurs de risque des modifications des sécrétions hormonales, de l'hypertension artérielle (HTA), de la détresse psychologique et d'un mauvais état de santé général sont multiples et font l'objet de nombreuses recherches. L'impact de l'environnement sur ces événements de santé reste à être clarifié.

I - LE BRUIT

1. Définition

Lorsque le bruit est défini, la notion de "son" intervient, et la différence entre les deux notions est parfois mal comprise.

Le son est un phénomène physique caractérisé par des vibrations de l'air, pouvant être transmis sous forme mécanique (ondes sonores) jusqu'à l'oreille interne par stimulation de la membrane du tympan.

La notion de bruit intervient lorsqu'un son est perçu comme gênant. Cela en fait une notion subjective : le même son peut être utile, agréable ou gênant selon qui l'entend et à quel moment [3].

2. Paramètres physiques du bruit

Le bruit est caractérisé par différents paramètres physiques :

- La fréquence, mesurée en Hertz (Hz) - il s'agit du nombre de vibrations par seconde. Le bruit est dit aigu si la fréquence est élevée (vibrations rapides), et grave si la fréquence est faible (vibrations lentes).
- L'amplitude - ou niveau sonore - il s'agit de la variation de pression maximale atteinte par rapport à une pression de référence. L'amplitude est exprimée sur une échelle linéaire en Pascal (Pa) ou sur une échelle logarithmique en décibels (dB) (voir Partie 1 §I.3 ci-dessous).
- La durée qui correspond à la durée d'émission du bruit. Elle est exprimée en seconde. On distingue trois types de bruit en fonction de leur durée : continu, intermittent ou impulsionnel.

3. Le décibel

Le décibel est une grandeur sans dimension, définie comme dix fois le logarithme décimal du rapport de puissance entre la pression acoustique (p_{eff}) et la valeur de référence qui correspond à un son pratiquement imperceptible ($p_0 = 20$ micropascals = $2 \cdot 10^{-5}$ Pa) (Équation 1). Le niveau de pression acoustique (L_p) est alors exprimé en décibels (dB), et se calcule de la façon suivante :

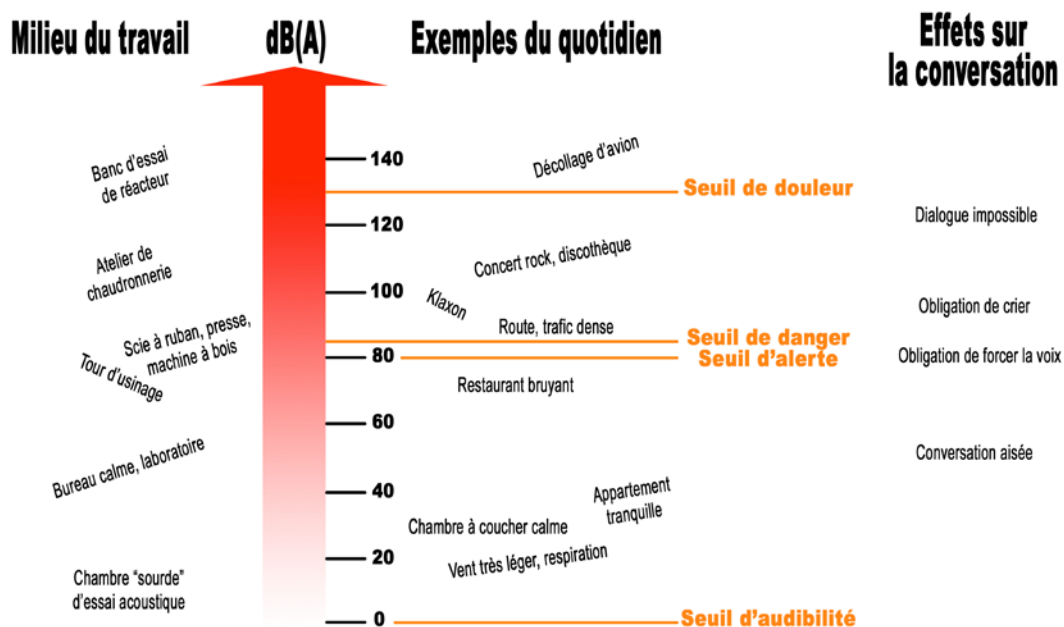
Équation 1 : Relation expliquant le calcul du niveau sonore en fonction de la pression acoustique

$$L_p = 10 \cdot \log \left(\frac{p_{eff}^2}{p_0^2} \right)$$

Pour des raisons physiologiques, l'oreille humaine (oreille jeune et en bonne santé) est peu sensible aux fréquences très basses (inférieures à 20 Hz) ou très élevées (supérieures à 20 000 Hz). Le décibel n'est donc pas représentatif de la sensation auditive. Afin de pénaliser les sons graves (fréquences inférieures à 20 Hz) et aigus (fréquences supérieures à 20 000 Hz) par rapport aux sons médiums (fréquences comprises entre 20 et 20 000 Hz), le niveau sonore peut être pondéré par un coefficient dépendant de la fréquence du son émis : on parle alors de décibel pondéré A, noté dB(A).

À titre d'exemple, le niveau sonore le plus faible qu'une oreille humaine peut percevoir est de 0 dB(A). Le niveau habituel d'une conversation est évalué à 50 dB(A) environ, le seuil de nocivité (pour une exposition de 8h/j) est de 80 dB(A), et la sensation de douleur provoquée par un son apparaît entre 120 et 130 dB(A) (Figure 1).

Figure 1 : Ordres de grandeur de niveaux sonores (d'après INRS, ED 962)



Il faut noter que le décibel n'est pas additif, mais appartient à une échelle logarithmique, c'est-à-dire que le niveau sonore de plusieurs sons simultanés n'est pas égal à la somme des intensités de chaque son. En effet, d'après l'Équation 1, si l'on additionne deux sources sonores de même intensité ($I = p_{\text{eff}}^2$), le niveau augmente de 3 dB. Par exemple, l'addition de deux sons de 60 dB chacun n'équivaut pas à 120 dB mais à 63 dB [4].

4. Indicateurs acoustiques

Il existe deux types d'indicateurs acoustiques : les indicateurs énergétiques et les indicateurs événementiels.

Les indicateurs énergétiques représentent la moyenne énergétique du bruit sur une période de temps déterminée. L'indicateur le plus connu et le plus utilisé est le LAeq, ou niveau continu équivalent exprimé en dB(A), qui correspond au niveau sonore moyen sur une période de temps déterminée. Il est généralement calculé sur trois périodes¹ de base :

- L_{day}, niveau de bruit moyen sur une journée (6h - 18h),
- L_{evening}, niveau sonore moyen sur la soirée (18h - 22h),
- L_{night}, niveau sonore moyen sur la nuit (22h - 6h).

Le niveau continu équivalent sur une journée entière (L_{Aeq, 24h}) est également utilisé.

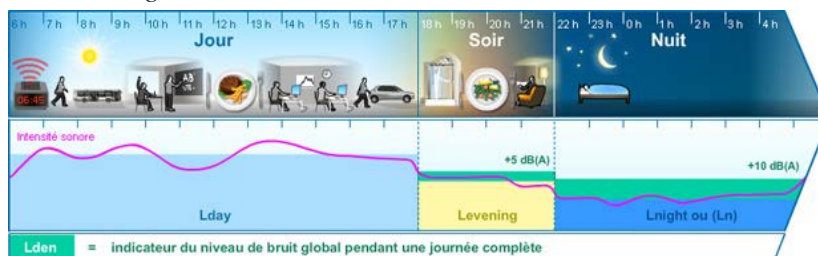
Le bruit n'est pas perçu de la même façon le jour et la nuit. Un indicateur prenant en compte la différence de perception selon la période de la journée est souvent utilisé, il s'agit de l'indicateur L_{den} (Figure 2). Il est calculé sur la base des niveaux équivalents au cours des trois périodes de base jour / soirée / nuit, auxquels sont ajoutées des majorations tenant compte de la gêne accrue en fonction de la période. Ainsi, 5 dB(A) et 10 dB(A) sont ajoutés respectivement aux niveaux sonores de la soirée et de la nuit (Équation 2).

Équation 2 : Formule de calcul du L_{den}

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

Le L_{den} est l'indicateur recommandé par la Directive Européenne de 2002 pour l'évaluation et la gestion du bruit dans l'environnement [5].

Figure 2 : Illustration du calcul de l'indicateur L_{den}



Source : <http://bruit.seine-et-marne.fr/indicateurs-l-den-et-ln>

¹ Ces trois périodes ont été fixées par la Directive Européenne 2002/49/CE du 25 juin 2002. Cette directive a pour vocation de définir, à l'échelle de l'Union Européenne, une approche commune visant à éviter, prévenir ou réduire en priorité les effets nocifs de l'exposition des populations au bruit dans l'environnement.

Les indicateurs événementiels s'intéressent à des pics de bruit. Ils traduisent l'émergence d'un événement sonore particulier par rapport au bruit ambiant² [6]. Parmi les indicateurs événementiels, on peut citer le niveau de bruit maximum mesuré pendant une période de temps donnée (L_{Amax}) ou le nombre d'événements dont le niveau maximal dépasse un certain seuil (NA seuil), ou encore le niveau d'exposition acoustique (SEL) qui est défini comme étant le niveau de pression acoustique pondéré A, constant pendant une seconde et ayant la même énergie acoustique que l'événement original. Cet indicateur permet de quantifier l'énergie d'un pic de bruit et de comparer différents événements sonores provenant d'une même source ou/et de durées différentes. L'Autorité de Contrôle des Nuisances Aéroporutaires (ACNUSA) préconise l'utilisation de deux de ces indicateurs pour l'évaluation des niveaux de bruit des avions à proximité des aéroports français : le NA62 et le NA65 qui correspondent au nombre d'événements dont le niveau maximal L_{Amax} dépasse respectivement 62 ou 65 dB(A).

5. Différentes sources de bruit

Les sources de bruit sont multiples : activités professionnelles, environnement, et activités humaines telles que voisinage ou musique amplifiée.

La Directive 2002/49/CE [5] relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement définit le "bruit dans l'environnement" comme un "son extérieur non désiré ou nuisible résultant d'activités humaines, y compris un bruit émis par les moyens de transports, le trafic routier, ferroviaire ou aérien, et provenant de sites d'activité industrielle tels que ceux qui sont définis à l'annexe I de la directive 96/61/CE du Conseil du 24 septembre 1996 relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution" [7].

5.1. Bruits d'origine professionnelle

Les activités professionnelles peuvent constituer une source de sons non désirés ou nuisibles résultant de l'utilisation de machines ou d'outils ou de voix [8].

En 2005, des enquêtes sur la surveillance des risques professionnels ont montré qu'en France, 7% des salariés étaient exposés à des niveaux de bruit nocifs pour la santé, supérieurs à 85 dB(A). Les salariés exposés au bruit de manière prolongée sur leur lieu de travail appartiennent

² Bruit total existant dans une situation donnée à un instant donné, habituellement composé de bruits émis par plusieurs sources, proches ou éloignées (Organisation Internationale de Normalisation. ISO 1996-1:2003(fr), Acoustique — Description, mesurage et évaluation du bruit de l'environnement — Partie 1: Grandeurs fondamentales et méthodes d'évaluation. <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:1996:-1:ed-2:v1:fr:sec:6.5>. Accessed September 11, 2019.)

principalement au secteur industriel : usines, chantiers, exploitations agricoles, salles de concert [9].

Depuis 1963, le bruit est reconnu comme cause de maladie professionnelle, et des réglementations et mesures de prévention ont été mises en place [9].

5.2. Bruits des transports

En France, 80% des bruits émis dans l'environnement sont liés aux transports (routiers, aériens ou ferroviaires) [10].

En Europe, près de 60% de la population vivant en zone urbaine, soit plus de 125 millions de personnes, est exposée à des niveaux de bruit de transports supérieurs à 55 dB(A) en L_{den} [11]. Cette valeur représente la valeur limite définie par le 7^{ème} Environment Action Programme (EAP) pour les "niveaux de bruit élevés". En France, 40% de la population, soit près de 17 millions de personnes, est exposée à des niveaux de bruit des transports supérieurs à cette valeur [12]. Parmi celles-ci, 75% sont exposées au bruit du trafic routier, environ 18% au bruit du trafic ferroviaire, et 6% au bruit du trafic aérien [13].

5.2.1. Transport routier

L'exposition au bruit du trafic routier est quasiment constante sur certaines périodes de la journée et est subie par le plus grand nombre. Son intensité est fonction de la vitesse et de l'état du trafic, de la manière de conduire, de la pente de la chaussée et de son revêtement. Une part importante du bruit est également attribuée au véhicule : moteur, organes de motorisation, et interaction pneumatiques/chaussée. Enfin, la propagation du bruit dans l'air et l'aérodynamisme sont également des facteurs déterminants.

En Europe, d'après les données de l'Agence Européenne de l'Environnement (EEA) portant sur l'année 2017, environ 108 millions de personnes sont exposées au bruit du trafic routier à des niveaux de 55 dB(A) et plus. Parmi elles, 35 millions sont exposées à des niveaux dépassant 65 dB(A) [14].

Le trafic routier constitue la source de bruit des transports la plus importante en France. Dans un rapport publié par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie (ADEME) à partir des données de l'EEA couvrant l'année 2012, le bruit du trafic routier affecte près de 52 millions de personnes pendant la journée selon l'indicateur L_{den} : près de 31 millions d'entre elles sont exposées à un niveau compris entre 42 dB(A) et 55 dB(A), 14 millions entre 55 et 65 dB(A) et 7 millions à des niveaux supérieurs à 65 dB(A)[15].

5.2.2. Transport aérien

Le bruit du trafic aérien provient du bruit des moteurs et de l'aérodynamisme des avions qui sont des sources de bruit importantes lors des phases de décollage et d'atterrissage. Il est fonction du nombre de vols, des types d'avions, et de la procédure des vols.

D'après l'EEA, plus de 4 millions de personnes en Europe sont exposées à des niveaux de bruit issus du trafic aérien supérieurs à 55 dB(A) selon le L_{den} , dont plus de 1 million sont exposées à des niveaux supérieurs à 65 dB(A) [14].

Le trafic aérien représente la seconde source de bruit lié aux transports la plus importante en France après le trafic routier [12]. L'ADEME rapporte que 4 millions de personnes sont affectées par le bruit des avions en journée. Parmi elles, 3,5 millions sont exposées à des niveaux compris entre 42 et 55 dB(A) selon l'indicateur L_{den} , et 500 000 à des niveaux supérieurs à 55 dB(A) [15].

5.2.3. Transport ferroviaire

Le trafic ferroviaire inclut de nombreuses formes de moyens de transport : TGV, TER et autres trains de voyageurs, métro, RER, tramway, et trains de marchandises. Il occasionne beaucoup de bruit par le rail et le matériel roulant. La vitesse du train influe largement sur l'importance du bruit ferroviaire, et concerne le bruit de roulement, le bruit causé par l'effort de traction, et le bruit lié à l'aérodynamisme. Ainsi, la réduction des bruits peut se faire par des modifications au niveau de l'infrastructure, de la voie et du matériel roulant, comme par exemple le remplacement des semelles de frein en fonte par des semelles en matériau composite, la pose d'absorbeurs sur rail, le remplacement des rails courts par des rails longs soudés, ou encore le remplacement des traverses bois par des traverses béton.

Toujours d'après l'EEA, près de 20 millions de personnes en Europe sont exposées à des niveaux de bruit issus du trafic ferroviaire supérieurs à 55 dB(A) selon le L_{den} , dont plus de 14 millions exposées à plus de 65 dB(A) [14].

En France, toujours d'après le rapport de l'ADEME, 2 millions de personnes sont exposées à des niveaux de bruit compris entre 42 et 55 dB(A) selon l'indicateur L_{den} , 3 millions entre 55 et 65 dB(A), et 1 million à un niveau sonore supérieur à 65 dB(A) [15].

5.3. Bruits de voisinage

D'après le code de la santé publique, le bruit de voisinage est un bruit de nature à porter atteinte à la tranquillité du voisinage ou à la santé de l'Homme par sa durée, sa répétition ou son intensité, dans un lieu public ou privé. Le bruit de voisinage concerne trois catégories de bruit :

bruits de comportement (également appelés bruits domestiques), bruits liés aux activités (professionnelles, sports, culture, loisirs) et bruits de chantiers.

Il n'existe pas d'estimation globale de la population exposée au bruit de voisinage. D'un individu à un autre, l'exposition peut différer selon certains critères : le fait de vivre en milieu urbain ou en milieu rural, la qualité du logement en termes d'isolation notamment, le comportement des voisins, etc.

5.4. Bruits de la musique amplifiée

Ces bruits concernent l'utilisation de baladeurs et de tout appareil audio personnel, ainsi que la fréquentation des lieux musicaux tels que les bars, dancings, restaurants, discothèques, concerts et tous les lieux diffusant de la musique de manière amplifiée. La musique amplifiée se définit comme "l'ensemble des musiques qui utilisent l'électricité et l'amplification sonore électronique comme éléments plus ou moins majeurs des créations musicales et des modes de vie" [16]. Ces lieux musicaux reçoivent du public, diffusent de la musique amplifiée de manière habituelle, et sont clos ou ouverts.

Les études analysées par l'Organisation Mondiale de la Santé (OMS) et réalisées dans des pays à revenus moyens et élevés indiquent que près de 50 % des adolescents et des jeunes adultes âgés de 12 à 35 ans sont exposés à des niveaux sonores dangereux en raison de l'utilisation d'appareils audio personnels et environ 40% y sont exposés dans des lieux de divertissement. Les niveaux sonores dangereux correspondent à une exposition à plus de 85 dB(A) pendant huit heures ou 100 dB(A) pendant 15 minutes [17].

En France, selon le Baromètre santé de 2014, 13% des 15-35 ans ont une écoute fréquente avec un casque et des écouteurs, et 21% se rendent régulièrement dans des concerts, discothèques ou autres lieux de loisirs avec des volumes sonores élevés. Cet usage fréquent et intensif diminue avec l'âge et n'est pas lié au sexe [18].

5.5. Autres bruits

La plus grande partie des sources de bruits a été citée précédemment. Cependant, les autres sources de bruits sont également nombreuses : les activités industrielles et commerciales, les cafés et restaurants, les écoles, les manifestations et fêtes ponctuelles, les téléphones mobiles dans les lieux publics, les cris soudains, et tous les bruits qui nous entourent sont autant de sources qui produisent du bruit, et qui peuvent contribuer à la pollution sonore de chacun. Il est difficile d'estimer le pourcentage de personnes exposées à ces types de bruit.

II - LES EFFETS DU BRUIT SUR LA SANTÉ

La santé a été définie par l'OMS lors de la Conférence internationale sur la Santé en 1946 comme « un état de complet bien-être physique, mental et social, et [qui] ne consiste pas seulement en une absence de maladie ou d'infirmité » [19].

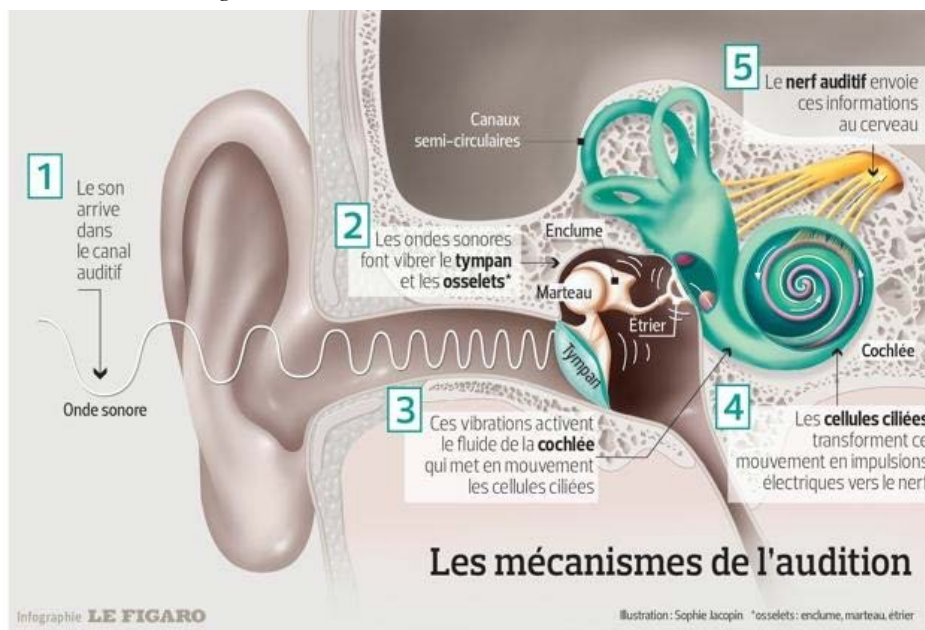
Il a été montré que l'exposition au bruit pouvait avoir des effets physiologiques (sur l'audition, les systèmes cardiovasculaire, endocrinien et immunitaire, et sur le sommeil) et des effets psychosociologiques (gêne due au bruit, effets sur la santé mentale, sur les performances, sur les comportements).

Dans ce paragraphe, nous nous limiterons aux effets de l'exposition au bruit des transports.

1. Effets sur le système auditif

Comme défini plus haut, le bruit est composé d'ondes vibratoires qui sont transmises depuis l'environnement jusqu'au tympan de l'oreille interne (Figure 3). Ce phénomène mécanique se transmet ainsi en chaîne dans l'oreille pour être transformé en information neurosensorielle grâce aux cellules ciliées [20].

Figure 3 : Schéma du mécanisme de l'audition



Une exposition excessive au bruit peut ainsi porter atteinte au système auditif. Les effets du bruit sur le système auditif sont la fatigue auditive (ou hypoacousie réversible), les acouphènes (sifflements ou bourdonnements d'oreille qui ne peuvent pas être attribués à une source externe), la perte auditive permanente (ou surdité traumatique, hypoacousie irréversible), et l'hyperacousie.

La fatigue auditive se caractérise par une perte temporaire de l'audition et peut parfois entraîner des sifflements. Lors de cette fatigue auditive de l'oreille, la détection des sons se fait plus difficilement, et un niveau sonore plus élevé est alors nécessaire pour qu'il soit détecté. Afin de retrouver une audition normale, une période de calme prolongée est nécessaire. La gravité de cette fatigue auditive et le temps de récupération dépendent du niveau sonore, de la durée d'exposition, et de la vulnérabilité individuelle. Le temps de récupération peut varier de quelques minutes à quelques jours [21], [22]. La fatigue auditive apparaît comme un premier avertissement, avant de provoquer des lésions irréversibles de l'oreille [23].

La perte auditive permanente peut survenir de manière traumatique (exposition courte et violente - détonation d'arme à feu, explosion, sifflement de type Larsen par exemple), ou progressive (ambiance sonore supérieure à 80 dB(A) pendant 8 heures et plus). Les surdités définitives traumatiques sont le plus souvent provoquées par la destruction d'un certain nombre de cellules ciliées de l'oreille interne [23].

L'exposition au bruit peut entraîner l'apparition d'acouphènes dans une seule ou deux oreilles, de manière continue ou intermittente, transitoire ou persistante. Une acouphène peut durer de plusieurs heures à plusieurs années [24]. Ce trouble concerne un adulte sur 10 en France. Dans une étude menée en France en 2009, 75% des discs jockeys de 26 ans, travaillant trois nuits par semaine depuis six ans, souffraient d'acouphènes [25]. Dans une étude réalisée au Royaume-Uni en 2017, 29% des personnes de 17 à 75 ans ont répondu "habituellement" ou "constamment" à la question : "En ce moment, combien de fois avez-vous des acouphènes (bruits tels que des bourdonnements d'oreilles) qui durent plus de 5 minutes ? Jamais, rarement, parfois, habituellement ou constamment ?" [26]. D'après l'OMS, 22 000 années de vie en bonne santé sont perdues chaque année³ à cause des acouphènes dues au bruit environnemental en Europe occidentale [27].

Enfin, 40% des personnes atteintes d'acouphènes souffrent également d'hyperacousie [28]. Ce trouble auditif est une hypersensibilité au bruit qui résulte d'un dérèglement du schéma auditif neuronal suite à une lésion de l'oreille interne, et se caractérise par un seuil de tolérance anormalement bas [28].

Les effets sur le système auditif apparaissent généralement à partir de 80 dB(A), lors d'une exposition de plusieurs heures, et commencent le plus souvent par une fatigue auditive. Au-delà de 80 dB(A), le bruit peut endommager, de façon irréversible, les structures de l'oreille interne

³DALYs = disability-adjusted life-years

et peut mener à une surdité totale ou partielle. À 120 dB(A), le bruit procure une sensation douloureuse [21]. Plus un niveau de bruit est élevé, plus la durée d'exposition pouvant causer des lésions auditives est courte (Tableau 2).

Tableau 2: *Durée d'exposition avant dommages*

| | | | | | | | | |
|---|-----|-----|-----|-----|--------|--------|----------|-------|
| Niveau sonore en dB(A) | 80 | 83 | 86 | 89 | 92 | 95 | 98 | 100 |
| Durée d'exposition maximale / jour | 8 h | 4 h | 2 h | 1 h | 30 min | 15 min | 7 min 30 | 5 min |

Source : *Institut national de recherche et de sécurité (INRS)*

Ces troubles auditifs sont très rarement observés en lien avec l'exposition au bruit des transports qui n'atteint quasiment jamais de tels niveaux sonores [23]. Dans la littérature, les études portant sur les effets du bruit sur l'audition s'intéressent plutôt à l'exposition professionnelle au bruit et à celle pendant les loisirs. Ces études mettent en évidence une association entre l'exposition à des niveaux sonores excessifs et la perte auditive [29]–[31]. Concernant le bruit des transports, les quelques études montrant des effets sur l'audition concernent le personnel des zones aéroportuaires, les pilotes d'avions ou les conducteurs de train (en Chine) pour lesquels le risque de perte auditive augmente avec la durée de service, l'exposition aux détonations du moteur, l'exposition aux vibrations [32], le nombre total d'heures de vol, le type d'avion [33] et la conduite de train en tunnel [34]. Dans une étude au Brésil, la prévalence de personnes avec pertes auditives est supérieure chez les travailleurs exposés au bruit urbain lors d'activités liées à la coordination de la circulation automobile dans la ville de São Paulo : cette prévalence est de 39 % des travailleurs dans les zones les plus bruyantes avec des niveaux de bruit compris entre 71 et 80 dB(A), et 24 % des travailleurs dans les zones avec des niveaux de bruit moins élevés, de 51 à 67 dB(A)) [35].

2. Effets extra-auditifs

En dehors des effets du bruit sur le système auditif, des effets extra-auditifs ont été démontrés dans la littérature. D'autres effets, actuellement discutés, nécessitent davantage de recherches.

2.1. Effets du bruit établis

Les principaux effets extra-auditifs du bruit sont la gêne, les perturbations du sommeil, la dégradation des performances cognitives, et les effets sur le système cardiovasculaire [36].

2.1.1. La gêne due au bruit

La gêne est définie par l'OMS comme « *un sentiment de déplaisir associé à un agent ou à une condition dont un individu ou un groupe sait ou croit qu'ils ont un effet nocif* » [37]. Elle fait

partie des principaux effets associés au bruit. La gêne est le résultat d'interférences entre le bruit et les activités de tous les jours, les périodes de repos ou de sommeil, les sentiments, ou les pensées. Elle est le plus souvent accompagnée de réponses négatives comme de la colère, de l'inconfort, de la fatigue, ou des symptômes de stress.

D'après l'OMS, 654 000 années de vie en bonne santé sont perdues chaque année à cause de la gêne due au bruit environnemental en Europe occidentale [27]. Une étude réalisée en France a montré que le bruit des transports est perçu par 60 % de la population au domicile, avec soit une seule exposition (bruit routier le plus souvent), soit plusieurs expositions (généralement bruit routier associé au bruit des avions). Le bruit des transports constitue une source de gêne importante pour 34 % de la population, (30 %, 6,6 % et 2,2 % par le bruit des trafics routier, aérien, et ferroviaire respectivement). Un peu plus de 5 % de la population est gênée par plusieurs sources de bruit. La gêne intervient principalement lors des moments de détente et de repos, et pendant le sommeil [38].

De très nombreuses études ont mis en évidence des relations dose-réponse entre l'exposition au bruit des transports et la gêne [39]–[44]. Ces courbes dose-réponse peuvent être utilisées pour prédire le niveau de nuisance dû au bruit dans une population. Les courbes les plus utilisées à ce jour ont été présentées par Miedema et Vos en 1998 [39] et mises à jour par Miedema et Oudshoorn en 2001 [40]. À l'aide de données provenant d'enquêtes transversales réalisées entre 1967 et 1993 en Europe, en Amérique du Nord et en Australie, ces auteurs ont établi des courbes dose-réponse distinctes pour les avions, le trafic routier et le trafic ferroviaire. Ces relations dose-réponse sont actuellement recommandées par la Commission européenne pour servir de courbes standard pour l'évaluation et la gestion du bruit ambiant dans l'Union européenne. Elles montrent que pour un même niveau sonore, le bruit des avions est la source de bruit la plus gênante devant le bruit routier et le bruit ferré [40], [41].

Le bruit, en tant que mesure physique, n'explique qu'une faible partie de la gêne, soit environ 35 % [45]. Les 65 % restants sont expliqués par les co-déterminants de la gêne : des facteurs démographiques et socio-économiques (âge, sexe, niveau d'études, activité professionnelle, statut d'occupation de la résidence, habitudes socio-culturelles, dépendance par rapport à la source de bruit, utilisation de la source, etc.), des facteurs contextuels ou de situation (type de logement, isolation du logement, présence d'espaces extérieurs, satisfaction résidentielle, attentes en ce qui concerne la qualité de vie dans le quartier, etc.), et des facteurs d'attitude (sensibilité au bruit, peur de la source, attitudes vis-à-vis de la source et des autorités, etc.) [46].

2.1.2. Les perturbations du sommeil

Le deuxième effet du bruit environnemental le plus étudié concerne les perturbations du sommeil. Selon l’OMS, ces troubles constituent la plus sérieuse conséquence du bruit des transports en Europe occidentale. Ils seraient à l’origine de 903 000 années de vie en bonne santé perdues en Europe, soit le premier effet en nombre d’années de vie en bonne santé perdues devant la gêne et les autres troubles [27].

Il est aujourd’hui bien établi par les différentes études menées en laboratoire et sur le terrain que l’exposition au bruit perturbe le sommeil mesuré de façon objective : retard à l’endormissement, augmentation du nombre et de la durée des éveils pendant la nuit, réveil prématuré, changements de phase de sommeil, altération du sommeil profond et paradoxal, sont des effets qui endommagent le processus réparateur du sommeil servant au maintien du fonctionnement optimal du corps humain [20], [22], [23], [31], [47]–[52].

L’exposition au bruit perturbe également le sommeil mesuré de manière subjective, à l’aide de questionnaires. Elle diminue l’auto-estimation de la qualité du sommeil, de l’humeur et des performances [52]–[54].

Une revue de la littérature publiée par l’OMS conclut que le bruit environnemental peut conduire à des changements de stade de sommeil, des réveils, une auto-déclaration de perturbations de sommeil ainsi qu’à l’augmentation de la prise de médicaments [55].

Des études expérimentales, quasi-expérimentales et observationnelles aboutissent aux mêmes conclusions. Cependant les résultats observés dans les études observationnelles sont en règle générale d’une amplitude bien moindre que ceux obtenus lors d’études expérimentales en laboratoire [56].

2.1.3. Dégradation des performances cognitives

Les effets du bruit sur les performances cognitives chez les enfants ont également été bien documentés. Plus de 20 études ont montré que l’exposition au bruit à l’école avait des effets négatifs sur la cognition des enfants, en entraînant par exemple des difficultés d’apprentissage, une diminution des capacités de lecture et de mémoire, ainsi qu’une baisse de l’attention [36]. L’une des études les plus importantes sur le sujet, l’étude RANCH (Road traffic and Aircraft Noise exposure and children's Cognition and Health: exposure-effect relationships and combined effects), a investigué les relations entre l’exposition au bruit des avions et du trafic routier - pendant la journée à l’école et pendant la nuit à domicile - sur des événements de santé et de cognition [57], [58]. Elle montre une association linéaire entre l’exposition chronique au

bruit des avions et des troubles de la compréhension de la lecture ainsi que de la mémoire de reconnaissance chez 2 844 enfants âgés de 9 à 10 ans, scolarisés dans les 89 écoles sélectionnées à proximité de trois aéroports majeurs en Europe (Amsterdam, Madrid et Londres).

D'après l'OMS, 45 000 années de vie en bonne santé sont perdues chaque année en Europe occidentale à cause de la dégradation des performances cognitives chez les enfants [27].

2.1.4. Les pathologies cardiovasculaires

Les études expérimentales et observationnelles concernant les effets du bruit sur le système cardiovasculaire ont montré la plausibilité de l'hypothèse selon laquelle une exposition à long terme au bruit environnemental pouvait être à l'origine de maladies cardiovasculaires : hypertension, maladies cardiaques ischémiques, ou perturbations du rythme cardiaque [59].

Il a été rapporté que l'exposition au bruit des transports entraînait une augmentation de la pression sanguine et des modifications du rythme cardiaque [15].

D'après l'OMS, 61 000 années de vie en bonne santé sont perdues chaque année à cause des cardiopathies ischémiques relatives à l'exposition au bruit environnemental dans les pays d'Europe occidentale [27].

De nombreuses études ont été réalisées ces dernières années sur l'association entre l'exposition au bruit des transports, et notamment le bruit des avions, et le risque d'HTA. Les conclusions sont unanimes : l'exposition au bruit du trafic aérien et routier la nuit est associée avec le risque d'hypertension, principalement chez les hommes [60]–[65]. Une revue de la littérature sur ce sujet sera détaillée Partie 1 §III.3 de cette thèse.

D'autres études ont porté sur l'association entre l'exposition au bruit des transports et les maladies cardiovasculaires. L'étude HYENA (Hypertension and Environmental Noise near Airports) a inclus 4 861 riverains âgés de 45 à 70 ans de sept aéroports européens majeurs (Royaume-Uni, Allemagne, Pays-Bas, Suède, Italie et Grèce) (voir Annexe 3). Elle a notamment montré une association entre l'exposition au bruit du trafic aérien pendant la nuit et les maladies cardiaques (Odds Ratio (OR)=1,25 ; intervalle de confiance à 95% (IC95%) 1,03-1,51) [66]. Mais elle n'a pas trouvé d'association significative avec l'exposition au bruit du trafic aérien pendant la journée (OR = 1,11 ; IC95% 0,92-1,34) ou l'exposition au bruit du trafic routier estimée sur 24h (OR = 1,20 ; IC95% 0,95-1,52). En France, une étude écologique menée dans le cadre du programme de recherche DEBATS (Discussion sur les Effets du Bruit des Aéronefs Touchant la Santé) (voir Annexe 2) portant sur trois aéroports français a montré une augmentation significative de la mortalité par maladies cardiovasculaires (Mortality Rate

Ratios (MRR)=1,18, IC95%:1,11-1,25), maladies cardiaques ischémiques (MRR=1,24, IC95%: 1,12-1,36), et infarctus du myocarde (MRR=1,28, IC95%: 1,11-1,46) dans les communes les plus exposées au bruit des avions [67]. Des associations similaires avaient déjà été trouvées par différentes études conduites aux États-Unis, en Suisse, à Londres et au Danemark [68]–[71].

2.2. Effets du bruit discutés

Outre les effets décrits ci-dessus, plusieurs autres effets extra-auditifs du bruit ont été étudiés. Ils sont cependant moins documentés et restent discutés : effets sur la santé mentale ou la sécrétion des hormones de stress (catécholamines, cortisol), accident cardiovasculaire (AVC), obésité, diabète, issues de grossesse, cancer du sein, et maladie d'Alzheimer.

2.2.1. Effets sur la santé mentale

Le vaste champ de la santé mentale a été très peu étudié en lien avec le bruit des transports. Toutefois, l'exposition à ce bruit semble être liée à des symptômes psychologiques, mais pas à des troubles psychiatriques cliniques. Cependant, il pourrait y avoir une association avec des troubles psychiatriques à des niveaux de bruit beaucoup plus élevés [72].

Il est à noter que selon l'OMS, trois dimensions caractérisent la santé mentale (détaillées Partie 1 §III.2.1). La deuxième dimension - à savoir la détresse psychologique – constitue le passage intermédiaire entre la santé mentale positive (première dimension) et les troubles mentaux (troisième dimension) [73]. La suite de cette thèse se focalisera sur la détresse psychologique, et une synthèse de l'état de l'art sera présentée dans la Partie 1 §IV.2..

2.2.2. Effets sur la sécrétion des hormones de stress

Il a été montré qu'une modification de la sécrétion des hormones de stress (catécholamines - telles que noradrélines et adrénalines – ou cortisol) était un facteur de risque de maladies cardiovasculaires, et notamment d'hypertension et d'infarctus du myocarde [74]. Des concentrations élevées d'hormones de stress la nuit peuvent entraîner une augmentation du rythme cardiaque, de la pression artérielle, et du risque de pathologies cardiaques [75].

Peu d'études épidémiologiques ont porté sur les effets de l'exposition au bruit des transports sur la sécrétion des hormones de stress. La majorité de ces études ont mesuré la concentration de ces hormones dans le sang ou dans l'urine, et/ou chez des populations d'enfants [75]. Seules quelques-unes montrent une augmentation des niveaux de cortisol dans les prélèvements en lien avec l'exposition au bruit des transports (routes ou avions) [76]–[79].

La suite de ce travail de thèse se focalisera sur la concentration de cortisol salivaire en lien avec les bruits d'avions. Une revue de l'état de l'art sera développée Partie 1 §IV.4.

2.2.3. Accident vasculaire cérébral (AVC)

Les études sur l'association entre le bruit des transports et le risque d'AVC sont rares. Cependant, d'après une méta-analyses réalisée à partir de cinq études, il semblerait que l'exposition au bruit des avions augmente le risque d'AVC [80]. Par ailleurs, les résultats des études écologiques et transversales montrent qu'une augmentation du bruit des avions est associée à une augmentation de la prévalence et de l'incidence de l'AVC [66], [71], [81]–[83], mais cette association n'est pas toujours statistiquement significative. En 2018, Seidler et al.[84] n'ont pas mis en évidence de relation statistiquement significative entre l'exposition au bruit des avions et le risque d'AVC lorsque l'exposition au bruit est caractérisée par un indicateur énergétique (niveau d'exposition sur 24h). En revanche, le risque d'AVC augmente de 7% (IC95% 2%-13%) lorsque les sujets sont exposés à six événements ou plus, chaque événement ayant un niveau supérieur à 50 dB(A) pendant la nuit. Cette étude souligne ainsi l'importance de considérer des niveaux maximaux de bruit pour la recherche des effets du bruit sur la santé.

2.2.4. Troubles métaboliques

- **Obésité**

Peu d'études ont été réalisées concernant les effets du bruit des transports sur le risque d'obésité, mais certaines ont montré une augmentation du tour de taille et du rapport tour de taille/hanches associée à l'augmentation du niveau de bruit des avions et du trafic routier [85]–[89]. En 2014, dans une étude incluant des résidents du comté de Stockholm, Erikson et *al.* ont montré une augmentation de 1,51 cm (IC95% 1,13-1,89) du tour de taille pour une augmentation de 5 dB(A) en L_{den} du niveau d'exposition au bruit [86]. En 2015, dans une étude transversale suédoise, Pyko et *al.* ont analysé l'effet des niveaux de bruit de plusieurs modes de transports (avion-route-rail) considérés séparément puis combinés. Les niveaux de bruit de chaque source de trafic prise séparément sont associés à l'obésité abdominale. Un risque d'obésité abdominale particulièrement élevé (OR = 1,95 ; IC95% 1,24-3,05 pour une augmentation de 5 dB(A)) a été observé pour l'exposition combinée aux trois sources de bruit de la circulation [85]. En 2017, toujours en Suède, ce même auteur a montré dans une étude de cohorte, en utilisant des modèles de régression linéaire, une augmentation de 0,16 cm/an du tour de taille (IC95% 0,14-0,17) et de 0,03 kg/an du poids (IC95% 0,01-0,04) pour une augmentation de 10 dB(A) en L_{den} du bruit des avions [87].

D'autres études n'ont pas montré d'association avec le bruit des avions. C'est le cas d'une étude longitudinale menée en Suisse en 2018 au sein de la Swiss Cohort Study on Air Pollution and Lung and Heart Diseases (SAPALDIA) : aucune association n'a été trouvée entre l'exposition au bruit des avions et l'indice de masse corporelle (IMC), le pourcentage de graisse corporelle, le tour de taille, l'obésité ($IMC \geq 25$), et le surpoids ($IMC \geq 30$) [90]. En revanche, des associations ont été observées entre l'exposition au bruit du trafic routier et toutes ces variables, tandis que le bruit ferroviaire est significativement lié à un risque accru de surpoids seulement. Les niveaux d'exposition au bruit des avions sont relativement faibles dans cette étude. Une étude menée en 1999 chez des infirmières danoises de plus de 44 ans n'a pas trouvé d'association entre le bruit de la circulation routière et l'IMC ou le tour de taille. Cette étude suggère néanmoins que l'exposition au bruit de la circulation routière peut entraîner une augmentation de l'IMC chez les infirmières soumises à des contraintes professionnelles ou vivant en milieu urbain ($\beta^4 = 0,41$, IC95% 0,06-0,76 et $\beta^4 = 0,26$, IC95% 0,11-0,42 respectivement, pour une augmentation de 10 dB(A) de la moyenne d'exposition annuelle en L_{den}) [91]. De manière similaire, aucune association significative entre le bruit de la circulation routière et les marqueurs d'obésité n'a été mise en évidence dans l'ensemble de la population norvégienne [92], tandis que des associations significatives ont été montrées chez les femmes très sensibles au bruit pour l'IMC ($\beta^4 = 1,02$, IC95% 1,01-1,03 pour une augmentation de 10 dB(A) du bruit routier), le tour de taille ($\beta^4 = 1,01$, IC95% 1,00-1,02 pour une augmentation de 10 dB(A) du bruit routier), et le rapport taille/hanches ($OR^5 = 1,24$, IC95% 1,01-1,53 pour une augmentation de 10 dB(A) du bruit routier).

- **Diabète**

Le risque de diabète en lien avec le bruit des transports a été peu étudié. Dans une étude transversale menée chez des résidents du comté de Stockholm en Suède, aucune association n'a été montrée entre l'exposition au bruit des avions et les prévalences de pré-diabète et de diabète de type 2. Lorsque les analyses ont été réalisées en séparant les femmes et les hommes, une relation dose-réponse a été trouvée pour le diabète de type 2 chez les femmes, mais les résultats étaient non-significatifs ($OR = 1,51$; IC95% 0,69-3,32 avec une exposition de 50-54 dB(A) vs une exposition < 50 dB(A) ; $OR = 2,78$; IC95% = 0,80-9,60 pour une exposition ≥ 55 dB(A) vs. une exposition < 50 dB(A)) [86]. À l'inverse, une étude de cohorte conduite en Suisse a montré une association significative entre l'exposition au bruit des avions et l'incidence du

⁴ Coefficient issu d'un modèle de régression linéaire

⁵ Risque d'avoir un rapport taille/hanches $> 0,85$

diabète entre 2002 et 2011 (Risk Ratio (RR) = 1,92 ; IC95% 1,04-3,55) [93]. La présence de diabète a été définie par le diagnostic de diabète par un médecin, ou la prise de médicaments liés au diabète, ou par un taux sanguin d'hémoglobine HbA1c \geq 6,5%.

Concernant le bruit routier, des associations ont été trouvées au Danemark entre l'exposition au bruit du trafic et l'incidence du diabète (les cas de diabète sont répertoriés dans le Registre National Danois des patients diabétiques, sans précision du type de diabète). Les analyses ont été réalisées pour une augmentation du L_{den} de 10 dB(A), soit au moment du diagnostic (OR = 1,08 (IC95% 1,02-1,14)), soit pendant les cinq années précédant le diagnostic (OR = 1,11 (IC95% 1,05-1,18)) [94]. Lorsqu'une définition plus stricte a été appliquée avec l'exclusion des personnes uniquement inscrites au registre des diabétiques en raison d'antécédents de tests de glycémie, les ORs sont légèrement plus élevés. Par ailleurs, aucune association n'a été trouvée entre l'exposition au bruit du trafic ferroviaire et l'incidence du diabète.

2.2.5. Autres effets

D'autres effets du bruit sur la santé sont suspectés, mais très peu d'études s'y sont intéressées jusqu'à présent.

Les quelques études montrant un effet néfaste de l'exposition au bruit sur les issues de grossesse sont des études transversales en milieu professionnel. L'exposition au bruit au travail a été associée à une réduction de la durée de gestation [95]–[98] et à un faible poids à la naissance [99]. Peu d'informations sont disponibles sur l'association entre le bruit au domicile et les issues de grossesse. Des données limitées et de mauvaise qualité indiquent un effet possible de l'exposition au bruit des avions sur la durée de gestation [100], le poids à la naissance [101], [102], et les problèmes congénitaux [103], mais ces effets ne sont pas confirmés à l'heure actuelle et le niveau de preuve est jugé insuffisant. Aucune association n'a été observée entre l'exposition au bruit du trafic routier et le poids à la naissance [104]–[106]. Des études portant sur l'association entre le bruit des avions et la corpulence d'enfants de 3 à 13 ans suggèrent une taille inférieure chez les enfants exposés, et notamment chez les garçons [107], [108].

Le cancer du sein pourrait également être associé à l'exposition au bruit du trafic, mais les résultats des quelques études sur le sujet ne convergent pas. L'exposition au bruit de la circulation routière, du trafic aérien et du trafic ferroviaire pourrait augmenter le risque de cancer du sein à récepteurs d'œstrogènes négatifs [109], [110], à récepteurs d'œstrogènes positifs, ainsi que l'incidence totale du cancer du sein chez les infirmières travaillant de nuit

[111]. Mais une étude ne suggère pas d'association entre l'exposition résidentielle au bruit de la circulation et la densité mammographique dans une cohorte de Danoises d'âge moyen [112]. Une autre étude ne suggère pas d'association entre le bruit de la circulation routière et la mortalité par cancer du sein [113].

Des études épidémiologiques et des recherches neuro-pathologiques soulèvent l'hypothèse selon laquelle l'exposition au bruit, en particulier l'exposition chronique au bruit, serait impliquée dans certains aspects de l'apparition de la maladie d'Alzheimer. Cependant, des études épidémiologiques plus approfondies sont nécessaires pour vérifier cette hypothèse [114].

2.3. Valeurs de références

Pour protéger la santé de la population de l'exposition au bruit de l'environnement, l'OMS a publié des recommandations sur les niveaux de bruit.

Les premières lignes directrices sur le bruit communautaire en Europe (CNG) ont été publiées par l'OMS en 1999 [115], puis des lignes directrices sur le bruit la nuit (NNG) en 2009 [55]. Les CNG étaient basées sur des avis d'experts et fournissaient une couverture et une applicabilité globales pour des questions d'évaluation et de contrôle du bruit. Les NNG, également basées sur des avis d'experts, ont été publiées dans le but de fournir des conseils scientifiques afin d'élaborer une législation et des mesures politiques futures portant sur l'évaluation et le contrôle de l'exposition au bruit pendant la nuit. Il était mentionné qu'une valeur L_{night} de 40 dB(A) devrait être la cible des NNG pour toutes les sources, afin de protéger les populations, notamment les personnes les plus vulnérables.

Les lignes directrices ont été mises à jour en octobre 2018 par le Bureau régional de l'OMS pour l'Europe [116]. Elles considèrent séparément chaque source de bruit, et un spectre plus large d'événements de santé. De nouvelles recommandations ont été émises pour le bruit dû au trafic routier, le bruit ferroviaire, le bruit aérien, le bruit dû aux éoliennes et le bruit dû aux loisirs. Elles sont classées en deux catégories : fortes ou conditionnelles (Tableau 3). Lorsque la recommandation est "forte", celle-ci doit être mise en œuvre dans la plupart des circonstances, c'est-à-dire être adoptée dans la plupart des situations en guise de politique. Lorsque la recommandation est "conditionnelle", elle peut ne pas s'appliquer dans certaines circonstances ou certains milieux, et nécessite un processus d'élaboration de politique.

La Tableau 3 présente les valeurs limites de bruit à ne pas dépasser pour protéger la santé des personnes en fonction du type de bruit. La valeur L_{den} correspond à la valeur limite moyenne, tandis que le L_{night} correspond à la valeur limite pour les niveaux de bruit la nuit.

Tableau 3 : Recommandations de l'OMS (2018)

| | Valeur de bruit recommandée par l'OMS pour la protection de la santé des populations | Classification |
|-----------------------------|--|----------------|
| Bruit du trafic routier | L _{den} : 53 dB(A) L _{night} : 45 dB(A) | Forte Forte |
| Bruit du trafic ferroviaire | L _{den} : 54 dB(A) L _{night} : 44 dB(A) | Forte Forte |
| Bruit du trafic aérien | L _{den} : 45 dB(A) L _{night} : 40 dB(A) | Forte Forte |
| Bruit des éoliennes | L _{den} : 53 dB(A) | Conditionnelle |
| Bruit des loisirs | LA _{eq, 24h} : 70 dB(A) en moyenne sur l'année | Conditionnelle |

Source : Environmental noise guidelines for the European Region (2018)

En France, les valeurs réglementaires sont davantage détaillées (Tableau 4).

Tableau 4 : Valeurs réglementaires nationales

| | Valeurs limites nationales |
|--|--|
| Bruit du trafic routier | LAeq,6-22h mesuré en façade (2m en avant) : 70 dB(A) LAeq,22-6h mesuré en façade (2m en avant) : 65 dB(A) Lden (bruit incident) : 68 dB(A) Ln (bruit incident) : 62 dB(A) |
| Bruit du trafic ferroviaire (voies conventionnelles) | LAeq,6-22h mesuré en façade (2m en avant) : 73 dB(A) LAeq,22-6h mesuré en façade (2m en avant) : 68 dB(A) Lden (bruit incident) : 73 dB(A) Ln (bruit incident) : 65 dB(A) |
| Bruit du trafic ferroviaire (Lignes à Grande Vitesse) | LAeq,6-22h mesuré en façade (2m en avant) : 70 dB(A) LAeq,22-6h mesuré en façade (2m en avant) : 65 dB(A) Lden (bruit incident) : 68 dB(A) Ln (bruit incident) : 62 dB(A) |
| Cumul des bruits pour Route et/ou LGV + Voie ferrée conventionnelle | LAeq,6-22h mesuré en façade (2m en avant) : 73 dB(A) LAeq,22-6h mesuré en façade (2m en avant) : 68 dB(A) Lden (bruit incident) : 73 dB(A) Ln (bruit incident) : 65 dB(A) |
| Bruit du trafic aérien | Lden : 55 dB(A) Ln : pas de valeur limite |
| Bruit industriel | Lden : 71 dB(A) Ln : 60 dB(A) + législation ICPE avec respect des critères d'émergences sonores |
| Bruit des éoliennes | Législation ICPE avec respect des critères d'émergences sonores et éloignement de 500 m des habitations |
| Bruit des loisirs | Lieux diffusant des sons amplifiés : LAeq : 102 dB(A) sur 15 minutes LCEq : 118 dB(C) sur 15 minutes Niveau en sortie des appareils personnels d'écoute : 100 dB(A) |

Source : <https://www.bruitparif.fr/les-valeurs-de-referance/> (consulté le 12/07/2019)

2.4. Conclusion

Le bruit est une nuisance majeure, présente dans l'environnement de chacun. Les expositions professionnelles ou de loisirs à des niveaux de bruit élevés ou particulièrement intenses, peuvent entraîner une altération du système auditif. L'exposition au bruit a également des effets extra-auditifs. La gêne, les perturbations du sommeil, la dégradation des capacités cognitives chez les enfants et les effets sur le système cardiovasculaire sont les principaux effets délétères du bruit. D'autres effets moins documentés comme la détresse psychologique et la modification de la sécrétion des hormones de stress ne sont cependant pas exclus. Dans le but de protéger la santé des populations, l'OMS a établi des valeurs limites d'exposition au bruit. En effet, au moins un

million d'années de vie en bonne santé sont perdues chaque année à cause du bruit environnemental en Europe occidentale [27].

III - ÉVÈNEMENTS DE SANTÉ ÉTUDIÉS

Comme indiqué précédemment, plusieurs effets du bruit sur la santé sont peu documentés. Et ils le sont encore moins lorsqu'il s'agit de l'exposition au bruit des avions.

La modification de la sécrétion du cortisol (hormone de stress) et la détresse psychologique font partie des événements de santé les moins étudiés en lien avec l'exposition au bruit des avions.

La santé générale des riverains d'aéroports a également été très peu investiguée. Il a été montré que l'auto-évaluation de l'état de santé perçu était une mesure fiable, efficace et valide de la santé générale [117], [118]. Par ailleurs, il a été souligné que la consommation de médicaments pouvait également constituer un bon indicateur de santé générale pour étudier l'association entre une exposition et des effets sur la santé [119], [120].

Pour le reste, alors que les effets du bruit sur le risque d'HTA et la consommation de médicaments sont relativement bien établis [61], [83], [121], [122], les effets de la gêne due au bruit des avions ou de la sensibilité au bruit sur ces événements de santé ont été très peu étudiés.

Cette thèse propose ainsi d'étudier la santé générale, caractérisée par l'état de santé perçu ou la consommation de médicaments, la détresse psychologique, l'HTA, et la sécrétion de cortisol.

1. Santé générale

La santé déclarée ou état de santé perçu apparaît comme l'un des indicateurs permettant d'évaluer la santé générale des populations [123], [124]. Elle est aussi un très bon prédicteur des admissions hospitalières et de l'incidence de problèmes de santé chroniques [117].

La consommation de médicaments peut également être utilisée comme un indicateur de la santé générale [123]. Une étude a montré que la consommation de médicaments était une mesure plus objective et plus fiable que les symptômes auto-rapportés par les patients [125]. Une revue de la littérature a révélé que lorsque des données sur la consommation de médicaments étaient disponibles, elles devaient être considérées comme un bon indicateur de santé environnementale [120].

1.1. Etat de santé perçu

1.1.1. Définition

L'état de santé perçu est une auto-évaluation de sa propre santé par l'individu lui-même [126]. Cette mesure subjective peut refléter certains aspects parfois difficiles à déceler cliniquement, tels que la présence et la gravité d'une maladie, le fonctionnement social, et le bien-être en général [124].

1.1.2. Méthodes d'évaluation

L'état de santé perçu est difficilement mesurable du fait de son caractère subjectif. Cependant, des méthodes ont été élaborées pour permettre son évaluation.

La méthode la plus courante est l'auto-évaluation de l'état de santé par une question simple : « En général, diriez-vous que votre santé est excellente, très bonne, bonne, passable ou mauvaise ? ». Elle est la méthode la plus utilisée pour mesurer la santé des individus dans les enquêtes sanitaires par interview [127].

L'auto-évaluation de l'état de santé est également possible à l'aide d'échelles plus détaillées telles que la "Sickness Impact Profile" [128], la "Perceived Well-Being Scale" [129], diverses sous-échelles du Short Form 36 Health Survey Questionnaire (MOS SF-36) [130], ou le "Today Health Index" [131].

Une autre méthode réside dans la déclaration de divers problèmes de santé [127]. Cette méthode fait appel à la mémoire des individus devant rapporter les problèmes de santé qu'ils ont pu rencontrer dans un laps de temps prédéfini.

1.1.3. Épidémiologie descriptive

L'enquête statistique réalisée en 2014 sur les ressources et les conditions de vie (SRCV-SILC, à partir de l'enquête européenne "EU Statistics on Income and Living Conditions" EU-SILC, Eurostat 2014) a fourni des éléments descriptifs concernant l'état de santé perçu en France.

Tableau 5 : État de santé perçu selon le sexe en 2014*

| État de santé perçu* | Ensemble (%) | Hommes (%) | Femmes (%) |
|----------------------|--------------|------------|------------|
| Très Bon | 23,6 | 25,7 | 21,5 |
| Bon | 44,6 | 45,2 | 44,0 |
| Assez Bon | 23,5 | 21,6 | 25,2 |
| Mauvais | 7,2 | 6,3 | 7,9 |
| Très Mauvais | 1,2 | 1,1 | 1,3 |

* Libellé de la question : « Comment est votre état de santé en général ? »

Champ • France métropolitaine, population des ménages ordinaires, 16 ans ou plus.

Source • Enquête statistique sur les ressources et les conditions de vie SRCV-SILC (Eurostat 2014).

Tableau 6 : État de santé perçu selon l'âge et le sexe en 2014*

| Âge par décennie, en 2014 | Sexe | Très bon (%) | Bon (%) | Assez bon (%) | Mauvais (%) | Très mauvais (%) |
|---------------------------|--------|--------------|---------|---------------|-------------|------------------|
| de 16 à 24 ans | Hommes | 57,0 | 34,6 | 6,9 | 1,3 | 0,2 |
| | Femmes | 50,9 | 38,3 | 9,2 | 1,5 | 0 |
| de 25 à 34 ans | Hommes | 43,0 | 44,8 | 9,5 | 2,4 | 0,3 |
| | Femmes | 35,3 | 48,2 | 13,8 | 2,4 | 0,3 |
| de 35 à 44 ans | Hommes | 28,2 | 51,2 | 17,4 | 3,0 | 0,3 |
| | Femmes | 26,4 | 51,5 | 18,0 | 3,8 | 0,3 |
| de 45 à 54 ans | Hommes | 20,6 | 49,3 | 22,6 | 6,2 | 1,3 |
| | Femmes | 17,5 | 47,6 | 26,2 | 7,9 | 0,8 |
| de 55 à 64 ans | Hommes | 12,3 | 51,7 | 26,7 | 8,5 | 0,8 |
| | Femmes | 11,6 | 46,6 | 31,2 | 8,4 | 2,3 |
| de 65 à 74 ans | Hommes | 8,1 | 45,4 | 35,8 | 8,5 | 2,1 |
| | Femmes | 7,5 | 44,9 | 34,0 | 12,1 | 1,6 |
| de 75 à 84 ans | Hommes | 2,5 | 35,2 | 40,0 | 19,9 | 2,4 |
| | Femmes | 2,5 | 30,4 | 46,0 | 18,2 | 3,0 |
| 85 ans et plus | Hommes | 2,5 | 20,0 | 48,3 | 20,2 | 9,1 |
| | Femmes | 1,6 | 18,2 | 44,6 | 29,9 | 5,7 |
| Ensemble | Hommes | 25,7 | 45,3 | 21,6 | 6,3 | 1,1 |
| | Femmes | 21,6 | 44,1 | 25,1 | 7,9 | 1,3 |

* Libellé de la question : « Comment est votre état de santé en général ? »

Champ • France métropolitaine, population des ménages ordinaires, 16 ans ou plus.

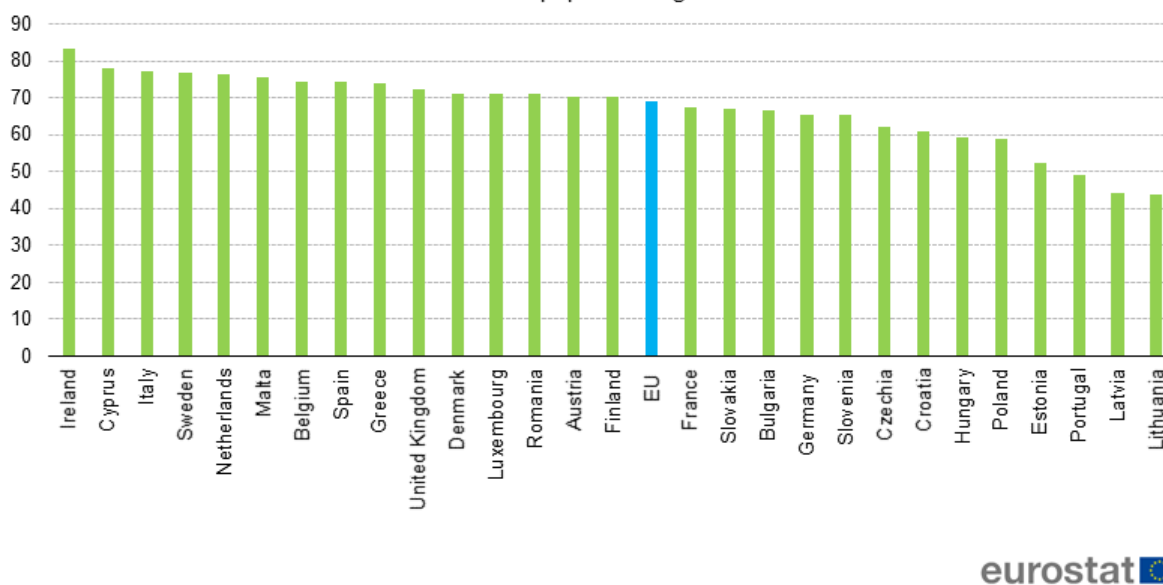
Source • Enquête statistique sur les ressources et les conditions de vie SRCV-SILC (Eurostat 2014).

Ces données nous permettent de juger la perception que les Français ont de leur propre état de santé. De manière globale, 71,0% des hommes et 65,7% des femmes perçoivent leur état de santé comme "très bon" ou "bon". Plus sensibles à leur propre santé et plus proches du système de soins, les femmes se déclarent moins souvent en bonne santé que les hommes [132] (Tableau 5). La part de la population jugeant son état de santé comme "bon" ou "très bon" diminue fortement avec l'âge (

Tableau 6).

Enfin, la Figure 4 montre la part de la population évaluant comme "bon" ou "très bon" son état de santé pour plusieurs pays d'Europe. En moyenne, 69% des Européens jugent être en bonne ou très bonne santé. Ils sont plus de 80% en Irlande - la France arrive en 16^{ème} position avec 68%, soit une part inférieure à la moyenne européenne.

Figure 4 : Part de la population évaluant sa santé bonne ou très bonne par pays
% of population aged 16 or over



Source : <https://ec.europa.eu/eurostat/fr/web/products-eurostat-news/-/EDN-20190405-1>

Une Enquête sur la santé et la protection sociale (ESPS) a été réalisée en France entre 2004 et 2012 sur des personnes de 20 à 65 ans. La santé générale a été évaluée avec la question « Comment est votre état de santé général ? Très bon, Bon, Assez bon, Mauvais, Très mauvais ». Près de 77% des 40 250 participants ont déclaré un bon ou très bon état de santé général [133].

1.1.4. Facteurs de risque

L'état de santé perçu est un indicateur de santé générale qui peut être influencé par de nombreux facteurs de risque. Ceux-ci appartiennent aux catégories suivantes : démographie (sexe, âge, ethnie), social (classe sociale, statut marital, emploi), éducation (niveau d'éducation), finance (revenu du foyer ou individuel), géographie (urbanisation), comportement lié à la santé (tabagisme, alcoolisme, activité physique), autres facteurs liés à la santé (IMC, maladies chroniques) [134], [135].

L'âge et le sexe sont les facteurs d'ajustement le plus souvent introduits dans les modèles visant à expliquer l'état de santé perçu [136].

1.2. Consommation de médicaments

1.2.1. Définition

L'OMS a défini en 1977 "l'utilisation de médicaments" pour les études de recherche comme "la commercialisation, la distribution, la prescription et l'usage de médicaments dans une société, avec un accent particulier sur les conséquences médicales, sociales et économiques qui en résultent" [137].

La consommation de médicaments peut être motivée par la prescription d'un médecin, ou par une automédication associée à une situation de stress, une perturbation du sommeil, une allergie, etc.

Dans le cas des études épidémiologiques, il existe plusieurs classifications internationales qui facilitent la comparaison de la consommation de médicaments selon les indications ou selon les différents pays.

La classification la plus utilisée est la classification ATC (Anatomique Thérapeutique Chimique), recommandée par l'OMS en 1981 pour les études internationales sur l'utilisation des médicaments [138]. Les médicaments sont classés en 14 groupes principaux (Tableau 7). La première lettre majuscule représente le premier niveau de classification selon l'organe ou le système corporel sur lequel les médicaments agissent :

Tableau 7 : Premiers niveaux de classification ATC

| <i>Groupes</i> | <i>Intitulés</i> |
|----------------|---|
| A | Voies digestives et métabolisme |
| B | Sang et organes hématopoïétiques |
| C | Système cardiovasculaire |
| D | Médicaments dermatologiques |
| G | Système génito-urinaire et hormones sexuelles |
| H | Préparations hormonales systémiques à l'exception des hormones sexuelles et de l'insuline |
| J | Anti-infectieux généraux à usage systémique |
| L | Antinéoplasiques et immunomodulateurs |
| M | Muscles et squelette |
| N | Système nerveux |
| P | Produits antiparasitaires, insecticides et révulsifs |

| | |
|----------|----------------------|
| R | Système respiratoire |
| S | Organes sensoriels |
| V | Divers |

Le deuxième niveau correspond au sous-groupe thérapeutique et se compose de deux caractères numériques. Le troisième niveau indique le sous-groupe pharmacologique, désigné par un caractère alphabétique. Le quatrième niveau correspond au groupe chimique, il est indiqué par un caractère alphabétique. Le cinquième niveau indique le principe actif du médicament grâce à deux caractères numériques.

Prenons un exemple : N05BA08

N = Système nerveux

N05 = Psycholeptiques

N05B = Anxiolytiques

N05BA = Dérivés de la benzodiazépine

N05BA08 = Bromazépan

1.2.2. Méthodes d'évaluation

Au cours d'une étude épidémiologique, la consommation de médicaments peut être évaluée de différentes manières :

- Par interview, directement auprès des populations

L'évaluation se fait alors soit par la déclaration des médicaments pris au cours des derniers mois (ceci peut poser le problème d'un biais de mémoire et ne considère que les médicaments consommés par le sujet), soit sur présentation d'une ou des ordonnance(s) prescrite(s) par un médecin (ne tient pas compte de l'automédication, et peut être biaisé dans le cas de perte de la ou des ordonnance(s)) ;

- Par prise en compte des ventes en pharmacie :

Les chiffres sur les ventes en pharmacie sont accessibles par le biais d'organismes généralement privés. Cet indicateur prend en compte l'automédication, ainsi que les médicaments remboursés par l'Assurance Maladie. L'Agence Nationale de Sécurité du Médicament et des produits de santé (ANSM) a fourni un rapport sur les ventes exhaustives des médicaments en pharmacie. Les données ont été recueillies auprès des laboratoires pharmaceutiques, et elles tiennent

compte des ventes destinées aux officines, ainsi que de celles destinées aux établissements hospitaliers [139].

- Par comptabilisation des remboursements auprès de l'Assurance Maladie :

Pour cela, il est nécessaire d'avoir accès aux bases du SNIIR-AM (Système National d'Information Inter Régimes de l'Assurance Maladie) qui permet d'obtenir le nombre de médicaments ayant fait l'objet d'une prescription par un médecin et d'un remboursement par l'Assurance Maladie, par grandes familles de médicaments (antihypertenseurs et traitements à visée cardiovasculaire, psychotropes, hypnotiques, etc.). Cet indicateur peut être fourni à l'échelle de l'individu à condition d'avoir son numéro de sécurité sociale. Il ne tient pas compte de la consommation réelle du/des médicament(s) [140].

1.2.3. Épidémiologie descriptive

Il n'existe pas, en France, d'études sur la prévalence de la consommation de médicaments par code ATC. De manière générale, en 2017, 44% des Français ont consommé des médicaments tous les jours, avec ou sans ordonnance [141].

Le marché lié aux ventes de médicaments s'est élevé à 26,8 milliards d'euros (dont 20,6 milliards d'euros en officines) en 2013 [139], et à 29,0 milliards d'euros en 2017 [142].

En 2013, 21,9% du marché pharmaceutique concernaient les ventes d'analgésiques (code ATC N02B), avec 740 millions de boîtes vendues. Ensuite, venaient les psycholeptiques (code ATC N05) avec 5,2% de la part du marché (162 millions de boîtes), puis les antibactériens à usage systémique (code ATC J01) avec 4,3% de part du marché (134 millions de boîtes).

1.2.4. Facteurs de risque

La consommation de médicaments répond à un événement de santé ou à un défaut dans le bien-être de la population. Cet indicateur est donc une conséquence d'un ou de plusieurs maux. On ne parlera donc pas de facteur de risque à proprement parler, mais de facteurs influençant cette consommation.

L'âge, le revenu et la catégorie socio-professionnelle sont les principaux facteurs. Ensuite viennent les facteurs liés à l'état de santé, soit le niveau d'éducation, le comportement lié à la santé (tabagisme, alcoolisme, activité physique), et les autres facteurs liés à la santé (IMC, maladies chroniques).

2. Détresse psychologique

2.1. Définition

Selon l’OMS, la santé mentale ne se résume pas à l’absence de troubles mentaux mais correspond à un "état de bien-être qui permet à chacun de réaliser son potentiel, de faire face aux difficultés normales de la vie, de travailler avec succès et de manière productive, et d’être en mesure d’apporter une contribution à la communauté" [143].

Trois dimensions de la santé mentale ont été identifiées lors de la Conférence ministérielle européenne de l’OMS à Helsinki en 2005 :

- la santé mentale positive qui correspond au bien-être, aux ressources psychologiques et aux capacités d’agir en société ;
- la souffrance psychique qui correspond à un état de mal-être manifesté généralement par des symptômes anxieux et dépressifs suite à des situations éprouvantes, ainsi que par des difficultés existentielles – la souffrance psychique n'est pas forcément révélateur d’un trouble mental ;
- les troubles mentaux qui correspondent plus spécifiquement à des pathologies psychiatriques : dépression, troubles de l'anxiété, troubles affectifs bipolaires, schizophrénie et autres psychoses, démence, déficience intellectuelle et troubles du développement, y compris l’autisme, avec un degré plus ou moins important [144]. Une classification diagnostique sur laquelle s’appuie la recherche clinique et l’épidémiologie psychiatrique a été définie [73].

Dans la suite de ce manuscrit, l’intérêt se portera sur la deuxième dimension de la santé mentale, à savoir la souffrance psychique ou détresse psychologique, qui peut parfois être vue comme les prémisses d’un trouble mental. En effet, d’après Santé Publique France, la souffrance psychique "mal repérée ou mal accompagnée, peut faire basculer la personne dans une maladie ou multiplier les difficultés sociales" [143].

2.2. Méthodes d'évaluation

Il existe plusieurs outils permettant d’évaluer la détresse psychologique. Ils sont caractérisés par leur qualité métrologique (sensibilité, validité, fidélité, ainsi que faible coût et rapidité à administrer), et sont validés dans une ou plusieurs langues. Ces outils psychométriques sont développés dans un contexte culturel particulier, et il est fondamental qu’ils aient exactement la même signification et le même niveau de langage s’ils sont utilisés dans une autre langue [145].

Le mode d’évaluation de chaque outil peut différer :

- Hétéro-évaluation : l'outil de mesure (échelle, questionnaire, test) est administré par une tierce personne, la plupart du temps un clinicien entraîné,
- Auto-évaluation : le sujet remplit lui-même le questionnaire ou l'échelle,
- Échelles visuelles analogiques (réglette), plus largement utilisées pour la mesure de la douleur.

Le mode de passation peut se faire en face à face, par auto-questionnaire, ou appel téléphonique. Le choix d'un outil dépend de ce que l'on souhaite évaluer. Cependant, il est parfois difficile de définir ce que l'on souhaite évaluer tellement le champ de la détresse psychologique est vaste. Il existe de nombreuses échelles validées pour évaluer la santé mentale de manière globale, ou évaluer certains troubles ou symptômes (par exemple, ceux de l'anxiété ou de la dépression). Certaines échelles (utilisées par un clinicien) permettent d'établir un diagnostic de trouble mental avec une codification bien définie (classification internationale des maladies – 10^e révision CIM-10, ou Diagnostic and Statistical Manual of Mental Disorders – 4^{ème} édition DSM-IV), tandis que d'autres permettent de détecter des troubles mineurs, une souffrance psychologique, l'apparition de symptômes pouvant conduire à des troubles mentaux.

Les principales échelles utilisées dans les études épidémiologiques pour mesurer la détresse psychologique et applicables en population générale sont les suivantes :

- General Health Questionnaire (GHQ) [146], qui vise à dépister les troubles psychiatriques ou troubles psychiques mineurs en population générale, par auto-évaluation, lors d'un entretien téléphonique ou en face-à-face. Il en existe plusieurs versions, à 60, 30, 28 ou 12 items (durée de passation : 5 à 20 minutes selon la version).
- Hospital And Depression Scale (HAD) [147], échelle d'auto-évaluation en 14 items qui vise à dépister les troubles de l'humeur, évaluer l'existence et la sévérité des symptômes de dépression et d'anxiété (durée de passation : quelques minutes).
- Center of Epidemiologic Studies Depression Scale (CESD) [148], échelle d'auto-évaluation en 20 items, visant à étudier la symptomatologie dépressive et son intensité (durée de passation : quelques minutes).
- Medical Outcome Study Short Form (MOS-SF) [130], échelle d'auto-évaluation qui évalue la qualité de vie liée à la santé. Il existe en deux versions: à 36 items (SF-36) ou à 12 items (SF-12). Chacune des deux versions permet d'obtenir deux scores : un score agrégé de qualité de vie mentale et un autre de qualité de vie physique (durée de passation : 3 à 15 minutes selon la version).

- Hopkins Symptom Checklist 25 (HSCL-25) [149], auto-questionnaire comportant 25 questions qui mesurent la présence et l'intensité des symptômes d'anxiété (questions 1 à 10) et de dépression (questions 11 à 25) pendant la dernière semaine (durée de passation : 5 à 10 minutes).

2.3. Épidémiologie descriptive

D'après l'OMS, "une personne sur quatre souffre de troubles mentaux au moins une fois dans sa vie" [150]. De par la difficulté de définir chaque trouble mental, et la multitude des outils disponibles pour leur évaluation, il n'existe pas de prévalence précise en population générale. En 2014, une méta-analyse de 174 études réalisées dans 63 pays entre 1980 à 2013 a porté sur l'estimation de la prévalence des troubles mentaux courants (tels que troubles de l'humeur, anxiété et consommation d'alcool et d'autres drogues [151]). Malgré une grande hétérogénéité entre les études, 18% des participants souffraient d'au moins un trouble mental au cours des douze mois précédant l'examen. Les affections avec les plus grandes prévalences concernaient l'anxiété (6,7%) et les troubles de l'humeur (5,4%). En France, il existe des études sur la prévalence des troubles anxio-dépressifs. La plupart d'entre elles utilisent des outils psychométriques différents et des périodes de temps considérées différentes qui jouent un rôle important dans la valeur des prévalences observées, et rendent difficile les comparaisons (Tableau 8).

Tableau 8 : Prévalence des troubles anxio-dépressifs en France

| | <i>ESEMed</i> (2001 - 2003) | <i>SMPG</i> (1999 - 2003) | <i>Baromètre</i> (2005) | <i>Anadep</i> (2005) |
|---------------------------|--------------------------------|------------------------------|----------------------------|-------------------------|
| Outil | WMH-CIDI-2000 | Mini | CIDI-SF | CIDI-SF |
| <i>classification</i> | <i>DSM-IV</i> | <i>CIM-10</i> | <i>DSM-IV</i> | <i>DSM-IV</i> |
| % Troubles anxieux | 12 % | ♂ 19,7% - ♀ 29,1% | - | - |
| <i>période considérée</i> | <i>12 derniers mois</i> | <i>2 dernières semaines</i> | | |
| % Troubles dépressifs | 8,5 % | ♂ 8,9% - ♀ 13% | 7,8 % | 5,0 % |
| <i>période considérée</i> | <i>12 derniers mois</i> | <i>6 derniers mois</i> | <i>12 derniers mois</i> | <i>12 derniers mois</i> |

L'enquête ESEMeD (*European Study of the Epidemiology of Mental Disorders*) a été conduite en Europe, dans six pays, dont la France. D'après cette enquête, 12% de la population française souffrent de troubles anxieux, et 8,5% de troubles dépressifs d'après l'outil World Mental Health

- Composite International Diagnostic Interview (WMH-CIDI) [152], en considérant les douze derniers mois précédant l'enquête qui s'est déroulée entre 2001 et 2003 [153].

L'étude SMPG (Santé mentale en Population Générale) est une étude transversale multicentrique, qui a été réalisée par le Centre collaborateur de l'OMS (CCOMS) en collaboration avec la Direction de la Recherche, des études, de l'évaluation et des statistiques (Drees) sur un échantillon de 36 000 personnes. Cette étude a montré que 11,0% des Français souffraient de troubles anxieux, et 24,6% de troubles dépressifs entre 1999 et 2003 [154]. Elle rapporte également des prévalences différentes selon le sexe : 19,7% chez les hommes et 29,1% chez les femmes pour les troubles anxieux, 8,9% chez les hommes et 13,0% chez les femmes pour les troubles dépressifs. La différence entre les prévalences estimées par l'enquête ESEMeD et par l'étude SMPG pourrait être liée à la définition de ces troubles et à leur classification : la description de la CIM-10 donne, par exemple, une définition plus large de "l'épisode dépressif majeur" que le DSM IV [154].

Enfin, les enquêtes Baromètre et Anadep, relativement semblables, ont été conduites par l'INPES (Institut National de Prévention et d'Education pour la Santé) à dix mois d'intervalle en 2005 : l'enquête Baromètre porte sur les attitudes et comportements de santé des Français et inclut une partie sur la dépression, tandis que l'enquête Anadep a été spécifiquement réalisée pour la campagne nationale d'information sur la dépression. L'outil utilisé pour dépister les troubles dépressifs est le même, ainsi que la méthode de sondage employée (méthode aléatoire stratifiée à deux degrés) [155]. Cependant, les prévalences observées sont différentes dans les deux études : 7,8% pour l'enquête Baromètre, 5,0% dans l'étude Anadep en ce qui concerne les troubles dépressifs en population générale. Cette différence pourrait être liée au contexte des enquêtes : généraliste pour l'une, centrée sur la dépression pour l'autre [155]. L'hypothèse selon laquelle l'ordre et la formulation des questions auraient un effet sur les résultats n'est pas à exclure non plus [156].

2.4. Facteurs de risque

De manière générale, la santé mentale "est déterminée par une série de facteurs socioéconomiques, biologiques et environnementaux" : on parle alors de déterminants - lesquels vont déterminer le degré d'intensité, la permanence et la durée d'une mauvaise santé mentale [157].

Les principaux facteurs de risque sociodémographiques de la détresse psychologique sont le genre, l'âge, le niveau d'études, la situation matrimoniale, les revenus familiaux, l'activité professionnelle et la pratique d'une religion [158].

Les facteurs biologiques ou personnels, tels que les prédispositions génétiques, les organismes pathogènes ou les maladies, une grossesse, les facultés d'une personne à maîtriser ses pensées ou ses sentiments, la capacité à s'épanouir, ou encore l'état cognitif des personnes, sont des éléments qui peuvent influencer le bien-être mental ou psychologique [159].

Les facteurs sociaux et environnementaux peuvent également contribuer à une mauvaise santé mentale : isolement social, relations familiales, pratiques culturels, discrimination, consommation de substances psychoactives, événements stressants [160].

3. Hypertension artérielle

3.1. Définition

L'HTA est une maladie qui correspond à une pression excessive du sang sur la paroi des artères, même au repos [161].

L'OMS définit l'HTA par [162]:

- Une pression artérielle *systolique* (PAS)⁶ supérieure ou égale à 140 mmHg,
- Et/ou une pression artérielle *diastolique* (PAD) supérieure ou égale à 90 mmHg.

L'HTA s'explique par une rigidification des parois des artères, ainsi que d'autres anomalies telles que l'athérosclérose. Les artères les plus touchées sont la carotide, les artères coronaires, ou celles qui irriguent les reins et les membres inférieures [161]. De fait, l'HTA est très souvent à l'origine de nombreuses complications cardiovasculaires majeures telles que les accidents vasculaires cérébraux, les cardiopathies ischémiques, les insuffisances rénales chroniques, ou les artériopathies des membres inférieurs [161]. Par exemple, selon l'OMS, 62 % des accidents vasculaires cérébraux et 49% des cardiopathies ischémiques sont attribuables à une pression artérielle élevée [163].

3.2. Méthode d'évaluation

Pour mesurer la pression artérielle, les recommandations de la Haute Autorité de Santé (HAS) et de la Société Française d'HTA (SFHTA) sont les suivantes [164]:

- Utiliser de préférence un appareil au bras, électronique et validé,

⁶ La PAS est la pression du sang dans les artères lors de la contraction du cœur, tandis que la PAD est la pression au moment de la dilatation du cœur, lorsqu'il se remplit de sang entre deux contractions.

- Effectuer au minimum deux mesures avec un brassard adapté à la circonférence du bras, le cas échéant,
- Mesurer la pression artérielle la première fois aux deux bras (considérer le bras où la mesure est la plus haute) et mesurer la fréquence cardiaque (FC),
- Effectuer les mesures chez un patient en position assise ou allongée, au repos pendant au moins 3 à 5 minutes, dans le calme et sans parler,
- Lors de la mesure initiale et au cours du suivi : il faut rechercher une hypotension orthostatique (chute d'au moins 20 mmHg de la pression artérielle systolique et/ou de 10 mmHg de la pression diastolique lors du passage de la position allongée à la position debout) après une et trois minutes au moins en position debout.

3.3. Épidémiologie descriptive

Plusieurs enquêtes en population ont été menées en France pour estimer la prévalence de l'HTA qui est une des pathologies les plus fréquentes après le cancer. Une seule étude a été menée à l'échelle nationale, et plusieurs à l'échelle d'un département ou d'une ville.

L'Etude Nationale Nutrition Santé (ENNS) a permis d'estimer la prévalence de l'HTA en France, en 2006-2007 : elle était de 31% chez les 18 à 74 ans en France métropolitaine (37% chez les hommes et 25% chez les femmes). La moitié des sujets seulement avait connaissance de leur HTA au moment de l'étude [165].

L'étude Mona Lisa réalisée dans la Communauté urbaine de Lille et les départements du Bas-Rhin et de la Haute-Garonne entre 2005 et 2007 a évalué la prévalence de l'HTA à 47% chez les hommes et 35% chez les femmes de 35 à 74 ans [166].

En Guadeloupe, deux études ont permis d'estimer la prévalence de l'HTA [167] :

- L'étude Consant, étude transversale réalisée en 2007 basée sur un échantillon aléatoire de la population guadeloupéenne âgée de 25 à 74 ans, l'a estimée à 33% chez les hommes et 37% chez les femmes,
- L'étude PHAPPG (Prévalence de l'Hypertension Artérielle en Population Précaire Guadeloupéenne), étude transversale réalisée de 2001 à 2003 et composée de personnes âgées de 18 à 69 ans en situation de précarité, l'a évaluée à 25% chez les hommes et 22% chez les femmes.

La spécificité de forte prévalence de l'HTA chez les femmes dans l'étude Consant confirme les chiffres de plusieurs études menées en Jamaïque, Sainte Lucie, Barbade et Cuba [168]–[170].

D'après ces études, l'HTA serait plus élevée chez les femmes par rapport aux hommes dans les populations noires du fait d'un taux d'obésité plus élevé chez les femmes dans ces populations.

Dans chacune de ces études, la prévalence l'HTA augmente très nettement avec l'âge [171].

La prévalence de consommation d'un traitement antihypertenseur a également été estimée à partir des données de remboursement de l'Assurance Maladie. Cette prévalence a été définie comme le nombre de personnes ayant eu au moins trois délivrances d'un traitement antihypertenseur, ou deux en cas de grand conditionnement, à des dates différentes au cours de l'année, rapporté à la population française moyenne de l'année estimée par l'Institut national de la statistique et des études économiques (INSEE). En 2014, cette prévalence a été estimée à 19% (20% chez les hommes, 18% chez les femmes). Une très nette augmentation de cette prévalence a été observée avec l'âge : de 0,2% pour les moins de 25 ans, contre 76% pour les 85 ans et plus.

3.4. Facteurs de risque

L'âge est l'un des principaux facteurs de risque de l'HTA. Cependant, de nombreux autres facteurs de risque peuvent intervenir dans l'apparition de cette pathologie. Ils concernent essentiellement les comportements et les modes de vie qui peuvent être modifiés par les individus : une alimentation riche en sel, une consommation importante d'alcool, ou de tabac, une faible activité physique, un surpoids ou une obésité augmentent le risque de développer de l'HTA [161]. De plus, d'autres facteurs de risque augmentent le risque d'HTA : le genre, une naissance prématurée, un petit poids de naissance, l'apnée du sommeil, le stress psychosocial, et les antécédents familiaux [161]. L'origine ethnique est également un facteur de risque avérés de l'HTA : les personnes originaires du sud de l'Asie ou les Antillais sont plus susceptibles de développer de l'hypertension [172].

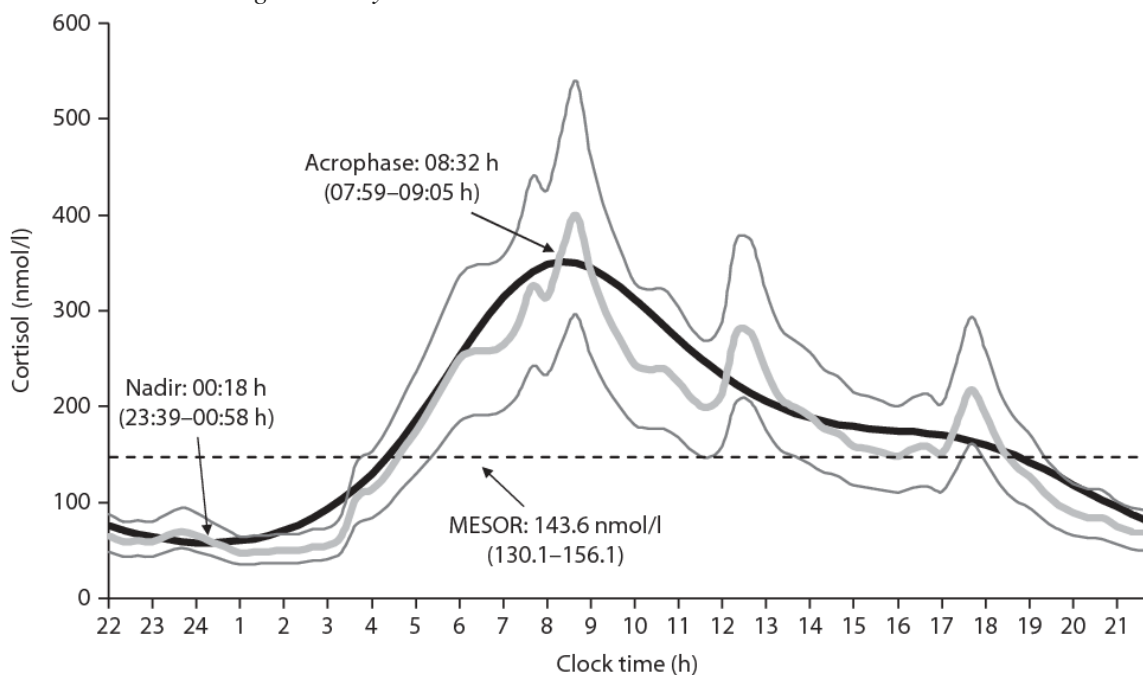
Enfin, des facteurs de risque potentiels sont actuellement étudiés : le stress (par un dérèglement de la sécrétion des hormones de stress) [173], [174], le manque ou les perturbations du sommeil [175], les émotions [176], les expositions à des nuisances environnementales ou chimiques (telles que la pollution atmosphérique, les rejets d'usines ou le bruit) [177], [178], et les réactions indésirables suite à une consommation de médicaments [179] sembleraient avoir un effet sur la pression artérielle.

4. Hormone de stress : le cortisol

4.1. Définition

Le cortisol est une hormone stéroïdienne sécrétée par les glandes surrénales et, comme beaucoup d'autres processus physiologiques de l'organisme, elle suit un rythme circadien. Ce rythme est régulé par l'oscillateur circadien principal (stimulateur cardiaque) situé dans l'hypothalamus. La concentration de cortisol atteint son niveau maximal le matin 30 minutes après réveil, puis diminue lentement tout au long de la journée, jusqu'à atteindre le niveau le plus bas à minuit - pour les individus sains, sans troubles de l'axe hypothalamo-hypophyso-surrénalien (HHS) [180], [181].

Figure 5 : Rythme circadien de la concentration de cortisol



Source : Debono et al., *JCEM* 2009;94:1548-1554 [182]

4.2. Méthode d'évaluation

Le cortisol peut être mesuré dans le sang, l'urine, la salive, et depuis récemment dans les cheveux [183], [184].

Les prélèvements d'urine et de sérum sanguin sont les méthodes les plus invasives [185]. La concentration de cortisol dans les cheveux fournit des informations sur l'activité à long terme de l'axe hypothalamo-hypophyso-surrénalien (HPA). Un avantage de cette mesure est qu'elle est moins influencée par des événements momentanés que les autres méthodes, et peut donc être considérée comme une mesure plus stable [186]. Le dosage du cortisol dans la salive est généralement la méthode préférée, car elle offre un aperçu des évolutions à court terme du

cortisol (rythme diurne, réponse à un stimulus), ce qui en fait une méthode utile pour étudier la dynamique fonctionnelle de l'axe HPA [183]. Par ailleurs, le prélèvement de salive est une méthode fiable, rapide et non invasive, et il peut être effectué à domicile ou sur le terrain [187]. Les concentrations de cortisol restent stables dans les échantillons salivaires (non congelés) pendant environ sept jours. Ces derniers peuvent donc être envoyés par courrier. Les échantillons salivaires peuvent également être conservés au congélateur (-20°C) avant l'expédition [188]. La détermination du cortisol peut ensuite être réalisée en laboratoire, par technique radio-immunoassay (RIA), test enzyme linked immunosorbent assay (ELISA), technologie électro chimio-luminescente (ECLIA) ou chromatographie liquide et spectrométrie de masse (LC-MS/MS) [189]. Une comparaison des valeurs données par ces différentes méthodes de dosage montre une relation linéaire entre les résultats [189].

4.3. Épidémiologie descriptive

En raison du cycle circadien de la sécrétion du cortisol, il est impératif de disposer de l'heure du prélèvement afin de déterminer si la valeur mesurée est comprise dans l'intervalle des valeurs de référence.

Cependant, il n'existe pas de véritable consensus sur les valeurs de référence à utiliser. Celles-ci sont généralement données par les laboratoires d'analyses qui les obtiennent auprès de leurs fournisseurs. Elles dépendent notamment de la méthode de dosage (voir Partie 1 §III.4.2) et du réactif utilisé.

À titre indicatif, le Tableau 9 donne les valeurs de référence établies par un laboratoire ayant analysé des concentrations de cortisol salivaire avec la méthode ELISA.

Tableau 9 : Valeurs de référence pour les concentrations de cortisol salivaire (nmol/L) (test ELISA)

| <i>Horaires</i> | <i>Valeurs de références</i> |
|-----------------|------------------------------|
| 8h | 8,2 – 36,3 nmol/L |
| 12h | 4,0 – 10,1 nmol/L |
| 16h | 2,3 – 9,7 nmol/L |
| 20h | 1,5 – 7,3 nmol/L |
| 24h | 1,0 – 4,5 nmol/L |

À titre indicatif également, Aardal et Holm ont publié des valeurs de référence (Tableau 10) pour le cortisol salivaire mesuré par la méthode RIA sur des sujets sains sélectionnés aléatoirement, âgés de 20 à 70 ans, et ne consommant pas de stéroïdes [188].

Tableau 10 : Concentrations de cortisol salivaire (nmol/L) pour une population de référence (test RIA)

| Age (years) | Sex | N | Cortisol (nmol/l) | | | |
|-------------|-----|-----|-------------------|----------|---------|----------|
| | | | Morning | | Evening | |
| | | | Mean | Range | Mean | Range |
| 21–30 | ♂ | 26 | 10.0 | 3.1–20.5 | 2.2 | <0.5–8.5 |
| | ♀ | 20 | 14.6* | 7.5–37.2 | 1.1 | <0.5–2.9 |
| 31–40 | ♂ | 37 | 12.1 | 3.3–42.8 | 1.4 | <0.5–9.9 |
| | ♀ | 22 | 15.0* | 2.6–41.8 | 1.7 | <0.5–3.7 |
| 41–50 | ♂ | 30 | 11.4 | 4.9–30.0 | 1.6 | <0.5–9.1 |
| | ♀ | 9 | 11.4 | 3.0–35.7 | 2.2 | 0.7–5.0 |
| 51–60 | ♂ | 21 | 10.3 | 3.1–22.4 | 1.6 | <0.5–6.3 |
| | ♀ | 13 | 10.0 | 4.1–20.4 | 2.6 | 0.6–7.0 |
| 61–70 | ♂ | 7 | 9.7 | 4.7–18.2 | 2.1 | 0.7–3.7 |
| | ♀ | 10 | 9.1 | 7.3–15.7 | 1.5 | 0.6–3.1 |
| Total | ♂ | 121 | 10.7 | 3.1–42.8 | 1.8 | <0.5–9.9 |
| | ♀ | 74 | 12.0 | 2.6–41.8 | 1.8 | <0.5–7.0 |
| | | 195 | 11.9 | 2.6–42.8 | 1.8 | <0.5–9.9 |

* p < 0.005 vs women over 40 years.

4.4. Facteurs de risque

Les facteurs influençant la sécrétion de cortisol sont la saison, l'heure et le jour de semaine où a été fait le prélèvement [190], le sexe, l'âge, l'IMC, l'activité physique, la consommation d'alcool, le tabagisme, la consommation de médicaments, l'activité professionnelle, la prise d'une contraception hormonale chez la femme, le fait d'être enceinte, l'ingestion importante d'aliments, et la qualité du sommeil – tous les facteurs perturbant l'équilibre hormonal [191].

Il a été supposé que le bruit est un facteur de stress non spécifique activant le système nerveux autonome et la signalisation endocrinienne [75], [192]. Le stress se distingue de manière biologique par la sécrétion d'hormones : les catécholamines (noradrénaline, adrénaline) et le cortisol [193].

5. Conclusion

Les indicateurs de santé considérés au cours de cette thèse sont des événements de santé fréquemment rencontrés en France. Ils englobent plusieurs dimensions telles que la santé générale, la santé psychologique, l'hypertension, et le stress.

Mieux connaître les facteurs de risque associés à ces derniers constitue un enjeu primordial de santé publique afin de les réduire. Les facteurs de risque "classiques" tels que l'âge, le genre, la consommation d'alcool et de tabac, et le manque d'activité physique sont des facteurs bien établis pour chacun de ces événements de santé. D'autres facteurs de risque sont envisagés, et notamment l'exposition au bruit qui reste relativement peu étudiée dans la littérature.

IV - SYNTHÈSE DES ÉTUDES RELATIVES AUX EFFETS DE L'EXPOSITION AU BRUIT SUR LES ÉVÈNEMENTS DE SANTÉ QUI NOUS INTÉRESSENT

La revue de la littérature effectuée dans le cadre de ce mémoire porte sur l'association entre l'exposition aux deux principales sources de bruit liées aux transports, le bruit des avions et le bruit routier, et les événements de santé détaillés dans le paragraphe précédent (voir Partie 1 §III -), chez les adultes uniquement.

L'exposition au bruit routier constitue l'exposition liée au transport la plus étudiée. Pour certains événements de santé, peu d'études spécifiques au bruit des avions ont été réalisées, celles sur le bruit routier nous ont permis d'appréhender les démarches et les modèles statistiques à considérer. En outre, il y a peu de raisons d'imaginer des différences d'effets au niveau physiologique. D'ailleurs, dans la littérature, les effets sur la santé établis pour l'exposition au bruit routier et pour l'exposition au bruit des avions sont globalement les mêmes.

La recherche bibliographique a été réalisée dans la base de données bibliographiques PubMed, à l'aide de mots-clés différents selon l'événement de santé qui nous intéresse. La méthodologie adoptée est similaire à celle exposée par le graphique Prisma :

1. Recherche par mots clés dans PubMed et identification de références supplémentaires au cours de la lecture des articles,
2. Suppression des doublons,
3. Sélection en fonction de l'abstract (selon la population étudiée, l'exposition, et les associations),
4. Sélection d'après la lecture du texte intégral (selon définition de l'outcome, analyses).

Nous n'avons pas fixé de période pour la revue de littérature et toutes les revues internationales ont été considérées.

1. Santé générale

1.1. État de santé perçu

Les mots-clés employés pour la recherche bibliographique dans la base de données PubMed sont les suivants : "*perceived general health*", "*self-reported health*", "*aircraft noise*", "*road traffic noise*", "*self-rated health*". Les combinaisons de mots-clés ci-dessous ont permis d'identifier une liste d'articles potentiellement en lien avec notre sujet :

- 1) "*self-rated health*" AND "*aircraft noise*", a donné 2 articles,
- 2) "*self-reported health*" AND "*aircraft noise*", 23 articles,

- 3) "*perceived general health*" AND "*aircraft noise*", 8 articles,
- 4) "*self-rated health*" AND "*road traffic noise*", 4 articles,
- 5) "*self-reported health*" AND "*road traffic noise*", 2 articles,
- 6) "*perceived general health*" AND "*road traffic noise*", 1 article.

Il est à noter que le terme "health" a fait apparaître de nombreux articles liés à la qualité de vie, qui englobe des notions complémentaires à la santé, mais qui ne correspondent pas aux objectifs de cette thèse. De ce fait, un grand nombre d'articles issus de la recherche ont été écartés. Ainsi, ces combinaisons ont permis de dresser une liste de 37 articles, dont seulement sept ont été retenus.

À partir de cette sélection, 10 autres articles cités dans les références des articles issus de la recherche ont complété notre revue de littérature.

Un total de 17 articles a donc composé notre bibliographie sur le sujet de l'état de santé perçu.

1.2. Consommation de médicaments

Les mots clés employés pour la recherche bibliographique dans la base de données PubMed sont les suivants : "*aircraft noise*", "*road traffic noise*", "*medication use*". Les combinaisons de ces mots-clés ci-dessous ont permis de dresser une liste d'articles potentiellement en lien avec notre sujet :

- 1) "*medication use*" AND "*aircraft noise*", a donné 7 articles,
- 2) "*medication use*" AND "*road traffic noise*", 17 articles.

Ces combinaisons ont donc permis de lister 24 articles, dont seulement 7 ont été retenus. Les autres publications concernaient essentiellement des articles ayant considéré la prise de médicaments (oui/non) comme facteur d'ajustement.

À partir de cette sélection, 3 autres articles cités dans les références des articles retenus ont complété notre revue de littérature. Nous avons donc analysé une dizaine d'articles.

1.3. Santé générale et bruit aérien

1.3.1. État de santé perçu et bruit aérien

Les études portant sur les effets du bruit des avions sur l'état de santé perçu déterminé grâce à des auto-évaluations ou à la déclaration de symptômes, sont peu nombreuses et peu comparables du fait des différentes méthodes d'évaluation qui ont été utilisées.

En 1997, Hiramatsu et *al.* ont montré que les riverains de la base aérienne de Kadena dans l'archipel japonais de Ryukyus présentaient des scores de santé inférieurs chez les sujets

exposés au bruit des avions militaires. Les auteurs ont utilisé un questionnaire validé, le Today Health Index (THI), composé de 130 questions formant des échelles sur des douleurs corporelles, les pathologies respiratoires, oculaires et cutanées, buccales et anales, et des plaintes digestives, de l'irritabilité, une échelle de mensonge, une instabilité mentale, une dépression, une agression, une nervosité et une irrégularité de la vie. Chaque échelle a été analysée séparément dans des analyses multivariées [194].

Meister et *al.* ont utilisé le MOS SF-36 pour mesurer l'état de santé perçu, et évaluer ainsi les effets de l'exposition au bruit des avions commerciaux sur la santé générale et la vitalité des riverains adultes des aéroports de l'état du Minnesota en 2000. Le résultat de l'analyse de covariance multivariée (MANCOVA) a révélé que la santé déclarée des riverains exposés au bruit des avions était significativement plus mauvaise que celle des sujets non exposés ($F = 5,821, p=0,001$) [195].

En 2004, Franssen et *al.* ont utilisé une question simple pour évaluer la perception de leur état de santé par des riverains de l'aéroport de Schiphol à Amsterdam : "How is your health in general?". Les participants avaient le choix parmi cinq modalités de réponse: "very good", "good", "moderate", "sometimes good and sometimes bad", et "bad". Les auteurs ont également utilisé un questionnaire néerlandais validé (VOEG, "Vragenlijst voor Onderzoek naar Ervaren Gezondheid", i.e. questionnaire pour la recherche dans les enquêtes en santé générale) qui se base sur la déclaration de symptômes. Les résultats ont mis en évidence des associations significatives : lorsque l'exposition au bruit des avions augmente de 10 dB(A) en L_{den} , l'état de santé perçu se dégrade (OR = 1,23 (IC95% 1,04 – 1,46)), tout comme la santé générale déclarée dans le questionnaire VOEG (OR = 1,21 (IC95% 1,02 – 1,43)) [122].

1.3.2. Consommation de médicaments et bruit aérien

En 1977, Knipschild et *al.* ont montré que les ventes de médicaments hypnotiques, sédatifs, antiacides, et liés aux troubles cardiaques ou antihypertenseurs ont augmenté pendant la période où les vols de nuit étaient autorisés [196]. En 1981, Watkins et *al.* ont évalué la consommation de médicaments (quel que soit le type de médicament, prescrit ou non) et la consommation de psychotropes dans les deux semaines précédant la passation du questionnaire, dans un échantillon d'environ 3000 adultes de 16 ans et plus, riverains de l'aéroport d'Heathrow à Londres. Ils n'ont trouvé aucune association avec le bruit des avions [197].

En 2004, dans l'étude de Franssen et *al.* [122] - déjà citée plus haut, Partie 1 §IV.1.3.1 -, la consommation de médicaments a également été analysée : les médicaments en lien avec des

pathologies cardiovasculaires et l'HTA (seulement avec prescription), ainsi que les médicaments liés à des perturbations du sommeil ou sédatifs (avec ou sans prescription) ont été répertoriés. Les résultats, pour une augmentation de 10 dB(A) en L_{den} , montrent un OR = 1,30 (IC95% 1,06 – 1,60) pour la consommation de médicaments liés aux pathologies cardiovasculaires ou à l'augmentation de la pression artérielle, et un OR = 2,34 (IC95% 1,63 – 3,35) pour les sédatifs et médicaments non prescrits liés aux perturbations du sommeil. Aucun effet n'a été trouvé pour cette dernière catégorie de médicaments avec prescription.

En 2007, l'équipe de Greiser et *al.* [198] ont évalué l'impact de l'exposition au bruit des avions sur la prescription de médicaments liés à l'hypertension, aux pathologies cardiaques et d'anxiolytiques. Ils montrent que l'exposition au bruit aérien la nuit affecte la consommation médicamenteuse des personnes de toutes les classes sociales, mais il semblerait que les personnes les plus désavantagées socialement aient un risque plus élevé de consommer des médicaments. Cependant, les résultats ne peuvent pas être généralisés, car les analyses ont été stratifiées sur un indice de prévalence des bénéficiaires de l'aide sociale qui est un indice local.

En 2011, Floud et *al.* [121] ont étudié les relations entre exposition au bruit des avions ou bruit du trafic routier et consommation de médicaments dans le cadre de HYENA (voir Annexe 3). Les données sur la consommation de médicaments ont été obtenues lors d'une visite au domicile des participants pendant laquelle chaque participant devait renseigner le nom des médicaments prescrits qu'il avait utilisés pendant les deux semaines précédant l'interview. Les résultats pour une augmentation de 10 dB(A) en L_{night} suggèrent que l'exposition au bruit des avions augmente le risque de consommation d'anxiolytiques pour les six pays inclus dans l'étude (OR = 1,27 ; IC95% 1,01 – 1,59), et d'antihypertenseurs seulement au Royaume-Uni (OR = 1,34 ; IC95% 1,14 – 1,57) et aux Pays-Bas (OR = 1,19 ; IC95% 1,02 – 1,38). Dans cette même étude, l'effet de la gêne liée au bruit des avions sur la consommation de médicaments a également été analysé, et des associations significatives entre cette gêne et plusieurs groupes de médicaments ont été trouvées (voir Partie 1 §V.1.1.2).

1.4. Santé générale et bruit routier

1.4.1. État de santé perçu et bruit routier

En 2011, Brink et *al.* ont cherché à évaluer les effets du bruit du trafic (routier, ferroviaire et aérien) sur le bien-être et l'état de santé perçu chez les Suisses. Ils ont été évalués lors d'un entretien avec des questions multiples, incluant notamment la question "How do you feel right now?" avec cinq modalités de réponse (very well, well, so so, not very well, not well at all). En raison d'une trop faible proportion de personnes exposées au bruit des avions dans cette étude,

cette source de bruit n'a pas été analysée en détail, et les résultats n'ont pas pu être mis en valeur. Néanmoins, les résultats ne montrent aucune association significative entre exposition au bruit routier ou ferroviaire et l'état de santé perçu ($p=0,61$) [199].

En 2014, Halonen et *al.* ont publié une étude sur les effets de l'exposition au bruit routier sur l'état de santé perçu et la consommation de médicaments psychotropes chez des employés du secteur public en Finlande. Les participants ont évalué leur état de santé à l'aide d'une question à cinq modalités de réponse (« very good, good, average, poor, very poor »). Ils ont montré une association significative entre le bruit routier et la mauvaise santé perçue chez les hommes uniquement (OR=1,58, IC95% 1,14-2,21 lorsqu'ils comparent les niveaux de bruit routier >60 dB(A) aux niveaux ≤ 45 dB(A)). Après stratification sur les traits d'anxiété, les auteurs ont montré que cette association se retrouvait uniquement chez les hommes à haut degré d'anxiété [200].

En 2016, Lee et *al.* ont évalué les impacts du bruit sur la satisfaction au travail et la déclaration de symptômes chez des employés travaillant en open-space en Chine et en Corée. L'état de santé a été évalué par la déclaration de divers problèmes concernant la concentration, la mémoire, ou la motivation, et de différents symptômes tels que la fatigue et le surmenage, le sentiment de négativité, les maux de tête, les douleurs au cou, les douleurs aux épaules, l'hypersensibilité au bruit, la fatigue et la dépression. Les perturbations liées au bruit ont été évaluées par onze items : voix et rires en général, voix et rires dans la zone de travail, voix et rires dans la zone de travail voisine, les sons de téléphones qui sonnent, les mouvements dans le couloir, le matériel de bureau partagé, la radio, la ventilation et l'air conditionné, les sons de constructions, son propre ordinateur, le trafic à l'extérieur. Une association significative a été observée entre perturbations liées au bruit et déclaration de symptômes (corrélation = 0,21, $p < 0,05$) [201].

1.4.2. Consommation de médicaments et bruit routier

En 2000, Stansfeld et *al.* ont publié une revue de littérature sur le bruit des transports en général, et ont conclu que ce bruit pourrait mener à l'augmentation de la consommation de sédatifs [202].

En 2007, de Kluizenaar et *al.* ont étudié les effets du bruit routier sur la prévalence de la consommation d'antihypertenseurs à la fois dans un large échantillon de sujets âgés de 28-75 ans de la ville de Groningen ayant retourné le questionnaire qui leur avait été envoyé, et dans un sous-échantillon de la cohorte Prevention of Renal and Vascular End-Stage Disease (PREVEND) ayant une visite dans une clinique, et donc ayant eu une mesure de la tension

artérielle. Une prévalence plus élevée de traitements antihypertenseurs a été retrouvée chez les sujets exposés à des niveaux de bruit routier >55 dB(A). Cependant, après ajustement sur des facteurs sociodémographiques, les analyses utilisant des modèles de régression logistique ne montrent pas d'association entre consommation de médicaments antihypertenseurs et exposition au bruit routier. Lorsque les analyses sont conduites sur le sous-groupe de sujets exposés à des niveaux >55 dB(A), un OR = 1,21 (95% IC =1,05-1,38) a été trouvé pour une augmentation de 10 dB(A) en L_{den} [203].

Cette même auteure, avec une autre équipe, a évalué en 2009 les effets de l'exposition au bruit routier sur la fatigue matinale avec les données de l'étude GLOBE dont les participants ont été recrutés en 1991 aux Pays-Bas [50]. Les informations sur les médicaments liés au sommeil ont été recueillies par questionnaire. Bien que les prévalences de la consommation de médicaments liés au sommeil fussent supérieures pour les niveaux de bruit routier >35 dB(A), les analyses multivariées ne montraient pas d'associations statistiquement significatives.

Halonen et *al.* ont également étudié l'effet de l'exposition au bruit routier sur la consommation de médicaments (voir Partie 1 §IV.1.4.1) [200]. Les données sur les prescriptions de médicaments ont été obtenues auprès du registre de l'assurance maladie nationale. Les médicaments ont été codés selon la classification ATC : les anxiolytiques (N05B), les hypnotiques (N05C), et antidépresseurs (N06A) ont été sélectionnés pour caractériser la variable sur la prise de médicaments psychotropes en oui/non pendant l'année de l'étude. Ajustés sur l'âge, le statut d'emploi, le niveau d'éducation, la taille de la résidence, le statut marital, le stress au travail, les maladies chroniques, le statut socio-économique de l'aire géographique, et la densité de population, les modèles n'ont pas permis de mettre en évidence d'association entre l'exposition au bruit routier et la consommation de médicaments psychotropes, ni chez les hommes ni chez les femmes.

En 2014, une étude française a été menée à Marseille par Bocquier et *al.* [204]. Elle visait à étudier les associations entre l'exposition au bruit routier pendant la nuit et la prescription de médicaments anxiolytiques ou hypnotiques. Les données sur les prescriptions de médicaments ont été fournies par l'assurance maladie. Les médicaments dont les codes ATC sont N05B, N05CD et N05CF ont été analysés. Cette étude montre une faible augmentation du risque de prescription de médicaments anxiolytiques ou hypnotiques chez les sujets exposés à un niveau de bruit supérieur à 55 dB(A) vs. les personnes exposées à un niveau inférieur à 45 dB(A) (RR = 1,16 (1,01–1,32)), mais seulement dans le groupe des participants les moins défavorisés.

1.5. Conclusion

Il existe peu d'études explorant les effets du bruit des avions sur l'état de santé perçu. Cependant, la plupart ont mis en évidence des associations statistiquement significatives.

Par ailleurs, peu d'études ont été recensées sur l'effet du bruit des avions sur la consommation de médicaments. Mais l'exposition au bruit tend à augmenter la consommation de médicaments liés aux pathologies cardiaques ou à la tension artérielle.

La dernière étude en date montre que l'effet du bruit des avions sur les médicaments est différent selon les pays [121].

À ce jour, aucune étude n'a été réalisée en France concernant les effets du bruit des avions sur l'état de santé perçu ou la consommation de médicaments.

2. Détresse psychologique

Les mots clés employés pour la recherche bibliographique dans la base de données PubMed sont les suivants : "*aircraft noise*", "*road traffic noise*", "*general health questionnaire*", "*GHQ*", "*GHQ-12*", "*depressive symptoms*", "*anxiety*", "*psychological distress*". De nombreuses combinaisons de ces mots-clés ont été effectuées dans le but de recueillir un maximum d'articles pouvant fournir des informations :

- "*psychological distress*" AND "*aircraft noise*" a donné 6 articles,
- "*GHQ-12*" AND "*aircraft noise*", 0 article,
- "*general health questionnaire*" AND "*aircraft noise*", 19 articles,
- "*GHQ*" AND "*aircraft noise*", 2 articles,
- "*depressive symptoms*" AND "*aircraft noise*", 20 articles,
- "*anxiety*" AND "*aircraft noise*", 23 articles,
- "*psychological distress*" AND "*road traffic noise*", 5 articles,
- "*GHQ-12*" AND "*road traffic noise*", 2 articles,
- "*general health questionnaire*" AND "*road traffic noise*", 31 articles,
- "*GHQ*" AND "*road traffic noise*", 4 articles,
- "*depressive symptoms*" AND "*road traffic noise*", 16 articles,
- "*anxiety*" AND "*road traffic noise*", 18 articles.

Toutes ces combinaisons ont permis de dresser une liste d'articles qui, parfois, apparaissaient à plusieurs reprises. Une fois les doublons supprimés, 65 articles ont composé la base de la revue bibliographique pour la détresse psychologique. La lecture des résumés a permis d'en sélectionner 27. Les articles qui n'ont pas été retenus sont pour la plupart hors-sujet, ou

présentent des études portant sur des enfants, alors que nous allons nous intéresser aux seuls adultes.

Par ailleurs, 14 publications (articles, rapports d'experts, et actes de conférences ou colloques scientifiques internationaux) qui apparaissaient dans les références de ces articles ont été ajoutées à la liste.

Ainsi, un total de 41 articles concernant les effets du bruit des transports sur la détresse psychologique a été analysé.

2.1. Détresse psychologique et bruit aérien

Van den Berg *et al.* ont trouvé une relation significative entre l'exposition au bruit aérien et le sentiment de peur, lequel est fortement corrélé avec le fait de souffrir d'anxiété et/ou de dépression mesuré par des questions basées sur l'échelle de Kessler [205]. Dans cette étude, la relation entre l'exposition au bruit et le fait de souffrir d'anxiété et/ou de dépression n'a pas été directement étudiée et chiffrée, ce qui en limite la portée [206].

Les autres études identifiées au cours de la revue bibliographique n'ont pas montré d'associations significatives entre l'exposition au bruit aérien et la détresse psychologique. Déjà dans les années 80, Tarnopolsky et son équipe [207] avaient recherché les effets de l'exposition au bruit des avions sur la détresse psychologique évaluée grâce au GHQ-30. Ils n'avaient pas mis en évidence de relations significatives. Cependant, les symptômes aigus tels que l'irritabilité, les réveils pendant la nuit, et d'autres troubles augmentaient avec le bruit. Comme la gêne était fortement corrélée avec les niveaux de bruit, les auteurs avaient alors soulevé le problème de l'interférence de la gêne dans la relation directe entre bruit et troubles psychologiques.

Plus récemment, d'autres études n'ont pas non plus montré d'association significative entre l'exposition au bruit des avions et la détresse psychologique [208]–[210].

Van Kamp *et al.* ont utilisé le GHQ-12 pour évaluer le niveau de détresse psychologique dans une population de riverains de l'aéroport de Schiphol à Amsterdam, ainsi que deux questions sur le sentiment de dépression ou d'anxiété au cours des douze derniers mois. Les valeurs d'exposition ont été estimées pour les indicateurs L_{den} et L_{night} à chaque adresse. Aucune association n'a été observée entre les niveaux de bruit et la détresse psychologique évaluée soit par le score de GHQ-12, soit par les réponses aux questions sur l'anxiété et le sentiment de dépression [208].

Miyakawa et al. ont utilisé le GHQ-28 dont la particularité est d'être utilisable de manière globale pour la détresse psychologique, mais également pour quatre sous-parties : dysfonctionnement social, dépression, anxiété et troubles somatiques. Peu d'explications ont été données sur la méthode d'estimation des valeurs d'exposition au bruit. Cependant, les analyses ont été réalisées avec les valeurs de L_{den} , et seule la sous-partie concernant les symptômes somatiques s'est révélée y être associée [209].

Schreckenberget al. [210] ont utilisé une autre échelle, MOS-SF 12 (voir Partie 1 §III.2.2), déclinée en deux parties : un score de qualité de vie mentale et un score de qualité de vie physique. La santé mentale recouverte par cette échelle est plus vaste que la détresse psychologique, mais est un bon outil pour détecter les troubles dépressifs [211]. Les niveaux de bruit ont été estimés séparément pour le bruit des avions et le bruit routier. Aucune relation significative n'a été mise en évidence entre l'exposition au bruit aérien ou routier et les deux scores calculés à partir du MOS-SF 12.

Enfin, une revue de la littérature a été réalisée par van Kamp & Davies en 2008 [212]. Elle conclut qu'il n'y a pas de lien direct entre le bruit environnemental (dont le bruit des avions) et la santé mentale. Cependant, l'anxiété et les symptômes dépressifs semblent être plus fréquents chez les personnes vivant à proximité des grands aéroports par rapport à celles qui vivent plus loin.

2.2. Détresse psychologique et bruit routier

Les effets du bruit des transports autres qu'aérien sur la détresse psychologique ont été davantage étudiés. Les résultats sont similaires à ceux trouvés pour le bruit des avions. Plusieurs études ont montré des relations significatives entre l'exposition au bruit des transports, et principalement du trafic routier, et la détresse psychologique ou les symptômes anxio-dépressifs. Persson et al. [213] ont montré une relation significative entre le bruit du trafic routier et l'anxiété évaluée par l'échelle "Psychic Trait Anxiety scale" [214]. Kishikawa et al. ont trouvé une relation significative entre le bruit du trafic routier et la sous-échelle "anxiété et insomnie" du GHQ-28, dans le groupe des sujets sensibles au bruit seulement [215]. Rocha et al. se sont intéressés à l'impact de tous les types de nuisances environnementales (odeurs, pollution de l'air, bruits, etc.) sur la détresse psychologique évaluée par le GHQ-12, et ont montré des associations significatives, notamment avec le bruit extérieur [216]. Orban et al. ont observé une relation entre le bruit routier et les symptômes de dépression évalués par le CESD-S [217]. Enfin, en 2000, Stansfeld et al. publient une revue de littérature sur le bruit des

transports en général, et concluent que ce bruit pourrait conduire à une augmentation de l'anxiété [202].

En revanche, d'autres études sont un peu plus nuancées. En 1996, Stansfeld et *al.* ont conclu que le bruit du trafic routier n'était pas une cause importante de détresse psychologique qu'ils ont évaluée par le GHQ-30, mais qu'il pourrait contribuer à l'anxiété, avec une relation significative entre le bruit et la sous-échelle du GHQ-30 évaluant l'anxiété [218]. En 2009, Stansfeld et *al.* n'ont pas trouvé d'association entre le bruit routier et les troubles mentaux évalués par le GHQ-28 ni avant, ni après l'ouverture d'une bretelle d'autoroute. L'ouverture de cette bretelle a réduit le trafic et donc l'exposition au bruit en ville des sujets étudiés [219]. Enfin, l'équipe de Sygna et *al.* n'a montré aucune association entre le bruit routier et la détresse psychologique évaluée grâce à l'outil HSCL-25 [220].

2.3. Conclusion

Peu d'études ont porté sur les effets du bruit des transports sur la détresse psychologique et elles aboutissent à des résultats divergents. Cependant, plusieurs échelles ont été utilisées pour évaluer ces troubles. Le GHQ semble être l'un des questionnaires les plus utilisés dans les études épidémiologiques. Les résultats des études l'utilisant ne montrent pas d'association statistiquement significative entre l'exposition au bruit des transports, notamment au bruit aérien, et la détresse psychologique. Aucune étude n'a été réalisée en France.

3. Hypertension artérielle

Les mots clés employés pour la recherche bibliographique dans la base de données PubMed sont les suivants : "*hypertension*", "*high blood pressure*", "*aircraft noise*", "*road traffic noise*".

Les combinaisons de ces mots-clés ont permis de dresser une liste d'articles potentiellement en lien avec notre sujet :

- | | | |
|--|---------|--------------|
| 1) " <i>hypertension</i> " AND " <i>aircraft noise</i> ", | a donné | 66 articles, |
| 2) " <i>hypertension</i> " AND " <i>road traffic noise</i> ", | | 74 articles, |
| 3) " <i>high blood pressure</i> " AND " <i>aircraft noise</i> ", | | 78 articles, |
| 4) " <i>high blood pressure</i> " AND " <i>road traffic noise</i> ", | | 81 articles. |

Cette recherche a notamment permis de constater que l'association entre l'exposition au bruit des transports et cet Événement de santé avait été largement étudiée.

Faisant suite à une demande de l'OMS afin de préparer la mise à jour des lignes directrices en 2018, un rapport établit le bilan des revues de littérature déjà existantes concernant les effets du

bruit sur le système cardiovasculaire [221]. Il inclut la plupart des références identifiées lors de notre recherche bibliographique. Ainsi, la suite de ce paragraphe est basée sur ce seul rapport.

3.1. Hypertension artérielle et bruit aérien

Le rapport mentionné ci-dessus décrit les résultats de plusieurs revues de littérature ayant identifié des études portant sur les effets du bruit de la circulation aérienne sur l'hypertension. Parmi ces revues de la littérature, trois ont réalisé une méta-analyse.

En 2002, van Kempen *et al.* ont réalisé une première méta-analyse à partir de 43 études publiées entre 1970 et 1999, portant sur la relation entre l'exposition au bruit des avions et la pression artérielle et/ou les maladies cardiaques ischémiques. Ils ont donné une estimation du risque relatif quantifiant cette association : $RR = 1,26$; $IC95\% 1,14 - 1,39$ pour une augmentation de l'exposition au bruit des avions de 5 dB(A) en $L_{Aeq7h-19h}$ [54].

En 2009, Babisch et Van Kamp ont tenté d'établir une relation dose-réponse pour l'effet du bruit des avions sur le système cardiovasculaire. Ils ont réalisé une nouvelle méta-analyse à partir de précédentes revues de la littérature effectuées par Babisch [222], [223], ainsi que de nouvelles publications. Après avoir combiné les résultats, ils ont estimé un $OR = 1,13$; $IC95\% 1,00 - 1,28$ pour une augmentation de 10 dB(A) en L_{dn} (indicateur de bruit pondéré jour/nuit) [224].

En 2015, Di Huang *et al.* ont réalisé une méta-analyse portant sur quatre études transversales de l'association entre l'exposition au bruit du trafic aérien et l'hypertension. Ils ont estimé un $OR = 1,63$; $IC95\% 1,14 - 2,33$ pour les personnes exposées vs. les personnes non exposées, en mentionnant des effets significatifs chez les hommes et non chez les femmes lors d'analyses en sous-groupes [225].

3.2. Hypertension artérielle et bruit routier

L'exposition au bruit du trafic routier a été davantage étudiée que l'exposition au bruit aérien, et plusieurs revues de littérature ont été réalisées sur ce type de bruit. Le rapport cité précédemment fait état de plusieurs revues de littérature et méta-analyses dont les conclusions sont concordantes. Une augmentation de l'exposition au bruit de la circulation routière est associée à une augmentation statistiquement significative de la prévalence de l'hypertension. En 2012, van Kempen *et al.* ont réalisé une méta-analyse portant sur 24 études publiées entre 1970 et 2010 et ont estimé un $OR = 1,03$; $IC95\% 1,01-1,06$ pour une augmentation de 5 dB(A) en $L_{Aeq, 16h}$ [226].

En 2013, une revue de littérature a été réalisée par Argalášová-Sobotová sur des recherches menées en Europe centrale et orientale, en Europe du Sud-Est et dans les nouveaux États indépendants. Ils ont rapporté quatre études dont les conclusions mentionnent un effet délétère du bruit routier sur le risque d'hypertension [227].

Une plus récente méta-analyse datant de 2018, réalisée sur 26 études publiées entre 2000 et 2015 par van Kempen *et al.*, a estimé un RR = 1,05 (IC 95% 1,02 – 1,08) pour une augmentation de 10 dB(A) en L_{den} [81].

A noter que dans ce rapport, il est également fait état d'une seule étude portant sur les effets de l'exposition au bruit du trafic ferroviaire. Une relation non-significative a été mentionnée entre une augmentation de l'exposition au bruit du trafic ferroviaire et à une diminution de la prévalence de l'hypertension (OR = 0,80 ; IC95% 0,30-1,8 pour une exposition de 55-65 dB(A) vs. <55 dB(A)) [228].

3.3. Conclusion

L'association entre l'exposition au bruit du trafic aérien et du trafic routier et le risque d'HTA a été largement étudiée. Les revues de la littérature et les méta-analyses portant sur l'exposition au bruit des avions sont unanimes quant au risque accru d'HTA lorsque l'exposition au bruit aérien augmente. Cependant, cette association semble significative chez les hommes, mais pas chez les femmes.

4. Concentration de cortisol

Les mots clés employés pour la recherche bibliographique dans PubMed sont les suivants : "*saliva cortisol*", "*cortisol*", "*aircraft noise*", "*road traffic noise*", "*traffic noise*".

Les combinaisons de ces mots-clés ont permis d'établir une liste d'articles potentiellement en lien avec notre sujet :

- | | | |
|--|---------|--------------|
| 1) " <i>saliva cortisol</i> " AND " <i>aircraft noise</i> ", | a donné | 5 articles, |
| 2) " <i>saliva cortisol</i> " AND " <i>road traffic noise</i> ", | | 5 articles, |
| 3) " <i>cortisol</i> " AND " <i>aircraft noise</i> ", | | 18 articles, |
| 4) " <i>cortisol</i> " AND " <i>road traffic noise</i> ", | | 17 articles. |

Cette recherche a permis de sélectionner 4 articles. Les articles non retenus concernaient des populations d'enfants ou d'adolescents, ou des expositions au bruit professionnel. Quatre articles supplémentaires inclus dans les références des 4 articles précédents ont été ajoutés à notre base bibliographique.

4.1. Concentration de cortisol et bruit aérien

Seules quatre études ont été identifiées portant sur la relation entre l'exposition au bruit des avions et la concentration de cortisol.

La première a montré, en Allemagne en 1992, une augmentation des niveaux de cortisol dans l'urine mesurés pendant 24 h chez des participants exposés à des passages d'avions de chasse à basse altitude (75 m) comparés à des participants non exposés [229]. Aucun détail n'est donné sur la force de l'association.

La seconde, réalisée en 1998 en Allemagne, n'a pas trouvé de relation significative entre l'exposition au bruit des avions (niveaux compris entre 64-69 dB(A) vs. non exposés) et la concentration de cortisol dans les urines pendant la journée [230].

La troisième porte sur une sous-population de l'étude HYENA (439 participants sélectionnés parmi les 4861 dans l'étude originale) (voir Annexe 3). Elle a trouvé une association significative entre l'exposition au bruit des avions et la concentration de cortisol le matin, chez les femmes seulement ($\beta^7=0,80$; IC95% 0,26 à 1,34 pour une augmentation de 5 dB(A) en $L_{Aeq, 24h}$) [76].

La quatrième étude concerne les participants de l'étude DEBATS (voir Annexe 2). Cette étude a observé une association significative entre l'exposition au bruit des avions et la concentration de cortisol le soir d'une part ($\exp(\beta)^8=1,15$; IC95% 1,04 à 1,26 pour une augmentation de 10 dB(A) en $L_{Aeq, 24h}$) ; et la différence entre la concentration de cortisol le matin et celle du soir d'autre part ($\exp(\beta)^8=0,84$; IC95% 0,74 à 0,97 pour une augmentation de 10 dB(A) en $L_{Aeq, 24h}$) [77].

4.2. Concentration de cortisol et bruit routier

Peu d'études ont porté sur les effets du bruit routier sur la concentration de cortisol et la plupart ont été réalisées soit chez les enfants, soit en milieu professionnel. Par ailleurs, dans certaines études, le nombre de participants est critiquable.

En 1986, Babisch et Ising ont étudié l'association entre l'exposition au bruit routier et les niveaux de cortisol dans le sang le matin chez 2 415 hommes au Pays de Galles. Ils ont trouvé une tendance à la baisse des concentrations de cortisol sanguin dans les groupes de sujets les

⁷ Coefficient d'un modèle de régression linéaire

⁸ Exponentielle du coefficient de régression linéaire (faisant suite à une log-transformation de la variable de cortisol)

plus exposés au bruit comparativement aux groupes les moins exposés [231]. Aucun détail sur la force de l'association n'est renseigné.

En 2001, Poll et *al.* ont mené une étude transversale sur 28 sujets adultes, et ont trouvé une différence non significative pour les niveaux de cortisol salivaire, en particulier au début de l'après-midi et en soirée : les concentrations tendaient à être plus élevées chez les sujets les plus exposés aux niveaux de bruit du trafic routier [78].

En 2003, une étude expérimentale a porté sur 12 étudiants de l'Université de Göteborg, non-fumeurs, et ayant déclaré avoir une audition normale. Ils ont dormi pendant cinq nuits consécutives dans une chambre à coucher d'un laboratoire. Pendant ces cinq nuits, ils ont été exposés à des bruits de toutes sortes. Pour l'une des nuits, il s'agissait du bruit du trafic routier. Le cortisol salivaire a été mesuré chez chacun d'eux à quatre reprises à quinze minutes d'intervalle après le réveil seulement. Les analyses n'ont pas mis en évidence de différence significative entre les niveaux de cortisol salivaire des groupes exposés au bruit, et ceux non exposés [232].

En 2010, 20 participants âgés de 20 à 44 ans ont été exposés pendant 20 minutes en laboratoire à des bruits de la circulation routière et ferroviaire enregistrés, à un niveau de 75 dB ($L_{A,eq}$). Des prélèvements de cortisol salivaire ont été effectués avant et après l'exposition au bruit. Une différence statistiquement significative a été trouvée entre les concentrations avant et après exposition, montrant des niveaux de cortisol plus élevés après exposition ($p < 0,01$) [79].

4.3. Conclusion

La relation entre l'exposition au bruit des transports et la sécrétion de cortisol a été très peu étudiée. La majorité des études concernant les effets du bruit issu du trafic routier portent sur un nombre insuffisant de sujets pour conclure. La plupart des études ont montré une association entre l'exposition au bruit des avions et des modifications de la sécrétion de cortisol, traduisant ainsi des perturbations de l'activité de l'axe hypothalamo-hypophyso-surrénalien [76], [77]. Cependant, les conclusions des deux principales études sur le sujet ne sont pas concordantes : l'une trouve des modifications de la concentration de cortisol le matin, chez les femmes seulement, tandis que l'autre trouve des modifications de la concentration de cortisol le soir, et sans différence selon le genre.

V - RÔLE DE LA GÊNE DUE AU BRUIT DES AVIONS ET DE LA SENSIBILITÉ AU BRUIT DANS LES RELATIONS ÉTUDIÉES

1. Synthèse des études relatives aux effets de la gêne due au bruit des avions et de la sensibilité au bruit sur les événements de santé étudiés

La définition de la gêne due au bruit a été donnée précédemment (voir Partie 1 §II.2.1.1).

La sensibilité au bruit est un trait de personnalité caractéristique qui implique des attitudes implicites envers le bruit en général [233]. La sensibilité au bruit est indépendante des niveaux de bruit, mais est un prédicteur de la gêne [234]–[236]. D'après Luz, une personne sur cinq serait extrêmement sensible aux perturbations sonores modérément fortes [237].

Pour cette revue de la littérature, nous avons utilisé la même méthode que précédemment :

1. Recherche par mots clés dans PubMed et identification de références supplémentaires au cours de la lecture des articles,
2. Suppression des doublons,
3. Sélection en fonction de l'abstract (selon la population étudiée, l'exposition, et les associations),
4. Sélection d'après la lecture du texte intégral (selon définition de l'outcome, analyses).

1.1. Santé générale

1.1.1. État de santé perçu et gêne due au bruit ou sensibilité au bruit

Les mots-clés utilisés dans PubMed sont les suivants : "*self-rated health*", "*self-reported health*", "*aircraft noise annoyance*", "*traffic⁹ noise annoyance*", "*noise sensitivity*".

Les combinaisons de ces mots-clés ont permis de dresser une liste d'articles potentiellement en lien avec notre sujet :

- | | | |
|---|---------|--------------|
| 1) " <i>self-rated health</i> " AND " <i>aircraft noise annoyance</i> ", | a donné | 2 articles, |
| 2) " <i>self-reported health</i> " AND " <i>aircraft noise annoyance</i> ", | | 13 articles, |
| 3) " <i>self-rated health</i> " AND " <i>traffic noise annoyance</i> ", | | 3 articles, |
| 4) " <i>self-reported health</i> " AND " <i>traffic noise annoyance</i> ", | | 30 articles, |
| 5) " <i>self-rated health</i> " AND " <i>noise sensitivity</i> ", | | 7 articles, |
| 6) " <i>self-reported health</i> " AND " <i>noise sensitivity</i> ", | | 89 articles. |

⁹ Il est à noter que la recherche avec le terme "noise annoyance" seul faisait ressortir un grand nombre d'études hors-sujet, notamment sur la gêne au travail. Ainsi, le terme "traffic noise annoyance" permet de recueillir les études en lien avec le trafic routier

Le terme "self-reported" a fait apparaître de nombreux articles hors sujet : bruit auto-rapporté, problèmes d'audition auto-rapportés, stress au travail auto-rapporté, et hallucinations auditives auto-rapportées. Néanmoins, cette recherche a permis de sélectionner trois articles en lien avec le sujet de cette thèse.

En 1993, Nivison et Endresen ont évalué en Norvège la sensibilité de 85 personnes habitant à proximité d'une rue grâce à la question "Diriez-vous que vous êtes une personne sensible au bruit ?"¹⁰. La gêne due au bruit du trafic routier a également été évaluée à l'aide de la question suivante : "Êtes-vous gêné par le bruit du trafic routier dans votre voisinage ?"¹¹. La santé générale a été mesurée par l'outil Ursin Health Inventory [238] comprenant des questions sur 27 symptômes somatiques et psychologiques courants. La fréquence de ces symptômes au cours du dernier mois et sur les trois dernières années, leur gravité (aucune, certaine, beaucoup ou grave), leur durée et la nécessité pour le participant de s'absenter de son travail ou d'aller voir un médecin ont été renseignées. Les auteurs ont trouvé des corrélations entre l'occurrence des symptômes déclarés et la sensibilité au bruit (chez les femmes), ainsi qu'avec l'indice de gêne (chez les hommes). Ils ont également mentionné que la sensibilité au bruit, de pair avec l'anxiété, expliquaient 54% de la variance du nombre total de plaintes [239].

Hatfield et *al.* (2001) ont examiné la différence entre les réponses physiologiques (symptômes auto-déclarés) des habitants à haute réaction psychologique (très gênés par le bruit des avions) et de ceux avec de faibles réactions psychologiques (pas gênés). Ils ont constaté une fréquence supérieure de problèmes physiologiques auto-rapportés chez les sujets à haute réaction psychologique ($p < 0,001$) [240].

En 2016, dans le cadre du projet "EMPHASIS", Baliatsas et *al.* ont étudié l'association entre le niveau de sensibilité et l'état de santé général déclaré et perçu dans une population néerlandaise. La sensibilité a été évaluée grâce à la question "Je suis sensible, totalement d'accord, ou pas d'accord ?". L'état de santé déclaré a été évalué en termes de prévalence/nombre et durée à l'aide des sous-échelles correspondantes du questionnaire Symptômes et perceptions (SaP) [241]. L'état de santé perçu a été évalué avec une sous-échelle du questionnaire Health Survey RAND-36 [242], lui-même obtenu à partir du questionnaire SF-36. Les analyses par régression linéaire ont montré des associations significatives entre le niveau de sensibilité et le nombre ($\beta = 2,01$; IC95% 1,65–2,38) et la durée ($\beta = 7,03$; IC95% 5,89–8,18) des symptômes déclarés, ainsi

¹⁰ Question originale posée en anglais: "Would you consider yourself to be a person who is sensitive to noise?".

¹¹ Question originale posée en anglais: "Are you annoyed by traffic noise in your neighborhood?".

qu'avec le score de l'état de santé perçu – plus la sensibilité est élevée, plus l'état de santé perçu est mauvais ($\beta = -5,52$; IC95% -6,95; -4,09) [243].

En 2016, en Allemagne, Riedel et *al.* ont étudié la relation entre la gêne due au bruit et à la pollution de l'air dans la zone de résidence et le mauvais état de santé perçu (évalué par une question simple avec cinq modalités de réponse). Un indicateur global de gêne a été créé en sommant les réponses aux deux types de gêne évaluées chacune sur une échelle de Likert en cinq points. Ont été distingués par la suite les sujets très gênés (score ≥ 5) et peu gênés (score < 5). Les sujets ayant rapporté un état de santé perçu « not so good » ou « bad » ont été considérés comme étant en mauvaise santé. Les analyses multivariées basées sur des modèles de régression de Poisson ont montré un risque relatif RR= 1,44 (95% IC = 1,21 – 1,71) de mauvaise santé perçue pour les sujets très gênés vs ceux étant peu gênés. La gêne liée au bruit et à la pollution atmosphérique est donc très liée à la mauvaise santé perçue. Cependant, on ne connaît pas la part de ce risque relatif attribué à la gêne liée au bruit uniquement. Seul le coefficient de corrélation entre les deux types de gênes est mentionné ($r = 0,67$) [244].

En 2018, une étude réalisée dans le Massachusetts par Ou et *al.* a porté sur la relation entre la perception de problèmes environnementaux (incluant une partie sur la gêne liée au bruit décrite par le nombre de sources de bruit gênantes) et l'état de santé perçu, évalué par une question simple avec cinq modalités. Une relation significative a été mise en évidence entre la gêne liée à au moins deux types de sources de bruit (vs pas de bruit) et une mauvaise santé perçue (OR = 1,54 (IC95% 1,22-1,94)) [245].

1.1.2. Consommation de médicaments et gêne due au bruit ou sensibilité au bruit

Les mots-clés utilisés dans PubMed sont les suivants : "*medication use*", "*aircraft noise annoyance*", "*traffic noise annoyance*", "*noise sensitivity*".

Les combinaisons de ces mots-clés ont permis de dresser une liste d'articles potentiellement en lien avec notre sujet :

- 1) "*medication use*" AND "*aircraft noise annoyance*", 2 articles,
- 2) "*medication use*" AND "*traffic noise annoyance*", 3 articles,
- 3) "*medication use*" AND "*noise sensitivity*", 7 articles.

Cependant, cette recherche bibliographique n'a pas été fructueuse (beaucoup de publications hors sujet - notamment avec le terme "noise sensitivity" qui est employé dans de nombreuses

situations), et n'a pas apporté davantage d'articles que ceux déjà identifiés dans les références des articles du précédent paragraphe (voir ci-dessus Partie 1 §V.1.1.1).

Ainsi, seules trois études alimentent ce paragraphe.

En 1981, Watkins et *al.* ont évalué la consommation de médicaments et la consommation de psychotropes dans les deux semaines précédant la passation du questionnaire (voir Partie 1 §IV.1.3.2). Dans la zone fortement exposée au bruit, la consommation de médicaments non prescrits était largement supérieure chez les participants très gênés par le bruit des avions par rapport à ceux non gênés [197].

En 1993, Nivison et Endresen (voir ci-dessus Partie 1 §V.1.1.1) ont estimé la consommation de médicaments, soit délivrés sur ordonnance, soit en vente libre, grâce à un questionnaire en face-à-face. Les résultats ont montré que, chez les femmes seulement, la consommation de médicaments délivrés sur ordonnance était liée à la sensibilité au bruit, tandis que la consommation de médicaments en vente libre était liée à la gêne due au bruit du trafic routier. Par ailleurs, les auteurs n'ont pas trouvé de relation entre les niveaux de sensibilité au bruit, les niveaux de gêne liée au bruit du trafic routier et la consommation de somnifères [239].

En 2004, Heinonen-Guzejev et *al.* ont étudié la consommation de médicaments déclarés au cours de la dernière année avant la passation du questionnaire, tels que les médicaments fortifiants (préparations à base de fer ou de vitamines), les analgésiques, les antihypertenseurs, les médicaments pour le cœur, les antiacides, les médicaments pour les troubles cutanés, les somnifères, les tranquillisants, et les antidouleurs. De fortes associations ont été trouvées entre la sensibilité au bruit (évaluée par une question "Ressentez-vous le bruit de façon générale comme très dérangement, assez dérangement, pas particulièrement dérangement, pas du tout dérangement, ou ne pouvez-vous pas le dire ?") et la consommation de somnifères et tranquillisants (OR = 2,12 ; IC95% 1,47-3,05), la consommation d'antidouleurs (OR = 1,73 ; IC95% 1,32-2,26), et la consommation de médicaments pour les troubles cutanés (OR = 1,72 ; IC95% 1,14-2,61) [246].

En 2011, Floud et *al.* – déjà cités plus haut, Partie 1 §IV.1.3.2 – ont également étudié la relation entre la gêne due bruit des avions (avec une distinction entre gêne le jour et gêne la nuit) et la consommation de médicaments dans le cadre de l'étude HYENA (voir Annexe 3). Les résultats suggèrent une association positive entre les niveaux de gêne le jour et le risque de consommation d'antihypertenseurs (OR = 1,34 ; IC95% 1,15-1,56), d'anxiolytiques ou

d'hypnotiques (OR = 1,74 ; IC95% 1,30-2,34), d'antidépresseurs (OR = 1,59 ; IC95% 1,16-2,18). Des associations similaires ont été trouvées avec la gêne pendant la nuit [121].

En 2016, Baliatsas et *al.* (voir Partie 1 §V.1.1.1) ont également montré une association entre le niveau de sensibilité et la consommation de benzodiazépines (OR=1,69 ; IC95% 1,32–2,18), et d'antidépresseurs (OR=1,84 ; IC95% 1,37–2,48) [243].

1.2. Détresse psychologique et gêne due au bruit ou sensibilité au bruit

Les mots-clés utilisés dans PubMed sont les suivants : "*psychological distress*", "*GHQ*", "*general health questionnaire*", "*GHQ-12*", "*aircraft noise annoyance*", "*traffic noise annoyance*", "*noise sensitivity*".

Les combinaisons de ces mots-clés ont permis de dresser une liste d'articles potentiellement en lien avec notre sujet :

- | | |
|---|--------------|
| 1) " <i>psychological distress</i> " AND " <i>aircraft noise annoyance</i> ", | 3 articles, |
| 2) " <i>GHQ</i> " AND " <i>aircraft noise annoyance</i> ", | 2 articles, |
| 3) " <i>general health questionnaire</i> " AND " <i>aircraft noise annoyance</i> ", | 13 articles, |
| 4) " <i>GHQ-12</i> " AND " <i>aircraft noise annoyance</i> ", | 0 article, |
| 5) " <i>psychological distress</i> " AND " <i>traffic noise annoyance</i> ", | 4 articles, |
| 6) " <i>GHQ</i> " AND " <i>traffic noise annoyance</i> ", | 5 articles, |
| 7) " <i>general health questionnaire</i> " AND " <i>traffic noise annoyance</i> ", | 28 articles, |
| 8) " <i>GHQ-12</i> " AND " <i>traffic noise annoyance</i> ", | 3 articles, |
| 9) " <i>psychological distress</i> " AND " <i>noise sensitivity</i> ", | 12 articles, |
| 10) " <i>GHQ</i> " AND " <i>noise sensitivity</i> ", | 5 articles, |
| 11) " <i>general health questionnaire</i> " AND " <i>noise sensitivity</i> ", | 39 articles, |
| 12) " <i>GHQ-12</i> " AND " <i>noise sensitivity</i> ", | 1 article. |

Cette recherche n'a pas non plus apporté davantage d'articles que ceux déjà identifiés dans les références des articles étudiés précédemment.

En 1993, Nivison et Endresen (voir ci-dessus Partie 1 §V.1.1.1) ont trouvé une corrélation significative entre le niveau de sensibilité au bruit et l'anxiété (mesurée par le Spielberger's Trait Anxiety Inventory [247]). Cette corrélation est plus marquée chez les femmes que chez les hommes [239].

En 2015, Stansfeld et Shipley ont montré des associations significatives entre la sensibilité au bruit et la détresse psychologique évaluée avec le GHQ-30 (OR = 1,60 ; IC95% 1,29 – 1,99), et avec les symptômes dépressifs mesurés par le CES-D (OR = 1,51 ; IC95% 1,16 – 1,97) [248].

En 2016, Baliatsas et *al.* (voir ci-dessus Partie 1 §V.1.1.1) ont également montré une association entre le niveau de sensibilité et le score de détresse psychologique évalué par le GHQ-12 ($\beta=1,41$; IC95% 0,98–1,84) [243].

En 2016 également, Beutel et *al.* ont étudié les associations entre la gêne due au bruit en général, l'anxiété et la dépression. La gêne due au bruit était mesurée à l'aide de la question suivante "À quel point avez-vous été gêné ces dernières années par ces types de sources : trafic routier, aérien, ferroviaire, industriel/construction, voisinage intérieur et extérieur ?", avec les cinq modalités de réponse "pas du tout, légèrement, modérément, fortement, extrêmement". La dépression a été évaluée grâce au questionnaire Patient Health Questionnaire (PHQ-9) [249] qui évalue le fait d'être « gêné » par chacun des neuf critères diagnostiques de la dépression majeure au cours des deux dernières semaines, tels que le manque d'appétit, des problèmes à l'endormissement, la manque de plaisir dans la vie de tous les jours, etc. L'anxiété a été mesurée à l'aide de deux items de l'échelle GAD-2 (Generalized Anxiety Disorder) [250]. Cette étude a montré que le degré de gêne due au bruit de différentes sources était fortement associé au degré de dépression et d'anxiété. Les auteurs ont également estimé que la gêne due au bruit des avions touchait près de 60% de la population, et représentait les plus hauts niveaux de gêne recensés dans l'étude [251].

En 2007, l'étude de van Kamp et *al.* (voir Partie 1 §IV.2.1) n'a trouvé aucune association entre les niveaux de bruit et la détresse psychologique évaluée soit par le score de GHQ-12, soit par les réponses aux questions sur l'anxiété et le sentiment de dépression. En revanche, chacun des événements de santé était associé à la gêne évaluée à l'aide de la question recommandée par ISO/ICBEN (voir Partie 2 §II.2.2) [208].

En 2010, Schreckenberget *al.* (voir Partie 1 §IV.2.1) n'ont trouvé aucune relation significative entre l'exposition au bruit aérien ou routier et les scores du MOS-SF 12. Cependant, les auteurs ont souligné une association entre la gêne due au bruit des avions (la question recommandée de l'ISO/ICBEN en cinq modalités de réponse) et les problèmes de santé [210].

1.3. Hypertension artérielle et gêne due au bruit ou sensibilité au bruit

Les mots clés utilisés dans PubMed sont les suivants : "*hypertension*", "*aircraft noise annoyance*", "*traffic noise annoyance*", "*noise sensitivity*".

Les combinaisons de ces mots-clés ont permis de dresser une liste d'articles potentiellement en lien avec notre sujet :

1) "*hypertension*" AND "*aircraft noise annoyance*",

18 articles,

- | | |
|--|--------------|
| 2) " <i>hypertension</i> " AND " <i>traffic noise annoyance</i> ", | 30 articles, |
| 3) " <i>hypertension</i> " AND " <i>noise sensitivity</i> ", | 76 articles. |

Cette recherche n'a pas non plus apporté davantage d'articles que ceux déjà identifiés dans les références des articles étudiés précédemment.

En 2004, Heinonen-Guzejev et *al.* (voir ci-dessus Partie 1 §V.1.1.2) ont trouvé une association entre le niveau de sensibilité et le risque d'HTA (OR = 1,47 ; IC95% 1,16-1,86) [246].

En 2008, Fyhri et Klæboe ont étudié les relations entre le bruit du trafic routier, la sensibilité au bruit, la gêne due au bruit et certains problèmes de santé, dont l'HTA. L'état de santé a été évalué en demandant aux participants s'ils avaient eu (oui/non) des maladies chroniques (sans spécification sur le temps) parmi une liste de maux, dont l'HTA. Dans cette étude, seule la sensibilité au bruit était liée à l'hypertension [43].

En 2013, Babisch et *al.* n'ont pas mis en évidence d'association significative entre la gêne due au bruit des avions (évaluée à l'aide de la question standard avec l'échelle numérique proposée l'ISO/ICBEN (voir Partie 2 §II.2.2)) et le risque d'hypertension (OR = 1,00 ; IC95% 0,99–1,02), ni entre la gêne due au trafic routier et le risque d'hypertension (OR= 1,01 ; IC95% 0,98–1,03) [252].

1.4. Cortisol et gêne due au bruit ou sensibilité au bruit

Les mots clés utilisés dans PubMed sont les suivants : "*saliva cortisol*", "*cortisol*", "*aircraft noise annoyance*", "*traffic noise annoyance*", "*noise sensitivity*".

Les combinaisons de ces mots-clés ont permis de dresser une liste d'articles potentiellement en lien avec notre sujet :

- | | |
|--|--------------|
| 1) " <i>saliva cortisol</i> " AND " <i>aircraft noise annoyance</i> ", | 3 articles, |
| 2) " <i>cortisol</i> " AND " <i>aircraft noise annoyance</i> ", | 6 articles, |
| 3) " <i>saliva cortisol</i> " AND " <i>traffic noise annoyance</i> ", | 3 articles, |
| 4) " <i>cortisol</i> " AND " <i>traffic noise annoyance</i> ", | 4 articles, |
| 5) " <i>saliva cortisol</i> " AND " <i>noise sensitivity</i> ", | 4 articles, |
| 6) " <i>cortisol</i> " AND " <i>noise sensitivity</i> ", | 23 articles. |

Cette recherche n'a pas non plus apporté davantage d'articles que ceux déjà identifiés dans les références des articles étudiés précédemment.

Une seule étude a porté sur l'association entre la gêne due au bruit du trafic routier et le cortisol salivaire (aucune autre étude sur le cortisol dosé dans les urines ou dans le sang n'a été trouvée

au cours de cette recherche bibliographique). La gêne a été évaluée grâce à la question standardisée, avec l'échelle verbale en cinq modalités de réponse (voir Partie 2 §II.2.2). Une tendance positive, mais non significative, des concentrations de cortisol salivaire avec la gêne liée au bruit du trafic routier a été trouvée ($p = 0,14$) [253].

2. Gêne due au bruit et sensibilité au bruit : effet modificateur ou médiateur ?

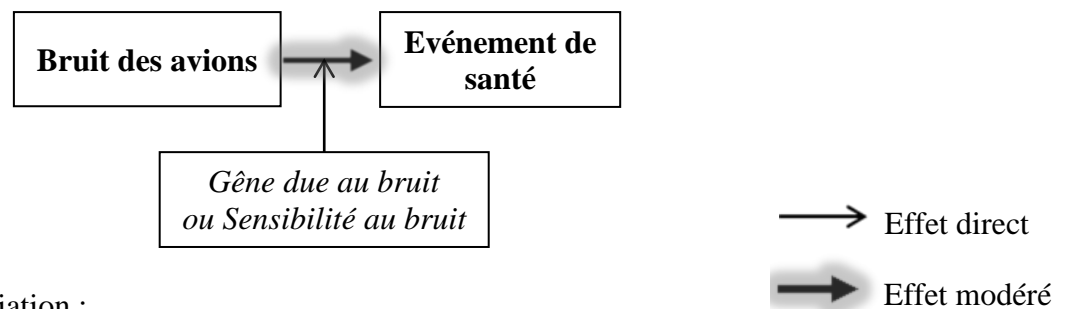
2.1. Effet modificateur

La gêne due au bruit et la sensibilité au bruit pourrait avoir un rôle de "modifier" (terme en anglais) ou modificateur/modérateur en français, dans les relations entre l'exposition au bruit et certains événements de santé (Figure 6-a). En effet, plusieurs études portant sur l'association entre l'exposition au bruit des avions et certains états de santé ont montré des effets significatifs chez les personnes gênées par le bruit des avions ou sensibles au bruit, mais aucun effet ou un effet plus faible chez les personnes pas du tout gênées ou pas sensibles [197], [209], [210], [212], [215], [252], [254].

Figure 6 : Schéma illustrant les relations entre variables dans le cas d'une modération (a) ou d'une médiation (b)

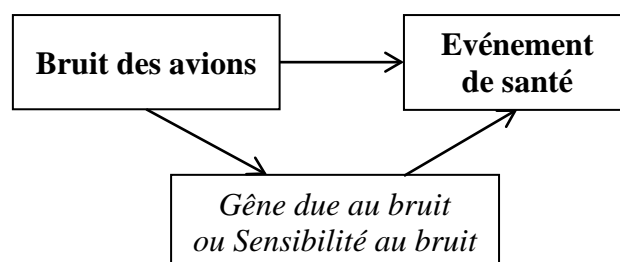
a) Modération :

→ aborde les questions de "quand" et de "par qui" le bruit des avions prédit des événements de santé [255]



b) Médiation :

→ aborde les questions de "comment" et de "pourquoi" le bruit des avions prédit des événements de santé [255]



Source : adapté de Hall and Sammons [256]

En 1981 à Londres, Watkins et al. ont trouvé que la consommation de médicaments non prescrits est significativement plus élevée chez les répondants qui se déclarent "très gênés" que chez ceux qui se déclarent "moins gênés" ($p < 0,01$) [197]. En 2013, à partir des données de HYENA (voir Annexe 3), Babisch et al. ont confirmé le possible effet modificateur de la gêne dans la relation entre l'exposition au bruit des avions et le risque d'HTA en trouvant une interaction significative entre la gêne et le niveau de bruit des avions : l'effet du bruit des avions est plus fort chez les personnes très gênées ($p = 0,048$) [252]. Ces résultats confirment ceux de Eriksson et al. qui montrent une interaction significative entre les niveaux de gêne liée au bruit et l'exposition au bruit des avions ($p < 0,01$) : l'association entre le niveau de bruit et le risque d'hypertension est plus élevée chez les sujets gênés par la bruit des avions ($RR = 1,42$; $IC_{95\%} 1,11-1,82$) que chez les sujets moins gênés ($RR = 0,91$; $IC_{95\%} 0,77-1,07$) [254].

En 2008 au Japon, Miyakawa et al. ont observé une relation dose-réponse significative entre l'exposition au bruit des avions et le risque de symptômes somatiques modérés/sévères ($GHQ-28 \geq 4$) seulement chez les personnes sensibles au bruit ($p = 0,007$) [209]. Cette même année, dans une revue de la littérature, van Kamp et Davies indiquent que la sensibilité au bruit est généralement acceptée comme l'un des modificateurs non acoustiques les plus importants de la relation bruit-réaction [212]. En 2009 au Japon, Kishikawa et al. n'ont pas trouvé de relation significative entre l'exposition au bruit et les cas psychiatriques identifiés par le GHQ-28, mais ils ont observé une corrélation significative entre l'exposition au bruit et les cas psychiatriques dans le groupe des sujets sensibles au bruit ($p < 0,05$) [215].

2.2. Effet médiateur

La gêne est l'un des principaux effets établis de l'exposition au bruit des transports (voir Partie 1 §II.2.1.1). Par ailleurs, d'après quelques études, la gêne due au bruit semble être associée à des événements de santé (voir Partie 1 §V.1). La coexistence de ces associations (bruit-gêne ; gêne-événement de santé) pourrait laisser supposer que la gêne due au bruit jouerait un rôle de "mediator" (terme en anglais) ou médiateur/facteur intermédiaire en français (Figure 6-b). Il est à noter que la médiation peut être partielle ou totale [257], selon que les effets directs du bruit sont partiellement ou totalement médiés par la gêne due au bruit.

Certains articles traitant de la gêne liée au bruit se sont intéressés à ce rôle de médiateur. En 1981, Tarnopolsky et al. ont étudié la prévalence de symptômes psychologiques auto-déclarés en lien avec le niveau d'exposition au bruit des avions et le niveau de gêne due à ce bruit chez les riverains de l'aéroport de Heathrow à Londres. Ils concluent en soulevant l'hypothèse que la gêne pourrait être une étape intermédiaire dans un cheminement possible vers les symptômes

[207]. Dans leur revue de la littérature de 2008, van Kamp & Davies concluent qu'il n'y a pas de lien direct entre le bruit environnemental et la santé mentale, mais mentionnent un effet médiateur important de la gêne liée au bruit dans cette relation [212].

En 2017, dans l'étude NORAH (Noise-related annoyance, cognition, and health) menée à proximité de l'aéroport de Francfort en Allemagne, Schreckenberg et *al.* ont montré que l'effet direct de l'exposition au bruit des avions sur la qualité de vie mentale n'est pas significatif, et que la gêne était entièrement médiatrice entre l'exposition au bruit des avions et la qualité de vie mentale [258].

Le rôle de la sensibilité au bruit reste quant à lui peu étudié et incertain. Seuls Fyhri et Klæboe (voir Partie 1 §V.1.3) ont investigué les relations entre l'exposition au bruit du trafic routier, la sensibilité au bruit, et les symptômes auto-rapportés, avec la possibilité que la sensibilité au bruit joue le rôle de médiateur de l'effet du bruit sur les événements de santé. Ils ont observé que la sensibilité au bruit est associée à l'augmentation des problèmes de santé, mais n'ont pas déterminé son rôle exact dans les relations entre le bruit et la santé [43].

3. Conclusion

Peu d'études ont porté spécifiquement sur l'association entre la gêne due au bruit (et notamment au bruit des avions), ou la sensibilité au bruit, et les événements de santé qui nous intéressent. Elles ont montré des associations positives entre la gêne due au bruit des transports ou la sensibilité au bruit et le nombre de symptômes, la consommation de médicaments, et la détresse psychologique. Cependant, les études sur la consommation de médicaments portent sur différents types de médicaments, ce qui rend les comparaisons difficiles. Le risque d'hypertension semble être associé à la sensibilité au bruit. La seule étude portant sur l'association entre la gêne due au bruit et le risque d'hypertension n'a pas montré de lien. Une seule étude concerne les modifications de la sécrétion de cortisol en lien avec la gêne (due au bruit routier), et elle n'a pas montré d'association significative.

Par ailleurs, des auteurs ont suggéré que la gêne due au bruit des avions et la sensibilité au bruit pourrait avoir un rôle de modificateur ou de médiateur dans l'association entre le niveau de bruit des avions et certains événements de santé.

VI - CONCLUSION GÉNÉRALE

La santé générale, évaluée soit à partir de la perception que les personnes ont de leur propre état de santé, soit à travers leur consommation de médicaments, a été très peu étudiée en lien avec l'exposition au bruit des avions, et jamais en France. Cependant, les quelques études sur le sujet ont trouvé une association significative entre la dégradation de l'état de santé perçu - ainsi que la consommation de certains types de médicaments - et l'exposition au bruit des avions et routier.

L'association entre l'exposition au bruit des avions et la détresse psychologique n'a pas été souvent étudiée non plus et les résultats des quelques études divergent. La plupart de celles utilisant le GHQ pour évaluer la détresse psychologique ne montrent pas d'association entre l'exposition au bruit des transports et la détresse psychologique. D'autres études ont montré une augmentation du risque d'anxiété et de symptômes de dépression lorsque le niveau d'exposition au bruit des transports augmente.

La relation entre l'exposition au bruit des avions et le risque d'hypertension artérielle a été largement investiguée dans la littérature et est désormais bien établie. Certaines études mettent en avant le rôle de modificateur ou de médiateur joué par la gêne due au bruit et/ou la sensibilité au bruit alors que l'association entre ces deux derniers facteurs et le risque d'hypertension a été peu étudiée.

Seules deux études se sont intéressées à l'association entre l'exposition au bruit des avions et les modifications de la sécrétion de cortisol et leurs résultats ne sont pas convergents.

Ainsi, de nouvelles études épidémiologiques sont nécessaires – notamment en France – pour approfondir les connaissances relatives aux effets de l'exposition au bruit des avions sur l'état de santé perçu, la consommation de médicaments, la détresse psychologique, l'hypertension et la sécrétion de cortisol. Par ailleurs, de nouveaux travaux sont également indispensables pour déterminer les mécanismes mis en jeu lors de l'exposition au bruit des avions, et notamment investiguer le rôle de la gêne due au bruit des avions et de la sensibilité au bruit.

VII - OBJECTIFS DE LA THÈSE

Dans ce contexte, le présent travail de thèse vise à mieux connaître et à mieux quantifier les effets du bruit des avions sur :

- La santé générale évaluée à partir de la perception de l'état de santé et de la consommation de médicaments,
- La détresse psychologique,
- L'hypertension artérielle,
- Et la sécrétion de cortisol.

Dans un second temps, ce travail de thèse vise également à déterminer le rôle de la gêne due au bruit des avions et de la sensibilité au bruit dans les associations précédemment investiguées

Partie 2 : MATÉRIEL ET MÉTHODES

I - MATÉRIEL

En 2004, le Conseil Supérieur d'Hygiène Publique de France (CSHPF) a recommandé que soit affinée la connaissance de la situation sanitaire française résultant de l'exposition au bruit des avions par la mise en œuvre d'études épidémiologiques. Faisant suite à cet avis, la Direction Générale de la Santé (DGS) en collaboration avec l'Autorité de Contrôle des Nuisances Aéroporutaires (Acnusa) a suscité la mise en œuvre d'un programme de recherche épidémiologique appelé (DEBATS) (voir Annexe 2). En 2009, la DGS, qui a souhaité promouvoir l'avancement de ce projet, a sollicité, sur proposition de l'Acnusa, l'Institut National de Recherche sur les Transports et leur Sécurité (Inrets) devenu Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux (Ifsttar) le 1^{er} janvier 2011, pour la mise en place de ce projet.

DEBATS est un programme national de recherche épidémiologique ayant pour objectif général de mieux connaître et mieux quantifier les effets du bruit des avions sur la santé des populations riveraines des aéroports en France. Il porte sur les riverains de trois des six plus importants aéroports français en termes de nombre de passagers : Paris-Charles de Gaulle, Lyon-Saint-Exupéry et Toulouse-Blagnac. En 2011, l'aéroport de Paris-Charles de Gaulle recevait environ 61 millions de passagers, Lyon Saint-Exupéry 8,5 millions et Toulouse-Blagnac 7 millions. L'aéroport de Paris-Orly, deuxième aéroport français avec 27 millions de passagers, n'a pas été retenu car un couvre-feu total est en vigueur sur cet aéroport de 23h30 à 6h. Les aéroports de Nice-Côte d'Azur et Marseille-Provence, respectivement troisième et cinquième aéroports français avec 10,5 millions et 7,5 millions de passagers, n'ont pas été inclus dans DEBATS en raison des variations saisonnières importantes de leur fréquentation et du fait que les avions qui décollent et atterrissent sur ces deux aéroports survolent en grande partie la mer pour le premier, et l'Étang de Berre pour le second.

En 1996, la Commission européenne a estimé que le bruit environnemental était un problème important en Europe avec environ 20% de la population de l'Union européenne (près de 80 millions de personnes) exposés à des niveaux de bruit considérés comme inacceptables, c'est-à-dire supérieurs à 65 dB(A) [259]. Des études antérieures avaient indiqué des associations possibles entre l'exposition au bruit des avions et des effets cardio-vasculaires, mais elles portaient le plus souvent sur des échantillons de population relativement petits, comme le souligne un article sur une étude menée aux alentours d'un aéroport suédois [65]. Cet article suggérait notamment qu'une étude multicentrique plus vaste était nécessaire pour vérifier l'hypothèse selon laquelle le bruit généré par les avions pourrait entraîner une augmentation de

la pression artérielle [260]. Ainsi, en 2002, est né le projet HYENA (voir Annexe 3), avec le soutien financier de la Commission européenne et de certains ministères de plusieurs pays européens [261]. L'objectif principal de HYENA était d'évaluer les effets sur la santé cardiovasculaire (pression artérielle principalement) du bruit généré par le trafic aérien et routier à proximité de six grands aéroports européens (Athènes, Grèce ; Milan/Malpensa, Italie ; Amsterdam/Schiphol, Pays-Bas ; Stockholm/Arlanda, Suède ; Berlin/Tegel, Allemagne et Londres/ Heathrow, Royaume-Uni).

Les deux programmes de recherche DEBATS et HYENA sont très similaires au niveau de leur protocole, de leur mise en place, et des questionnaires utilisés.

Ainsi, les données de DEBATS et HYENA ont été utilisées pour répondre aux objectifs de ce travail de thèse (Tableau 11). Les analyses relatives à l'état de santé perçu et à la détresse psychologique ont été réalisées uniquement à partir des informations recueillies dans DEBATS. Le recueil des données ayant été fait de manière très similaire pour les deux études concernant la consommation de médicaments, l'hypertension, et la concentration de cortisol salivaire, des analyses ont été effectuées en regroupant les deux bases de données.

Les effets de l'exposition au bruit des avions sur la consommation de médicaments, le risque d'hypertension, et la concentration de cortisol ont déjà été étudiés à partir des données de HYENA uniquement [61], [76], [121]. Ces analyses ne prenaient pas en compte d'informations relatives aux riverains d'aéroports en France, pourtant classés parmi les aéroports les plus fréquentés en Europe en termes de nombre de passagers [262]. Ainsi, les analyses groupées des données collectées dans HYENA et dans DEBATS vont permettre d'inclure un plus grand nombre de participants, et donc d'augmenter la puissance statistique, notamment pour les analyses stratifiées sur le sexe et pour les analyses concernant la consommation de médicaments car les prévalences sont relativement faibles¹². Elles vont également permettre d'élargir la portée des résultats en ajoutant la France aux pays inclus dans l'étude HYENA.

¹² Ce travail a été réalisé grâce à une collaboration avec Anna Hansell, l'une des investigatrices de HYENA, désormais directrice du "Centre for Environmental Health and Sustainability" à l'Université de Leicester dans le cadre d'une mobilité de cinq mois dans cette Université entre octobre 2018 et février 2019

Tableau 11 : Récapitulatif des données utilisées

| Renvoi article | Association étudiée | | Base de données |
|-------------------|--|--|-----------------|
| | Événement de santé | Principal facteur d'intérêt | |
| Partie 3 II - | État de santé perçu | Niveaux de bruit des avions | DEBATS |
| Partie 3 III - | Détresse psychologique | Niveaux de bruit des avions | DEBATS |
| Partie 3 IV - | Consommation de médicaments et risque d'hypertension | Niveaux de bruit des avions | DEBATS + HYENA |
| Partie 3 V - | Consommation de médicaments et risque d'hypertension | Gêne due au bruit des avions et sensibilité au bruit | DEBATS + HYENA |
| Partie 3 VI - | Concentration de cortisol salivaire | Niveaux de bruit des avions | DEBATS + HYENA |

II - MÉTHODES

1. Événements de santé

1.1. État de santé perçu

L'état de santé perçu a été évalué dans l'étude DEBATS grâce à la question standardisée "*Dans l'ensemble, pensez-vous que votre santé est excellente, bonne, médiocre, mauvaise ?*". Cette question a notamment été utilisée dans quelques études sur l'exposition au bruit des transports [122], [199].

Pour les analyses statistiques, les réponses à cette question ont été dichotomisées de la façon suivante : 0 = "*excellente*" ou "*bonne*"; 1 = "*médiocre*" ou "*mauvaise*".

1.2. Consommation de médicaments

Dans DEBATS, la consommation de médicaments est basée sur la déclaration des médicaments par les participants eux-mêmes en répondant aux questions suivantes :

- "*Au cours des 12 derniers mois, avez-vous pris un médicament car vous étiez anxieux(se)/angoissé(e) ?*"
- "*Au cours des 12 derniers mois, avez-vous pris un médicament car vous étiez triste/déprimé(e) ?*"

- *"Au cours des 12 derniers mois, avez-vous pris un médicament pour traiter l'hypertension artérielle ?"*
- *"Au cours des 12 derniers mois, avez-vous pris un médicament pour traiter les maladies cardio-vasculaires ?"*
- *"Actuellement, est-ce que vous prenez d'autres médicaments que ceux cités précédemment ?" ;*

Chaque fois que le participant répondait "oui" à la question, l'enquêteur demandait au participant le nom du médicament correspondant. Si ce dernier ne se rappelait plus du nom des médicaments, l'enquêteur lui suggérait d'aller chercher l'ordonnance correspondante.

Dans HYENA, il était demandé aux participants de fournir le nom de tous les médicaments sur ordonnance utilisés au cours des deux semaines précédant l'entretien (en incluant somnifères et sédatifs prescrits, tranquillisants, antidépresseurs et tous les remèdes antitabac prescrits, ainsi que les médicaments qu'ils prenaient pour un problème de santé particulier).

"Please list all prescribed medications that you have taken during the last two weeks".

(Please include prescribed sleeping pills, sedatives, tranquilizers, anti-depressants and any prescribed anti-smoking remedies as well as regular medication that you are CURRENTLY taking for a specific condition. If you can't remember them all, please answer as best you can).

Ensuite, la classification ATC a été utilisée pour coder les médicaments rapportés par les participants dans chacune des deux études. Plusieurs variables dichotomisées ont été alors définies et utilisées dans les analyses :

- Antihypertenseurs (codes ATC C02A, C02C, C02D, C02N, C03A, C03B, C03C, C03C, C03E, C07, C08, C08, C09A, C09B, C09C, C09D) ;
- Antiacides (codes ATC A02) ;
- Anxiolytiques (codes ATC N05B) ;
- Médicaments hypnotiques et sédatifs (codes ATC N05C) ;
- Anxiolytiques, hypnotiques et sédatifs (codes ATC N05B, N05C). Les anxiolytiques, les hypnotiques et les sédatifs ont été combinés en un seul groupe car les anxiolytiques peuvent être prescrits à court terme à des doses plus élevées pour produire des effets hypnotiques ;
- Antidépresseurs (codes ATC N06A) ;

- Antiasthmatiques (codes ATC R03).

Toutes ces variables ont été analysées séparément les unes des autres.

1.3. Détresse psychologique

La détresse psychologique a été évaluée dans l'étude DEBATS grâce au General Health Questionnaire en 12 items (GHQ-12) (voir Partie 1 §III.2.2 et Annexe 4). Le GHQ-12 est un instrument d'auto-évaluation pour la détection de la détresse psychologique dans une population. La validité, la fidélité, la sensibilité et la spécificité de cet outil ont largement été vérifiées [263].

Chacune des 12 questions du GHQ-12 comporte une échelle de réponse en quatre points, habituellement bimodale (respectivement 0, 0, 1, 1) : "pas du tout", "pas plus que d'habitude", "plutôt plus que d'habitude" et "beaucoup plus que d'habitude". Un score total compris entre 0 et 12 est ensuite calculé en additionnant les scores des différents items : plus le score du GHQ-12 est élevé, plus la détresse psychologique rapportée est élevée. Ce score total a ensuite été dichotomisé afin de déterminer la présence d'une mauvaise santé psychologique. Selon des études antérieures [216], [264], [265] et les recommandations de Goldberg [146], [263], [266], les participants ayant un score total ≥ 3 sont considérés comme ayant une mauvaise santé psychologique. Cette variable dichotomisée a été utilisée dans l'article publié concernant la détresse psychologique (Partie 3 §III -). Les résultats des analyses réalisées avec le score total du GHQ-12 en continu sont présentés en complément (Partie 3 §III.6).

1.4. Risque d'hypertension

L'hypertension artérielle est définie selon l'OMS [267] par une PAS ≥ 140 mm Hg ou une PAD ≥ 90 mm Hg. Les participants à DEBATS et à HYENA ont été classés "hypertendus" si leurs PAS ou PAD dépassaient ces valeurs de l'OMS. Ont également été classés comme hypertendus, les participants déclarant un diagnostic d'hypertension établi par un médecin, combiné avec la prise d'antihypertenseurs en répondant aux questions suivantes :

- Dans DEBATS : *"Au cours des 12 derniers mois, avez-vous pris un médicament pour traiter l'hypertension artérielle ?" et "Au cours des 12 derniers mois, avez-vous eu de l'hypertension artérielle diagnostiquée par un médecin ?"*
- Dans HYENA : *"Have you ever been diagnosed as having high blood pressure? If yes, please provide the year of first diagnosis by a medical practitioner hospital or medical center"*.

1.5. Concentration de cortisol salivaire

Les concentrations de cortisol salivaire du matin et du soir (nmol.L^{-1}) ont d'abord été utilisées comme variables continues, séparément dans les analyses.

Ensuite, la variation moyenne du cortisol par heure ($\text{nmol.L}^{-1}.\text{H}^{-1}$) a été déterminée. La variation du cortisol a d'abord été définie par la différence absolue entre les concentrations des échantillons de salive du matin et du soir, car généralement, les niveaux de cortisol diminuent au cours de la journée. Comme le temps entre les deux prélèvements variait d'un participant à l'autre, la variation du cortisol a ensuite été divisée par le temps en heures entre les deux prélèvements pour permettre des comparaisons.

Enfin, la variation relative moyenne du cortisol par heure a également été déterminée. La variation du cortisol par heure a été divisée par le niveau de cortisol du matin, pris comme niveau de référence, ce qui a permis de prendre compte des différences individuelles des niveaux de cortisol ainsi que des différences de mesure potentielles dans HYENA et DEBATS, différences notamment liées à la méthode de détermination de la concentration de cortisol dans la salive.

2. Facteurs d'intérêt

2.1. Les niveaux d'exposition au bruit

Pour les analyses statistiques, différents indicateurs de bruit en décibels pondérés A (dB(A)) ont été utilisés : L_{den} , $L_{\text{Aeq, 16h}}$, $L_{\text{Aeq, 24h}}$ et L_{night} (voir détails Partie 1 §I.4).

2.2. Gêne due au bruit des avions

En 1993, l'équipe 6 "Community Response to Noise" de la Commission internationale sur les effets biologiques du bruit (ICBEN) a recommandé de poser la question suivante pour mesurer la gêne liée au bruit dans les enquêtes communautaires sur le bruit [268], afin de faciliter la comparaison entre les études épidémiologiques : "*En pensant aux 12 derniers mois, quand vous êtes ici, chez vous, à quel point le bruit des avions vous gêne-t-il ?*". Deux ans plus tard, cette échelle recommandée par l'ICBEN a été adoptée comme spécification technique ISO/TS 15666:2003 de l'Organisation internationale de standardisation [269].

Deux échelles sont disponibles pour répondre à cette question : une échelle verbale en cinq modalités de réponse (extrêmement, beaucoup, moyennement, légèrement, pas du tout), ou une échelle numérique variant de 0 à 10. Pour l'échelle verbale, la combinaison des deux modalités "extrêmement" et "beaucoup" permet de mesurer la proportion de personnes "fortement gênées" [268]. Avec l'échelle numérique, le seuil à adopter pour déterminer les participants

"fortement gênés" doit correspondre à un standard établi par Schultz [270] : les répondants utilisant environ 72% de l'échelle de réponse, les participants avec un score correspondant aux 28% supérieurs de l'échelle sont appelés "fortement gênés" [44].

Dans DEBATS, la gêne due au bruit des avions a été évaluée à l'aide de cette question et de l'échelle verbale.

Dans HYENA, la gêne due au bruit des avions a été évaluée grâce à la même question, mais avec l'échelle numérique, pour le jour et la nuit considérés séparément : *"Thinking about the last 12 months or so, when you are here at home, what number from zero to ten best shows how much you are bothered, disturbed or annoyed by the following potential noise sources in the daytime? In the nighttime?"*¹³.

Pour les analyses, une variable dichotomisée caractérisant les participants "fortement gênés" et ceux qui ne sont "pas fortement gênés" a été créée de la façon suivante (Tableau 12) :

- Dans DEBATS, les participants ayant répondu "extrêmement" ou "beaucoup" ont été considérés comme "fortement gênés" et ceux qui ont répondu "pas du tout", "légèrement" ou "moyennement" comme "pas fortement gênés".
- Dans HYENA, un score de gêne a été calculé pour la nuit, et pour la journée séparément (valeurs de 0 à 10). À partir de ces scores, un score moyen a été déterminé, et les participants ayant un score moyen ≥ 8 ont été considérés comme "fortement gênés".

Tableau 12 : Harmonisation de la variable "Fortement gêné"

| HYENA Score moyen de 0 à 10 sur l'échelle numérique | DEBATS Échelle verbale en cinq modalités de réponse | DEBATS + HYENA "Fortement gêné" |
|--|--|---|
| 0 | pas du tout | Non |
| 1 | | |
| 2 | légèrement | |
| 3 | | |
| 4 | | |
| 5 | moyennement | |
| 6 | | |
| 7 | | |
| 8 | beaucoup | Oui |
| 9 | extrêmement | |
| 10 | | |

¹³ Il était demandé aux participants d'évaluer leur niveau de gêne pour une série de sources, dont celle du bruit des avions.

Le choix des modalités de réponse, de leur regroupement, ainsi que l'harmonisation entre les deux échelles de gêne, ont été faites selon les recommandations établies par un groupe de travail de l'ICBEN (International Commission on Biological Effects of Noise), reprises dans l'article de Fields [268]. La grande majorité des études utilisent cette définition pour les personnes "fortement gênées" (highly annoyed people).

2.3. Sensibilité au bruit

La sensibilité au bruit a été évaluée de manière différente dans DEBATS et dans HYENA.

Dans DEBATS, la sensibilité au bruit a été évaluée grâce à la question *"En ce qui concerne le bruit en général, estimez-vous que par rapport aux personnes de votre entourage, vous êtes beaucoup plus, un peu plus, aussi, un peu moins, beaucoup moins sensible ?"*.

Dans HYENA, la sensibilité au bruit a été mesurée à l'aide de la Weinstein Noise Sensitivity Scale (WNS) [271] en 10 items (voir Annexe 5). La WNS comprend 10 questions sur les attitudes à l'égard du bruit dans diverses situations de la vie quotidienne. Il est demandé aux sujets d'évaluer leur degré d'accord sur les énoncés sur une échelle de 1 à 6 (de "fortement en désaccord" à "fortement d'accord").

La sensibilité a été utilisée en deux modalités dans les analyses portant sur les données de DEBATS uniquement, et en trois modalités dans les analyses portant sur les données groupées de DEBATS et de HYENA. Pour cela, il a été nécessaire de créer des modalités communes aux deux études de la façon suivante (Tableau 13) :

Tableau 13 : Harmonisation des modalités de la variable "Sensibilité au bruit" pour les analyses groupées

| HYENA Score de 1 à 6 sur l'item de l'échelle de Weinstein concernant l'évaluation par le sujet de sa propre sensibilité au bruit | DEBATS Cinq modalités de réponse à la question | DEBATS Deux modalités | DEBATS + HYENA Trois modalités |
|--|--|---------------------------------|--|
| 1 | Beaucoup moins sensible | Pas fortement sensible | Faiblement sensible |
| 2 | Moins sensible | | Moyennement sensible |
| 3 et 4 | Aussi sensible | | |
| 5 | Un peu plus sensible | Fortement sensible | Fortement sensible |
| 6 | Beaucoup plus sensible | | |

Le choix des modalités de réponse, ainsi que l'harmonisation entre les deux échelles de sensibilité ont été faites selon les recommandations du Professeur Stephen Stansfeld, Professeur

émérite de psychiatrie et ancien président de l'ICBEN. Il a publié de nombreux travaux sur la sensibilité au bruit, et est une référence dans ce domaine.

3. Facteurs de confusion

3.1. Sélection des facteurs de confusion

Les facteurs de confusion inclus dans les différents modèles statistiques ont été sélectionnés d'après la littérature et sont différents selon l'évènement de santé auquel on s'intéresse. Les analyses portant sur l'hypertension, la consommation de médicaments et le cortisol avaient déjà été réalisées dans HYENA et DEBATS séparément, avec des facteurs de confusion largement établis et reconnus. Pour des raisons de comparaison des résultats, ces facteurs de confusion ont été conservés pour les analyses groupées. L'état de santé perçu et la détresse psychologique sont des événements de santé qui n'ont jamais été étudiés ni dans DEBATS ni dans HYENA, et très peu de littérature a été trouvée sur ces sujets. De ce fait, les facteurs de confusion ont été choisis en accord avec la littérature, et vérifiés dans des analyses univariées. Par ailleurs, l'aspect psychologique qu'englobent ces outcomes fait intervenir de nombreux autres facteurs de confusion (relatifs par exemple au stress au travail ou aux événements stressants de la vie) qu'il était important de prendre en compte. Ces facteurs ont donc été ajoutés dans les modèles multivariés.

Il est à noter que certains facteurs tels que l'âge, le genre, et la consommation de tabac ont été considérés comme des facteurs de confusion au sens large. En effet, un facteur de confusion est associé à la fois à l'évènement de santé et à l'exposition au bruit des avions. Or ces facteurs que sont par exemple l'âge, le sexe, et la consommation de tabac ne sont pas associés à l'exposition au bruit des avions.

Comme évoqué Partie 1 §V.2, la gêne due au bruit et la sensibilité au bruit jouent des rôles importants dans les relations entre l'exposition au bruit et les événements de santé étudiés. Ainsi, ces deux facteurs ont été pris en compte dans les modèles estimant les associations entre l'exposition au bruit des avions et les événements de santé étudiés dans cette thèse.

Le Tableau 14 présente une synthèse des facteurs de confusion inclus dans les différents modèles statistiques utilisés.

Tableau 14 : Synthèse des facteurs de confusion inclus dans les différents modèles statistiques

| Association étudiée | | Facteurs de confusion |
|--|--|---|
| Événement de santé | Facteur d'intérêt | |
| État de santé perçu | Niveaux de bruit des avions | Sexe, âge, pays de naissance, consommation de tabac, nombre de personnes dans le logement, et revenu mensuel du ménage |
| Détresse psychologique | Niveaux de bruit des avions | Sexe, âge, pays de naissance, activité professionnelle, niveau d'éducation, statut marital, consommation de tabac, consommation d'alcool, stress au travail et principaux Événements stressants, revenu mensuel du ménage, consommation d'antidépresseurs, anxiété déclarée |
| Consommation de médicaments et risque d'hypertension | Niveaux de bruit des avions | Sexe, âge, IMC, consommation de tabac (sauf pour le risque d'hypertension), consommation d'alcool, activité physique, niveau d'éducation, pays d'inclusion |
| Consommation de médicaments et risque d'hypertension | Gêne due au bruit des avions ou sensibilité au bruit | Sexe, âge, IMC, consommation de tabac (sauf pour le risque d'hypertension), consommation d'alcool, activité physique, niveau d'éducation, pays d'inclusion |
| Concentration de cortisol salivaire | Niveaux de bruit des avions | Sexe, âge, IMC, consommation de tabac, consommation d'alcool, activité physique, niveau d'éducation, pays d'inclusion |

Pour ces facteurs de confusions, les modalités suivantes ont été utilisées de manière à avoir une représentation équitable de la population au sein de chacune des modalités, et une harmonisation des modalités dans les analyses groupées des données de DEBATS et de HYENA. Il faut noter que les modalités utilisées pour une même variable ne sont pas forcément les mêmes selon que les modèles ont été mis en œuvre uniquement sur les données de DEBATS ou sur les données groupées de DEBATS et de HYENA :

✓ Sexe : homme, femme ;

✓ Âge :

DEBATS → 18-34 ans, 35-44 ans, 45-54 ans, 55-64 ans, 65-75 ans, >75 ans,

DEBATS + HYENA → en continu ;

Dans DEBATS, cette variable avait été codée en six classes dans les premiers travaux (antérieurs à la thèse) portant notamment sur le risque d'hypertension, car les effets du bruit étaient différents selon l'âge (spline significatif, $p < 10^{-3}$). Lors des analyses sur la détresse psychologique (incluses dans ce travail de thèse), le même spline a été tracé, et

montre également des effets du bruit non linéaires en fonction de l'âge ($p < 0,10$). La variable en six classes a donc été conservée.

Cependant, pour des raisons de comparaison avec l'étude HYENA, la variable "âge" a été prise en continu lors des analyses groupées de DEBATS+HYENA, comme cela avait été fait dans les travaux principaux de HYENA. Par ailleurs, la population de HYENA étant plus âgée que celle de DEBATS, certaines classes auraient été étroitement liées au facteur "étude".

- ✓ IMC : en continu ;
- ✓ Pays de naissance : né en France, né à l'étranger ;
- ✓ Statut marital : célibataire, marié, veuf, divorcé ;
- ✓ Activité professionnelle : non, oui ;
- ✓ Niveau d'éducation :

DEBATS → <BAC, BAC, >BAC ;

DEBATS + HYENA → quartiles du nombre d'années d'études standardisés sur la moyenne du nombre d'années d'étude de chaque pays. La méthodologie employée est la suivante :

1. Dans DEBATS, un nombre d'années d'étude a été attribué pour chaque catégorie de diplôme pour permettre l'harmonisation (dans HYENA, ce nombre d'années d'étude était déjà renseigné directement en continu),
2. La moyenne du nombre d'années d'étude a été calculée pour chaque pays de DEBATS et de HYENA,
3. Pour chaque participant, une "durée d'étude standardisée" a été calculée selon la règle suivante : (nombre d'année d'étude du participant / moyenne d'années d'étude du pays de provenance),
4. Les données DEBATS+HYENA ont été groupées dans une variable commune "durée d'étude standardisée",
5. Les quartiles ont été calculés d'après cette dernière variable commune.

Grâce à cette méthodologie, les quartiles concernent bien les deux études.

- ✓ Consommation de tabac :

DEBATS → non-fumeur, ancien fumeur, fumeur occasionnel, quotidien,

DEBATS + HYENA → non-fumeur, ancien fumeur, 1 à 10 unités/jour, 11 à 20 unités/jour, > 20 unités/jour ;

- ✓ Consommation d'alcool :

DEBATS → non, abus léger, moyen, fort,

DEBATS + HYENA → non, 1 à 7 unités/jour, 8 à 14 unités/jour, > 14 unités/jour ;

- ✓ Activité physique : pas du tout ou un peu, régulièrement ;
- ✓ Nombre d'habitants dans le logement : 1, 2, 3, ≥ 4 ;
- ✓ Nombre d'Événements stressants au travail et dans la vie en général : 0, 1, ≥ 2 ;
- ✓ Revenu mensuel du ménage : <2300, 2300-4000, ≥4000 euros ;
- ✓ Durée du sommeil : ≤5h, 6h, 7h, 8h, ≥9h ;
- ✓ Consommation d'antidépresseurs : non, oui ;
- ✓ Anxiété déclarée : extrêmement/beaucoup, moyennement/légèrement/pas du tout.

3.2. Harmonisation des facteurs de confusion inclus dans les analyses groupées des données de DEBATS et de HYENA

3.2.1. Niveau d'éducation

Dans DEBATS, le niveau d'éducation a été évalué par la question "*Quel est le diplôme le plus élevé que vous ayez obtenu ?*"

R1 - Aucun diplôme

R2 - Certificat d'études primaires, CAP, Brevet des collèges, BEPC, BEP

R3 - Baccalauréat technique/professionnel/général

R4 - Baccalauréat + 2 années d'études (DEUG, DUT, BTS, prépa)

R5 - Diplôme supérieur à baccalauréat + 2 années d'études (licence, maîtrise, DEA, DESS, MBA, Doctorat, spécialisations diverses, diplôme d'une grande école/école d'ingénieur"

Par la suite, un nombre d'année d'études a été assigné à ces différentes modalités de réponse (voir

Tableau 15).

Dans HYENA, le niveau d'éducation devait être renseigné en nombre d'années d'études, incluant l'enseignement primaire, secondaire et universitaire, mais pas la formation professionnelle.

Enfin, le niveau d'éducation pour les analyses groupées des données de DEBATS et de HYENA a été harmonisé en utilisant les quartiles du nombre d'années d'études normalisés par la moyenne dans chaque pays.

Tableau 15 : Harmonisation de la variable "Niveau d'éducation"

| DEBATS | HYENA | DEBATS + HYENA |
|--|--|--|
| R1 = 6 années d'études R2 = 11 années R3 = 12 années R4 = 14 années R5 = 17 années | Nombre d'années d'études obtenu à partir de la question "How many years in total have you spent in full time education?" | 1 ^{er} quartile ($m^{14}=7,7 \pm 2,4$) 2 ^{ème} quartile ($m^{14}=10,2 \pm 1,1$) 3 ^{ème} quartile ($m^{14}=12,2 \pm 2,2$) 4 ^{ème} quartile ($m^{14}=16,3 \pm 2,7$) |

3.2.2. Consommation de tabac

Dans DEBATS, la consommation de tabac a été déterminée à partir des questions :

- "Êtes-vous actuellement non-fumeur n'ayant jamais fumé, ancien fumeur, fumeur occasionnel, fumeur quotidien ?"
- "Combien de cigarettes par jour en moyenne fumez-vous ?"

Dans HYENA, la question posée aux participants était la suivante : "Have you EVER smoked cigarettes, cigars or a pipe for as long as a year and how much?".

L'harmonisation de la variable Consommation de tabac a été faite de la façon suivante (Tableau 16) :

Tableau 16 : Harmonisation de la variable "Consommation de tabac"

| DEBATS | HYENA | DEBATS + HYENA |
|--|---|-----------------------------|
| Non-fumeur n'ayant jamais fumé | Non smoker | Non-fumeur |
| Ancien fumeur | Ex-smoker | Ancien fumeur |
| Moins de 1 cigarette par jour Entre 1 et 5 cigarettes par jour Entre 6 et 10 cigarettes par jour | $0 \leq \text{Number of units} \leq 10$ | Entre 0 et 10 unités /jour |
| Entre 11 et 19 cigarettes par jour | $10 < \text{Number of units} \leq 20$ | Entre 11 et 20 unités /jour |
| Plus de 20 cigarettes par jour | Number of units > 20 | Plus de 20 unités /jour |

3.2.3. Consommation d'alcool

Dans DEBATS, la consommation d'alcool a été recueillie à l'aide des questions suivantes :

¹⁴ m = moyenne \pm écart-type

- "Au cours de la dernière semaine, avez-vous consommé du vin ? et si oui, combien de verres ? et combien de jours dans la semaine ?"
- "Au cours de la dernière semaine, avez-vous consommé du cidre ? et si oui, combien de verres ? et combien de jours dans la semaine ?"
- "Au cours de la dernière semaine, avez-vous consommé des apéritifs ou digestifs ? et si oui, combien de verres ? et combien de jours dans la semaine ?"

À partir de ces questions, une variable a été créée. Ses modalités varient de non buveur à gros buveur, avec des seuils différents chez les hommes et chez les femmes.

Dans HYENA, la consommation d'alcool a été recueillie en nombre d'unités par semaine : "On average, how many units of alcohol do you drink in a week?" (il était précisé qu'une unité équivaut à un verre de vin, une demi-pinte de bière ou une mesure d'alcool, soit 10mL d'alcool pur).

Enfin, l'harmonisation de la variable Consommation d'alcool a été effectuée de la manière suivante (Tableau 17) :

Tableau 17 : Harmonisation de la variable "Consommation d'alcool"

| DEBATS | HYENA | DEBATS + HYENA |
|--------------|-----------------------|-----------------------|
| Non buveur | Non buveur | Non buveur |
| Petit buveur | 1-7 unités / semaine | 1-7 unités / semaine |
| Moyen buveur | 8-14 unités / semaine | 8-14 unités / semaine |
| Gros buveur | >14 unités / semaine | >14 unités / semaine |

3.2.4. Activité physique

Dans DEBATS, il était demandé aux participants :

- *Pratiquez-vous habituellement un sport ?*
- *Si vous pratiquez un sport, précisez combien d'heures par jour, par semaine ou par mois ?*

Par la suite, une variable a été créée pour caractériser une activité physique faible, modérée ou intense.

Dans HYENA, la question sur l'activité physique était "How often do you participate in leisure exercise for at least 30 minutes per session?". Cette question portait sur l'activité d'intensité modérée (comme la marche rapide, le jardinage, la natation, le tennis, etc.), ou intense (comme

une séance d'entraînement au gymnase, course à pied, vélo de vitesse, etc.). À partir de là, une variable en trois classes a été créée.

Par la suite, l'harmonisation de la variable Activité physique a été réalisée de la façon suivante (Tableau 18) :

Tableau 18 : Harmonisation de la variable "Activité physique"

| DEBATS | HYENA | DEBATS + HYENA |
|--|--|--------------------------------|
| Pas de sport ou faible activité physique | Moins d'une fois / semaine 1-3 fois par semaine | Peu ou pas d'activité physique |
| Activité modérée Activité intense | 4 fois ou plus / semaine | Activité physique régulière |

4. Analyses statistiques

4.1. Exclusions

Aucun sujet n'a été exclu des analyses portant sur l'état de santé perçu, la détresse psychologique, la consommation de médicaments, et l'hypertension.

Les analyses des données de DEBATS uniquement incluent 1 244 participants.

Les analyses groupées des données recueillies dans DEBATS et dans HYENA concernent 6 105 participants.

Comme la sécrétion de cortisol suit un rythme circadien, des sujets ont été exclus des analyses :

- les travailleurs en "trois-huit" ou travaillant la nuit,
- les personnes ayant des habitudes de sommeil atypiques,
- les personnes pour lesquelles il manque des données sur les concentrations de cortisol et la date et l'heure des prélèvements,
- les personnes ayant consommé des médicaments qui pourraient interférer avec la sécrétion de cortisol,
- et les personnes avec plus de 24h entre les deux prélèvements.

Finalement, les analyses concernant les concentrations de cortisol ont porté sur 1 331 sujets (22% des participants).

4.2. Descriptions

Dans un premier temps, la répartition des participants dans les modalités des facteurs de confusion a été réalisée en fonction des événements de santé. Des tests de khi-deux ont été appliqués pour comparer les distributions (entre les modalités), ainsi que des t-test et tests de

Fisher pour comparer les moyennes des variables continues parmi les classes des événements de santé étudiés.

4.3. Modèles de régression

Les niveaux de bruit ont été introduits dans les différents modèles en dizaines de dB(A). De ce fait, les ORs et autres coefficients ont été estimés dans les modèles pour une augmentation de 10 dB(A) des niveaux de bruit.

Des recherches récentes ont mis l'accent sur des caractéristiques physiologiques différentes chez les hommes et les femmes, conduisant à des différences dans la pathogénèse des maladies cardiovasculaires. Elles pourraient notamment expliquer les résultats différents observés dans la littérature pour les hommes et pour les femmes [60], [63], [272]. La littérature portant sur l'HTA et la concentration de cortisol est très parcimonieuse sur les différences liées au sexe. Les mécanismes expliquant ces différences ne sont que partiellement évoqués en raison de la complexité des interactions entre les gènes d'une part et des interactions gènes-environnement d'autre part. Par ailleurs, plusieurs études montrent que les hommes et les femmes ont une vision différente de leur état de santé général : les femmes ont tendance à juger leur santé plus sévèrement que les hommes, et à consommer davantage de médicaments en France [273]–[275]. Par conséquent, des analyses séparées, chez les hommes et chez les femmes ont été réalisées concernant l'association entre l'exposition au bruit des avions et l'état de santé perçu (Partie 3 §II -), ainsi que celle entre l'exposition au bruit des avions et la concentration de cortisol (Partie 3 §VI -).

Enfin, étant donné que la distribution des variables de cortisol (concentrations et variations absolue/relative) n'est pas normale, nous avons utilisé leur moyenne géométrique dans les modèles.

4.3.1. Régressions logistiques

Des modèles de régression logistique ont été utilisés pour estimer les risques de mauvais état de santé perçu, de détresse psychologique, de consommation de médicaments, et d'hypertension.

Concernant les analyses groupées des données recueillies dans DEBATS et dans HYENA, le recrutement des participants ayant été fait de manière aléatoire au sein de chaque pays, plusieurs modèles ont été envisagés pour prendre en compte le facteur "pays" :

- modèle mixte avec effet aléatoire sur l'intercept,
- modèle mixte avec effets aléatoires sur l'intercept et sur la pente de la variable "pays",

- modèle logistique avec la variable "pays" comme facteur de confusion,
- modèle logistique avec un terme d'interaction entre la variable "pays" et le niveau de bruit.

Un modèle mixte avec effet aléatoire sur l'intercept modélise les différences entre les pays, tandis qu'un effet aléatoire sur la pente de la variable "pays" modélise la différence d'effet du bruit entre les pays. Un modèle logistique avec la variable "pays" comme facteur de confusion considère que le facteur "pays" peut avoir un effet sur la variable d'intérêt et/ou sur l'exposition au bruit. Enfin, un modèle logistique avec un terme d'interaction entre la variable "pays" et le niveau de bruit considère à la fois un effet confondant de la variable "pays" et un effet du bruit différent selon le pays.

Une comparaison du critère AIC (Akaike information criterion) de chaque modèle a permis de sélectionner les modèles logistiques incluant la variable "pays" comme facteur de confusion, et un terme d'interaction entre le niveau de bruit et le pays lorsque ce dernier était statistiquement significatif.

4.3.2. Régressions linéaires

Les variables de cortisol (décrites Partie 2 §II.1.5) étant des variables continues, des modèles de régression linéaire ont été appliqués. Là encore, la variable "pays" a été incluse dans les modèles comme facteur de confusion, avec un terme d'interaction entre le niveau de bruit et le pays lorsque ce dernier était statistiquement significatif.

Étant donné que la distribution des concentrations de cortisol n'est pas normale, les variables de cortisol ont fait l'objet d'une transformation logarithmique. Ainsi, si l'on considère Y, une variable de cortisol, la valeur attendue de Y est multipliée par $\exp(\beta)$ pour chaque augmentation de 1 unité de X (facteur d'intérêt). Ainsi, pour interpréter les résultats, la valeur $\exp(\beta)$ est le multiplicateur à appliquer à la variable de cortisol considérée afin d'obtenir sa valeur attendue pour une augmentation de 10 dB(A) du niveau sonore.

4.3.3. Etude du rôle de la gêne due au bruit des avions et de la sensibilité au bruit

Comme plusieurs études suggèrent de tenir compte de la gêne due au bruit des avions et de la sensibilité au bruit, des analyses complémentaires ont été menées pour déterminer leur rôle dans les associations entre l'exposition au bruit des avions et les événements de santé considérés dans cette thèse :

- La gêne et la sensibilité au bruit ont été introduites alternativement ou simultanément dans les modèles, en plus de l'exposition au bruit des avions et des facteurs de confusion,
- Des analyses en sous-groupes ont été réalisées pour évaluer l'effet du bruit des avions sur les événements de santé considérés dans cette thèse, chez les participants fortement et pas fortement gênés par le bruit des avions d'une part, ainsi que chez les participants fortement sensibles ou pas fortement sensibles au bruit d'autre part.

Le terme d'interaction entre le niveau d'exposition au bruit et la gêne, ou entre le niveau d'exposition au bruit et la sensibilité a également été testé dans les modèles mesurant l'effet du bruit des avions sur les événements de santé considérés dans cette thèse.

4.3.4. Analyses de sensibilité

- Concernant les associations entre l'exposition au bruit des avions et la consommation de médicaments ou le risque d'hypertension, les analyses ont été dans un second temps restreintes aux participants âgés de 45 à 70 ans. En effet, les participants de HYENA devaient être âgés de 45 à 70 ans pour être recrutés, tandis qu'il n'y avait pas de telle restriction d'âge dans DEBATS.

- Concernant les associations entre la gêne due au bruit des avions ou la sensibilité au bruit et la consommation de médicaments ou le risque d'hypertension, comme il n'existe pas de consensus quant aux équivalences entre les modalités de réponse pour les variables Gêne et Sensibilité au bruit utilisées dans DEBATS et dans HYENA, des analyses de sensibilité ont porté sur des harmonisations différentes de ce qui a été présenté Partie 2 §II.2.2 et §II.2.3 :

- pour la gêne due au bruit des avions, au lieu de calculer un score moyen à partir du score pour la nuit et du score pour le jour, seul le score le plus élevé des deux a été conservé pour les participants à HYENA. Ce score a ensuite été harmonisé avec la variable issue des données de DEBATS selon la même procédure que celle utilisée pour les analyses principales (Cf. Partie 2 §II.2.2) ;
- pour la sensibilité au bruit, au lieu d'utiliser une unique question isolée à partir de l'échelle de Weinstein, le score complet calculé à partir de cette échelle a été considéré pour les participants à HYENA. Il a ensuite été harmonisé avec la variable issue des données de DEBATS en utilisant les tertiles standardisés sur les moyennes par pays.

- Concernant l'association entre l'exposition au bruit des avions et la sécrétion de cortisol, les concentrations de cortisol ont été déterminées par deux méthodes de dosage différentes (ELISA dans DEBATS et RIA dans HYENA). Des études ont rapporté des valeurs de cortisol constamment plus élevées, pour des mêmes échantillons, avec la méthode ELISA qu'avec la

méthode RIA. Par rapport à des échantillons témoins, la méthode RIA donnait des résultats beaucoup plus proches de la valeur attendue que la méthode ELISA [276]. Bien que les mesures ne concernaient que 10 échantillons, Baecher et *al.* (2013) ont utilisé un algorithme décrit par Passing et Bablock pour publier des équations de régression liant les concentrations de cortisol salivaire évaluées avec une méthode par rapport à une référence. Les équations de régression ont montré une forte relation linéaire entre les méthodes ELISA et RIA : $RIA = 0,92$ (IC 95 % : 0,87-1,03) \times $ELISA - 0,19$ (IC 95 % : -0,35 à -0,04) ; $r = 0,993$.

Cette dernière équation a été utilisée dans les analyses de sensibilité pour rendre comparables les concentrations de cortisol obtenues dans DEBATS et dans HYENA.

Par ailleurs, la stabilité des résultats concernant les associations sur la sécrétion de cortisol a été testée en retirant chaque pays de l'étude HYENA à tour de rôle des analyses.

Enfin, comme les femmes peuvent être sujettes aux troubles hormonaux de la ménopause, des analyses de sensibilité ont également été effectuées séparément pour les femmes de moins de 50 ans et de plus de 50 ans.

Les analyses statistiques ont été réalisées avec les logiciels SAS version 9.3, SAS version 9.4 (SAS Institute, Cary NC), et R version 3.3.3 [277].

Partie 3 : RÉSULTATS

I - DESCRIPTIONS

1. Nombre de participants étudiés pour chaque événement de santé

Le taux de participation à HYENA est différent d'un pays à l'autre, variant d'environ 30% Allemagne, en Italie et au Royaume-Uni, à 46% aux Pays-Bas, 56% en Grèce et 78% en Suède. Dans DEBATS, le taux de participation est d'environ 30%, il varie selon l'aéroport : 26% à Paris–Charles de Gaulle, 34% à Toulouse–Blagnac et 39% à Lyon–Saint-Exupéry. En revanche, il est relativement similaire dans les quatre classes d'exposition au bruit des avions qui ont permis de sélectionner les participants (voir Annexe 2).

Initialement, 1 244 sujets ont été inclus dans DEBATS et 4 861 sujets dans HYENA. Pour la détermination de la concentration de cortisol, tous les sujets de DEBATS étaient invités à fournir des échantillons de salive, tandis que dans HYENA, seuls les participants avec des valeurs extrêmes d'exposition au bruit l'ont été, soit 439 sujets.

Le Tableau 19 montre le nombre de participants sur lequel les analyses de ce travail de thèse ont porté et pour lequel une information existe pour chacune des variables incluses dans le modèle.

Tableau 19 : Nombre de sujets sur lequel porte les analyses de ce travail de thèse

| Associations étudiées | | Base de données | N final |
|-------------------------------------|------------------------------|-----------------|---------|
| Événements de santé | Facteurs d'intérêt | | |
| État de santé général perçu | Niveaux de bruit des avions | DEBATS | 1 221 |
| Détresse psychologique | Niveaux de bruit des avions | DEBATS | 1 222 |
| Consommation de médicaments | Niveaux de bruit des avions | DEBATS + HYENA | 5 866 |
| | Gêne due au bruit des avions | | 5 865 |
| | Sensibilité au bruit | | 5 856 |
| Risque d'hypertension | Niveaux de bruit des avions | DEBATS + HYENA | 5 867 |
| | Gêne due au bruit des avions | | 5 866 |
| | Sensibilité au bruit | | 5 857 |
| Concentration de cortisol salivaire | Niveaux de bruit des avions | DEBATS + HYENA | 1 300 |

2. Description des événements de santé

Le Tableau 20 présente les prévalences des événements de santé considérés dans ce manuscrit de thèse, ainsi que les moyennes géométriques et leur écart-type pour les indicateurs de cortisol. Les valeurs sont données pour chaque pays séparément, et pour l'ensemble des participants à DEBATS et HYENA rassemblés.

Dans DEBATS, 15,2% des participants perçoivent leur état de santé comme médiocre ou mauvais, et 21,3% sont considérés en état de détresse psychologique à partir du GHQ-12.

Dans les analyses groupées des données recueillies dans DEBATS et dans HYENA, des différences sont observées entre les pays :

- La prévalence de l'hypertension est plus élevée dans HYENA (55,3%) que dans DEBATS (34,7%) ;
- La consommation d'antihypertenseurs est plus élevée dans HYENA (27,6% des sujets) que dans DEBATS (16,0% des sujets) ;
- La consommation d'anxiolytiques est plus élevée dans DEBATS (6,1% des sujets) que dans HYENA (3,1% des sujets) ;
- La consommation d'hypnotiques et sédatifs est plus élevée dans DEBATS (3,9% des sujets) que dans HYENA (2,1% des sujets) ;
- Les moyennes géométriques des concentrations de cortisol sont plus élevées dans DEBATS (21,7 nmol.L⁻¹ le matin, et 4,7 nmol.L⁻¹ le soir) que dans HYENA (16,4 nmol.L⁻¹ le matin, et 2,5 nmol.L⁻¹ le soir) du fait de la méthode de dosage utilisée.

Tableau 20 : Description des événements de santé étudiés

| | DEBATS | HYENA | | | | | | HYENA | DEBATS + HYENA |
|--|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|-----------------|-----------------|
| | FR | UK | GE | NL | SW | GR | IT | | |
| Etat de santé perçu médiocre ou mauvais¹⁵ | 185 (15,2) | | | | | | | | |
| Détresse psychologique¹⁵ | 260 (21,3) | | | | | | | | |
| Hypertension¹⁵ | 419 (34,7) | 308 (52,7) | 550 (56,8) | 490 (55,9) | 534 (53,9) | 368 (59,7) | 329 (52,8) | 2 579 (55,3) | 2 998 (51,1) |
| Consommation de médicaments¹⁵ | | | | | | | | | |
| Antihypertenseurs | 195 (16,0) | 181 (30,9) | 315 (32,5) | 199 (22,9) | 221 (22,3) | 188 (30,4) | 180 (29,4) | 1 284 (27,6) | 1 479 (25,2) |
| Antiacides | 68 (5,6) | 62 (10,6) | 78 (8,1) | 83 (9,5) | 38 (3,8) | 29 (4,7) | 35 (5,7) | 325 (7,0) | 393 (6,7) |
| Anxiolytiques | 75 (6,1) | 6 (1,0) | 5 (0,5) | 42 (4,8) | 11 (1,1) | 26 (4,2) | 55 (9,0) | 145 (3,1) | 220 (3,8) |
| Hypnotiques et sédatifs | 48 (3,9) | 13 (2,2) | 10 (1,0) | 31 (3,6) | 30 (3,0) | 1 (0,2) | 12 (2,0) | 97 (2,1) | 145 (2,5) |
| Anxiolytiques hypnotiques et sédatifs | 114 (9,3) | 19 (3,3) | 14 (1,4) | 70 (8,0) | 37 (3,7) | 27 (4,4) | 64 (10,5) | 231 (5,0) | 345 (5,9) |
| Antidépresseurs | 44 (3,6) | 38 (6,5) | 29 (3,0) | 48 (5,5) | 53 (5,4) | 7 (1,1) | 18 (2,9) | 193 (4,2) | 237 (4,0) |
| Antiasthmatiques | 42 (3,4) | 50 (8,6) | 43 (4,4) | 44 (5,1) | 50 (5,1) | 19 (3,1) | 10 (1,6) | 216 (4,7) | 258 (4,4) |
| Cortisol¹⁶ | | | | | | | | | |
| Concentration cortisol Matin (nmol.L ⁻¹) | 21,7 (1,9) | 17,6 (1,9) | 17,6 (1,9) | 17,1 (1,8) | 17,8 (1,8) | 9,5 (2,5) | 18,6 (1,8) | 16,4 (2,0) | 20,1 (2,0) |
| Concentration cortisol Soir (nmol.L ⁻¹) | 4,7 (2,2) | 2,3 (2,4) | 2,2 (2,0) | 2,3 (2,1) | 3,4 (2,3) | 1,7 (2,3) | 3,2 (2,3) | 2,5 (2,3) | 4,0 (2,3) |
| Variation moyenne cortisol /heure (nmol.L ⁻¹ .H ⁻¹) | 1,5 (3,0) | 1,1 (2,1) | 0,9 (2,5) | 1,0 (2,0) | 0,8 (2,0) | 0,6 (2,8) | 0,9 (2,6) | 0,9 (2,3) | 1,3 (2,9) |
| Variation relative moyenne cortisol /heure | 0,07 (2,11) | 0,06 (1,41) | 0,05 (1,70) | 0,06 (1,49) | 0,05 (1,41) | 0,06 (1,92) | 0,05 (1,74) | 0,05 (1,61) | 0,06 (2,00) |

3. Description de la population d'étude

Le Tableau 21 présente les caractéristiques des participants. Nous nous sommes limités aux principaux facteurs de confusion utilisés dans ce travail de thèse.

¹⁵ N (%)

¹⁶ Moyenne (écart-type)

Tableau 21 : Caractéristiques des participants selon les principaux facteurs de confusion

| | DEBATS | HYENA | | | | | | HYENA | DEBATS + HYENA |
|---|----------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|-----------------|-----------------|
| | FR | UK | GE | NL | SW | GR | IT | | |
| Age (années)¹⁷ | 50,6 (15,6) | 58,0 (6,9) | 57,5 (7,3) | 58,5 (6,9) | 57,1 (6,7) | 58,3 (7,7) | 57,2 (6,8) | 57,7 (7,0) | 56,3 (9,9) |
| Sexe¹⁸ | | | | | | | | | |
| <i>Homme</i> | 549 (44,1) | 304 (50,7) | 467 (48,0) | 442 (49,2) | 518 (51,6) | 287 (45,2) | 386 (51,3) | 2 404 (49,5) | 2 953 (48,4) |
| <i>Femme</i> | 695 (55,9) | 296 (49,3) | 505 (52,0) | 456 (50,8) | 485 (48,4) | 348 (54,8) | 367 (48,7) | 2 457 (50,6) | 3 152 (51,6) |
| Niveau d'études¹⁸ | | | | | | | | | |
| <i>1er quartile</i> | 452 (36,3) | 129 (21,6) | 129 (13,3) | 167 (18,7) | 234 (23,4) | 259 (41,2) | 277 (37,8) | 1 195 (24,8) | 1 647 (27,1) |
| <i>2ème quartile</i> | 215 (17,3) | 157 (26,3) | 536 (55,3) | 315 (35,3) | 158 (15,8) | 25 (4,0) | 18 (2,5) | 1 209 (25,1) | 1 424 (23,5) |
| <i>3ème quartile</i> | 182 (14,6) | 197 (32,9) | 155 (16,0) | 237 (26,5) | 360 (35,9) | 78 (12,4) | 221 (30,2) | 1 248 (25,9) | 1 430 (23,6) |
| <i>4ème quartile</i> | 395 (31,8) | 115 (19,2) | 149 (15,4) | 174 (19,5) | 250 (25,0) | 267 (42,4) | 216 (29,5) | 1 171 (24,3) | 1 566 (25,8) |
| IMC (kg/m²)³ | 26,4 (5,3) | 27,9 (4,9) | 27,5 (5,0) | 26,7 (4,1) | 26,4 (4,4) | 28,2 (4,4) | 26,4 (4,6) | 27,1 (4,6) | 26,9 (4,8) |
| Consommation de tabac¹⁸ | | | | | | | | | |
| <i>Non-fumeur</i> | 625 (50,3) | 319 (53,3) | 307 (31,6) | 390 (43,8) | 375 (37,4) | 224 (35,6) | 353 (47,8) | 1 968 (40,7) | 2 593 (42,7) |
| <i>Ancien fumeur</i> | 330 (26,5) | 205 (34,2) | 367 (37,8) | 291 (32,7) | 440 (43,9) | 144 (22,9) | 214 (29,0) | 1 661 (34,4) | 1 991 (32,8) |
| <i>1 à 10 unités¹⁹/jour</i> | 175 (14,1) | 27 (4,5) | 79 (8,1) | 69 (7,8) | 85 (8,5) | 57 (9,1) | 60 (8,1) | 377 (7,8) | 552 (9,1) |
| <i>11 à 20 unités¹⁹/jour</i> | 68 (5,5) | 31 (5,2) | 130 (13,4) | 85 (9,6) | 85 (8,5) | 87 (13,8) | 92 (12,4) | 510 (10,6) | 578 (9,5) |
| <i>> 20 unités¹⁹/jour</i> | 45 (3,6) | 17 (2,8) | 89 (9,2) | 55 (6,2) | 18 (1,8) | 117 (18,6) | 20 (2,7) | 316 (6,5) | 361 (5,9) |
| Consommation d'alcool¹⁸ | | | | | | | | | |
| <i>Non</i> | 348 (28,2) | 193 (32,5) | 315 (32,4) | 177 (20,0) | 247 (24,7) | 236 (37,7) | 173 (26,9) | 1 341 (28,4) | 1 689 (28,4) |
| <i>1 à 7 unités²⁰/jour</i> | 637 (51,7) | 215 (36,3) | 497 (51,1) | 341 (38,5) | 633 (63,2) | 268 (42,8) | 224 (34,8) | 2 178 (46,1) | 2 815 (47,3) |
| <i>8 à 14 unités²⁰/jour</i> | 193 (15,7) | 91 (15,3) | 96 (9,9) | 186 (21,0) | 97 (9,7) | 65 (10,4) | 120 (18,7) | 655 (13,9) | 848 (14,2) |
| <i>> 14 unités²⁰/jour</i> | 54 (4,4) | 94 (15,9) | 64 (6,6) | 181 (20,5) | 25 (2,5) | 57 (9,1) | 126 (19,6) | 547 (11,6) | 601 (10,1) |
| Activité physique¹⁸ | | | | | | | | | |
| <i>Peu ou pas du tout</i> | 686 (55,3) | 396 (66,3) | 436 (44,9) | 351 (39,2) | 508 (51,0) | 304 (48,3) | 504 (67,1) | 2 499 (51,6) | 3 185 (52,4) |
| <i>Régulièrement</i> | 555 (44,7) | 201 (33,7) | 536 (55,1) | 545 (60,8) | 488 (49,0) | 326 (51,7) | 247 (32,9) | 2 343 (48,4) | 2 898 (47,6) |

¹⁷ Moyenne (écart-type)

¹⁸ N (%)

¹⁹ Cigarettes, pipes et cigares comptant tous pour une unité

²⁰ 10 mL d'éthanol pur

Conformément au critère d'âge appliqué lors du recrutement dans les deux études (voir Annexes 2 et 3), les participants à HYENA sont en moyenne significativement plus âgés (57,7 ans) que ceux inclus dans DEBATS (50,6 ans) ($p < 0.0001$).

La répartition hommes-femmes varie selon les pays. Globalement, plus de femmes ont participé à DEBATS (55,9%) qu'à HYENA (51,6%) ($p = 0,001$).

La comparaison du niveau d'éducation entre les pays est rendue difficile par les différences au niveau des systèmes scolaires de chaque pays. Cependant, après standardisation sur la moyenne du nombre d'années d'études, il y a une différence statistiquement significative entre les participants de DEBATS et de HYENA : la proportion de participants de HYENA est supérieure à celle de DEBATS dans les plus hauts quartiles du niveau d'éducation ($p < 0,0001$).

L'IMC des participants est relativement similaire entre les pays.

Le pourcentage de non-fumeurs est plus important au Royaume-Uni (53,3%) et en France (50,3%), tandis que la Grèce affiche le pourcentage le plus élevé de participants fumant plus de 20 unités/jour (18,6%).

C'est en Grèce que l'on observe le pourcentage le plus élevé de participants ne consommant pas d'alcool (37,7%), tandis que les Pays-Bas présentent le pourcentage le plus élevé de participants déclarant boire en moyenne plus de 14 unités par jour (20,5%).

Enfin, la proportion de participants déclarant pratiquer régulièrement une activité physique est la plus élevée aux Pays-Bas (60,8%), et la plus faible en Italie (32,9%).

4. Description des facteurs d'intérêt

Le Tableau 22 donne les moyennes des niveaux de bruit par pays pour l'ensemble des participants inclus dans DEBATS et dans HYENA, ainsi que la répartition par pays de ces derniers selon leur niveau de gêne due au bruit des avions, et selon leur sensibilité au bruit.

Les participants du Royaume-Uni présentent les valeurs d'exposition au bruit des avions les plus élevées (valeur moyenne de 59,5 dB(A) en L_{den}), tandis que les participants en Italie sont les moins exposés (valeur moyenne de 48,3 dB(A) en L_{den}). Globalement, l'exposition au bruit des avions est similaire pour les participants de DEBATS (valeur moyenne de 54,1 dB(A) en L_{den}) et les participants de HYENA (valeur moyenne de 53,7 dB(A) en L_{den}).

La proportion de participants fortement gênés par le bruit des avions varie entre 10,2% en Suède et 43,7% en Grèce. Il n'y a pas de différence statistiquement significative pour la prévalence de sujets fortement gênés dans DEBATS (18,2%) et dans HYENA (20,1%) ($p = 0,12$).

Un participant sur quatre (25,4%) se déclare très sensible au bruit en Suède, tandis que près d'un participant sur deux (44,5%) se déclare très sensible au bruit en Italie. Les sujets sont davantage "moyennement sensibles" dans DEBATS (48%), tandis qu'ils sont plutôt répartis aux extrêmes dans HYENA (39,1% faiblement sensible au bruit, et 33,7% fortement sensible au bruit) ($p < 0,0001$).

Tableau 22 : Distribution des participants selon les facteurs d'intérêt étudiés

| | DEBATS | HYENA | | | | | | HYENA | DEBATS + HYENA |
|--|----------------|----------------|----------------|---------------|---------------|---------------|----------------|-----------------|-----------------|
| | FR | UK | GE | NL | SW | GR | IT | | |
| Niveaux de bruit dB(A)²¹ | | | | | | | | | |
| L_{Aeq, 16h} | 51,7 (6,0) | 57,3 (9,7) | 50,9 (10,7) | 54,6 (6,3) | 52,3 (8,6) | 52,4 (7,2) | 46,2 (10,2) | 52,1 (9,5) | 52,0 (8,9) |
| L_{Aeq, 24h} | 50,7 (5,2) | 56,0 (9,7) | 49,2 (10,7) | 53,0 (6,3) | 50,9 (8,0) | 51,0 (7,0) | 45,1 (9,6) | 50,7 (9,2) | 50,7 (8,6) |
| L_{den} | 54,1 (5,8) | 59,5 (9,7) | 52,2 (10,4) | 55,7 (6,5) | 53,7 (7,0) | 53,8 (6,3) | 48,3 (8,5) | 53,7 (8,8) | 53,8 (8,3) |
| L_{night} | 45,1 (6,5) | 49,3 (10,6) | 40,2 (10,0) | 42,2 (8,9) | 39,5 (7,9) | 41,8 (4,6) | 34,8 (6,1) | 40,9 (9,2) | 41,8 (8,9) |
| Gêne due au bruit des avions²² | | | | | | | | | |
| <i>Pas fortement gêné</i> | 1018 (81,8) | 406 (67,7) | 818 (84,2) | 796 (88,8) | 901 (89,8) | 355 (56,3) | 600 (79,8) | 3 876 (79,9) | 4 894 (80,3) |
| <i>Fortement gêné</i> | 226 (18,2) | 194 (32,3) | 154 (15,8) | 100 (11,2) | 102 (10,2) | 275 (43,7) | 152 (20,2) | 977 (20,1) | 1 203 (19,7) |
| Sensibilité au bruit²² | | | | | | | | | |
| <i>Faiblement sensible</i> | 273 (22,1) | 133 (22,4) | 390 (40,2) | 368 (41,1) | 524 (52,2) | 214 (34,0) | 263 (35,0) | 1 892 (39,1) | 2 165 (35,6) |
| <i>Moyennement sensible</i> | 593 (48,0) | 198 (33,4) | 283 (29,1) | 297 (33,2) | 224 (22,3) | 166 (26,3) | 154 (20,5) | 1 322 (27,3) | 1 915 (31,5) |
| <i>Fortement sensible</i> | 369 (29,9) | 262 (44,2) | 298 (30,7) | 230 (25,7) | 255 (25,4) | 250 (39,7) | 335 (44,5) | 1 630 (33,7) | 1 999 (32,9) |

²¹ Moyenne (écart-type)

²² N (%)

II - EFFETS DE L'EXPOSITION AU BRUIT DES AVIONS SUR L'ÉTAT DE SANTÉ PERÇU

Baudin, C., Lefèvre, M., Champelovier, P., Lambert, J., Laumon, B., Evrard, A.-S. Self-rated health status in relation to aircraft noise exposure, noise annoyance or noise sensitivity: the results of a cross-sectional study in France. Environ.

Submitted as an Original Article in Noise and Health in October 2019.

Self-rated health status in relation to aircraft noise exposure, noise annoyance or noise sensitivity: the results of a cross-sectional study in France

Clémence BAUDIN¹, Marie LEFÈVRE^{1,2}, Patricia CHAMPELOVIER³, Jacques LAMBERT^{3,4}, Bernard LAUMON⁵, Anne-Sophie EVRARD¹

¹ *Univ Lyon, Université Claude Bernard Lyon1, IFSTTAR, UMRESTTE, UMR T_9405, Bron, France*

² *Now at: Technical Agency for Information on Hospital Care, Lyon, France*

³ *IFSTTAR, Planning, Mobilities and Environment Department, Dynamics of Mobility Changes Team, Bron, France*

⁴ *Currently retired, Villeurbanne, France*

⁵ *IFSTTAR, Transport, Health and Safety Department, Bron, France*

Abstract: *Background:* Many studies have demonstrated the adverse effects of aircraft noise exposure on health, such as annoyance, sleep disturbance, cardiovascular diseases, and alteration of cognitive performances among children. Fewer studies have considered self-rated health status in relation to this exposure and the role of aircraft noise annoyance or noise sensitivity in this relationship. *Objective:* The aim of the present study was to investigate the association between aircraft noise exposure and self-rated health status of people living near airports in France and to consider aircraft noise annoyance and noise sensitivity in this association. *Methods:* This study included 1,230 residents older than 18 and living close to three French airports: Paris-Charles-de-Gaulle, Toulouse-Blagnac, and Lyon-Saint-Exupéry. Information on their self-rated health status (SRHS), demographic and socio-economic characteristics and lifestyle factors, as well as their annoyance due to aircraft noise and their sensitivity to noise was collected during a face-to-face interview. Outdoor aircraft noise

exposure was estimated for each participant's home address based on noise maps. Associations between this exposure and SRHS were investigated using logistic regressions including relevant confounders. Results: Noise sensitivity was associated with SRHS (OR = 1.74, 95% CI 1.13-2.68 among women, OR = 1.71, 95% CI 0.95-3.06 among men, for those with high sensitivity compared to those with low sensitivity to noise), whereas aircraft noise annoyance was associated with SRHS only in men (OR = 1.80, 95% CI 1.00-3.26 among men, OR = 1.09, 95% CI 0.64-1.84 among women, for highly annoyed people vs. not highly annoyed people). A significant association was shown between aircraft noise exposure in terms of LAeq, 24h, LAeq, 6h22h, Lnight and weakened SRHS, in men only. This association was at the borderline of statistical significance for Lden (OR = 1.53, 95% CI 0.99-2.35, for a 10 dB(A)-increase in Lden). It was higher in men who considered themselves highly sensitive to noise (OR = 3.18, 95% CI 1.17-8.67, for a 10 dB(A)-increase in Lden) compared to those not highly sensitive to noise (OR = 1.17, 95% CI 0.69-1.97, for a 10 dB(A)-increase in Lden). Conclusions: The present study suggests a positive association between aircraft noise exposure and weakened self-rated health status. This association was significant only among men. Moreover, the results support the hypothesis that noise sensitivity would have a moderating role in this association, which would not be the case for noise annoyance. However, the mediating effect of annoyance cannot be excluded.

Key words: Epidemiology; aircraft noise exposure; general health; self-rated health status.

1. Introduction

Self-rated health status can be considered as an indicator of quality of life and mortality [278]. This is a self-assessment of general health which can reflect some aspects that are difficult to detect clinically, such as the first stage of illness, severity of disease, psychological and physiological resources, and social functioning [134]. There is much evidence that self-rated health can be used to predict mortality and life expectancy in the general population [279]–[284]. It has been shown that this indicator is not just a physical but a multidimensional concept taking into account relevant information such as health practices and lifestyle, functional, coping and wellbeing dimensions [124], [285].

Although the relevance of this indicator has been shown, very few studies have investigated the effects of transportation noise on general health of the population, in particular of the one living near airports. Franssen *et al.* used the single question: “How is your health in general?” [286]. They found a poorer self-rated health associated with an increased exposure to aircraft noise around Schiphol airport in Amsterdam. In contrast, two other studies used specific

questionnaires to evaluate self-perceived health. In the Metropolitan Minnesota study, Meister *et al.* found lower health scores on the Medical Outcome Study Short Form-36 Health Survey Scale [130] for the two neighborhoods that were exposed to higher aircraft noise levels [195]. In the Kadena air base study, Hiramatsu *et al.* showed that health and well-being evaluated with the Todai Health Index [131] were adversely affected by exposure to military aircraft noise [194].

Previous studies dealing with health effects of aircraft noise exposure suggest that annoyance due to aircraft noise and sensitivity to noise should be included in future analyses [43], [212], [252], [287]. Indeed, these two factors have been found to be directly associated to many health effects like medication use, psychological distress, coronary heart and cardiovascular mortality [121], [251], [288]. Furthermore, some studies have shown that both factors could have a moderating or mediating role in the relationships between aircraft noise exposure and health outcomes like medication use, psychological distress, and hypertension [197], [210], [212], [252], [254]. However, very few studies investigated the direct association between annoyance due to noise or noise sensitivity and self-rated health, but they have found that traffic noise annoyance and noise sensitivity were both associated with self-rated health status. Baliatsas *et al.* showed that the higher the noise sensitivity, the poorer the perceived health status [243]. Both Ou *et al.* and Riedel *et al.* found that noise annoyance was associated to a weaker self-rated health status [244], [245]. Only two studies have examined the role of noise annoyance and noise sensitivity in the relationship between aircraft noise exposure and self-rated health [43], [207]. Fyhri and Klæboe suggested that noise sensitivity could act as a mediator of the effect of noise on health events [43], and Tarnopolsky *et al.* raised the hypothesis that noise annoyance could be an intermediate step between noise exposure and self-reported symptoms [207].

The present paper addresses more specifically the issue of self-rated health status in relation to aircraft noise exposure within the DEBATS research program (Discussion on the health effects of aircraft noise) which is the first in France to investigate the effects of aircraft noise exposure on health in populations living near airports. The question of whether increased levels of aircraft noise, noise annoyance, or noise sensitivity are associated with weakened self-rated health status is raised. Then, the potential moderating or mediating role of aircraft noise annoyance and noise sensitivity on the relationship between aircraft noise levels and self-rated health status have been investigated. Finally, as women tend to judge their health more severely than men in France [274], [275], analyses were performed a priori for men and women separately.

2. Methods

2.1. Study Population

The present cross-sectional analysis of the DEBATS study included people over 18 years of age at the time of the interview, and living in the study area around the following three French international airports: Paris-Charles de Gaulle, Lyon Saint-Exupéry, and Toulouse-Blagnac [67]. The study area was defined based on existing noise contours near airports in terms of L_{den} : <50 , $50-54$, $55-59$ and ≥ 60 dB(A). The L_{den} is the “general purpose” indicator defined in the EU directive 2002/49 relating to the assessment and management of environmental noise. It is defined as the weighted average of sound levels during daytime (06:00 to 18:00), evening (18:00 to 22:00), and night-time (22:00 to 6:00), where evening and night sound pressure levels received a 5 dB(A) and a 10 dB(A) penalty respectively to reflect the extra sensitivity to noise during the evening and the night. To ensure sufficient participants were exposed to aircraft noise levels higher than 60 dB(A) and lower than 50 dB(A), stratified random sampling was used to achieve contrasts in aircraft noise exposure, based on these noise contour maps.

Participants were selected at random from a phone directory, based on their address in the study area. People were contacted by phone and included in the study when they agreed to participate. They signed and returned an informed consent by mail. The study was approved by ethics committees in France.

Data were collected on 1,244 participants (549 men and 695 women) in 2013 [60]. All the participants responded to a questionnaire during a face-to-face interview at their place of residence. This questionnaire collected demographic and socioeconomic information, lifestyle factors including smoking, alcohol consumption, and physical activity, personal medical history in terms of sleep disturbance, cardiovascular diseases, anxiety, depressive disorders, medication use, annoyance due to noise and sensitivity to noise. Blood pressure and anthropometric measurements (weight, height and waist circumference) were also recorded, and saliva samples were also taken to determine cortisol levels.

The analyses presented in this paper were carried out on the 1,230 participants (690 women and 540 men) who had completed information for all the covariates included in the model.

2.2. Exposure assessment

Aircraft noise exposure was estimated at the place of residence of the participants, in front of the buildings, based on noise maps produced with the “Integrated Noise Model” (INM) [289] by Paris Airports and by the French Civil Aviation Authority for Toulouse-Blagnac and Lyon

Saint-Exupéry airports. The INM is an internationally well-established computer model that evaluates aircraft noise impacts near airports and outputs noise contours for an area. Outdoor aircraft noise exposure was assessed in 1-dBA intervals for each participant by linking his/her home address to the noise contours using geographical information systems (GIS) methods. Four noise indicators referring to three different periods of the day were derived and used for the statistical analyses: L_{den} , $L_{Aeq,24hr}$, $L_{Aeq,6hr-22hr}$, and L_{night} . The L_{den} was used to select the participants. The $L_{Aeq,24hr}$, $L_{Aeq,6hr-22hr}$ and L_{night} correspond to average sound levels during the corresponding period of time.

2.3. Self-rated health status

Self-rated health status (SRHS) was measured with a single question during the face-to-face interview: “*In general, would you say that your health is excellent, good, fair, or poor?*”. In the statistical analyses, the participants who reported a fair or poor self-rated health status were referred to as weakened self-rated health status and were compared to those with an excellent or good self-rated health status.

2.4. Aircraft noise annoyance

Aircraft noise annoyance was assessed by the standardized question recommended by the International Commission on the Biological Effects of Noise (Icben) [44] using a verbal five-point answer scale as follows: “Thinking about the last 12 months when you are at home, how much does aircraft noise bother, disturb or annoy you? Extremely, very, moderately, slightly or not at all?”. Then, following the recommendations of Guski et al., extremely or very annoyed participants were considered as highly annoyed people, and compared to moderately, slightly and not at all annoyed participants considered as not highly annoyed people.

2.5. Noise sensitivity

Noise sensitivity was assessed by a five-point question where participants had to estimate their own sensitivity: “Regarding noise in general, compared to people around you, do you think that you are: less sensitive than, or as sensitive as, or more sensitive than people around you?”. Participants reporting to be more sensitive than people around them were considered as highly sensitive to noise, and compared to participants declaring to be less or as sensitive as people around them considered as not highly sensitive people.

2.6. Confounding factors

The major potential confounders often discussed in the literature were obtained from the questionnaire and introduced in multivariate regression models together with aircraft noise

exposure: gender (dichotomous), age (six categories: 18-34; 35-44; 45-54; 55-64; 65-75; >75 years old), country of birth (two categories: French-born/foreign-born), smoking habits (four categories: non/ex/occasional/daily smoker), number of people in the dwelling (four categories: 1; 2; 3; 4 and more), and household monthly income (three categories: < 2300 euros (2,600 US\$); 2300-4000 euros (2,600 – 4,500 US\$); \geq 4000 euros (4,500 US\$)).

Alcohol consumption (four categories: no/light/moderate/heavy drinker) was initially included in the regression model. However, as it did not contribute significantly to the model and did not have any impact on the effect estimate of noise, it was not included in the final model.

2.7. Statistical analysis

Logistic regression models were used to study the association between aircraft noise exposure and SRHS. The M0 model included aircraft noise levels as the exposure of interest, together with potential confounders as covariates. Compared to the M0 model, the M1 model has in addition included aircraft noise annoyance while the M2 model has in addition included noise sensitivity. The M3 model included aircraft noise annoyance as the primary factor of interest, together with potential confounders (without aircraft noise levels). The M4 model included noise sensitivity as the primary factor of interest, together with potential confounders (without aircraft noise levels). The M5 model corresponds to the M1 model stratified in highly annoyed people and in those who are not. The M6 model corresponds to the M1 model stratified in highly sensitive people and in those who are not.

Statistical analyses were stratified for gender and performed for the four noise indicators (L_{den} , $L_{Aeq,24hr}$, $L_{Aeq,6hr-22hr}$ and L_{night}) separately.

The linearity of the relationship between aircraft noise exposure and SRHS was tested using generalized additive models, including a smooth cubic function with linear and quadratic terms for aircraft noise exposure [290]. As the quadratic term was not significant in these models, the association with the continuous exposure variable per 10 dB(A) increase was ultimately estimated and presented in the present paper.

All the statistical analyses were conducted using SAS 9.3 (SAS Software [program] 9.3 version. USA: Cary North Carolina, USA 2011).

3. Results

Tableau 23 presents the characteristics of the 1,230 participants according to the covariates, stratified by aircraft noise exposure levels (L_{den}). The prevalence of weakened SRHS in the DEBATS study population was 15% in men and 16% in women. It increases among aircraft

noise categories, from 15.2% in the <50 dB(A) category to 17.1% in the ≥ 60 dB(A) category for women, and from 9.2% in the <50 dB(A) category to 16.0% in the 55-59 dB(A) category for men.

For women, some differences appeared between noise exposure categories in terms of L_{den} (<0.05) for age and country of birth: women tend to be older and were more likely born in a foreign country in the highest noise category. For both genders, differences between noise categories appeared for annoyance due to aircraft noise: the more people were exposed to noise, the more annoyed they were ($p < 0.0001$). No difference was found for noise sensitivity between noise categories for either women or men ($p = 0.48$ and $p = 0.62$ for women and men respectively).

Tableau 23 : Characteristics N(%) of the 1,230 participants in the DEBATS study according to the potential confounding factors, stratified on aircraft noise exposure levels (L_{den} in dB(A))

| | WOMEN (N=690) | | | | <i>p-value</i> | MEN (N=540) | | | | <i>p-value</i> |
|--|-------------------------------|------------|------------|------------|-----------------|-------------------------------|------------|-----------|-----------|----------------|
| | Aircraft noise levels (dB(A)) | | | | | Aircraft noise levels (dB(A)) | | | | |
| | < 50 | 50-54 | 55-59 | ≥ 60 | | < 50 | 50-54 | 55-59 | ≥ 60 | |
| Self-rated health status (SRHS) | | | | | <i>0.93</i> | | | | | <i>0.08</i> |
| Excellent or good | 139 (84.8) | 140 (84.3) | 162 (85.3) | 145 (82.9) | | 138 (90.8) | 120 (85.1) | 98 (79.7) | 110 (84) | |
| Weakened | 25 (15.2) | 26 (15.7) | 28 (14.7) | 30 (17.1) | | 14 (9.2) | 21 (14.9) | 25 (20.3) | 21 (16) | |
| Age | | | | | <i>0.05</i> | | | | | <i>0.63</i> |
| 18-34 | 48 (29.3) | 33 (19.9) | 41 (21.6) | 30 (17.1) | | 20 (13.2) | 21 (14.9) | 18 (14.6) | 15 (11.5) | |
| 35-44 | 36 (22) | 30 (18.1) | 33 (17.4) | 31 (17.7) | | 25 (16.4) | 32 (22.7) | 29 (23.6) | 20 (15.3) | |
| 45-54 | 26 (15.9) | 36 (21.7) | 42 (22.1) | 29 (16.6) | | 40 (26.3) | 30 (21.3) | 32 (26) | 30 (22.9) | |
| 55-64 | 35 (21.3) | 35 (21.1) | 35 (18.4) | 40 (22.9) | | 37 (24.3) | 26 (18.4) | 19 (15.4) | 33 (25.2) | |
| 65-74 | 15 (9.1) | 21 (12.7) | 21 (11.1) | 33 (18.9) | | 26 (17.1) | 24 (17) | 18 (14.6) | 26 (19.8) | |
| ≥75 | 4 (2.4) | 11 (6.6) | 18 (9.5) | 12 (6.9) | | 4 (2.6) | 8 (5.7) | 7 (5.7) | 7 (5.3) | |
| Country of birth | | | | | <i><0.01</i> | | | | | <i>0.70</i> |
| France-born | 150 (91.5) | 146 (88) | 150 (78.9) | 149 (85.1) | | 128 (84.2) | 121 (85.8) | 99 (80.5) | 110 (84) | |
| Foreign-born | 14 (8.5) | 20 (12) | 40 (21.1) | 26 (14.9) | | 24 (15.8) | 20 (14.2) | 24 (19.5) | 21 (16) | |
| Smoking habits | | | | | <i>0.14</i> | | | | | <i>0.79</i> |
| Non smoker | 76 (46.3) | 91 (54.8) | 111 (58.4) | 101 (57.7) | | 64 (42.1) | 67 (47.5) | 59 (48) | 56 (42.7) | |
| Ex-smoker | 47 (28.7) | 30 (18.1) | 36 (18.9) | 36 (20.6) | | 57 (37.5) | 43 (30.5) | 39 (31.7) | 42 (32.1) | |
| Occasional or daily smoker | 41 (25) | 45 (27.1) | 43 (22.6) | 38 (21.7) | | 31 (20.4) | 31 (22) | 25 (20.3) | 33 (25.2) | |

| | WOMEN (N=690) | | | | | MEN (N=540) | | | | |
|---|-------------------------------|------------|------------|------------|-----------------|-------------------------------|------------|------------|------------|-----------------|
| | Aircraft noise levels (dB(A)) | | | | <i>p-value</i> | Aircraft noise levels (dB(A)) | | | | <i>p-value</i> |
| | < 50 | 50-54 | 55-59 | ≥ 60 | | < 50 | 50-54 | 55-59 | ≥ 60 | |
| Number of people into the dwelling | | | | | <i>0.39</i> | | | | | <i>0.32</i> |
| 1 | 31 (18.9) | 35 (21.1) | 43 (22.6) | 49 (28) | | 31 (20.4) | 28 (19.9) | 24 (19.5) | 19 (14.5) | |
| 2 | 60 (36.6) | 53 (31.9) | 60 (31.6) | 66 (37.7) | | 57 (37.5) | 46 (32.6) | 38 (30.9) | 56 (42.7) | |
| 3 | 25 (15.2) | 28 (16.9) | 34 (17.9) | 22 (12.6) | | 20 (13.2) | 24 (17) | 29 (23.6) | 25 (19.1) | |
| ≥ 4 | 48 (29.3) | 50 (30.1) | 53 (27.9) | 38 (21.7) | | 44 (28.9) | 43 (30.5) | 32 (26) | 31 (23.7) | |
| Household monthly income | | | | | <i>0.45</i> | | | | | <i>0.63</i> |
| ≥ 4,000 euros (4,500 US\$) | 35 (21.3) | 42 (25.3) | 43 (22.6) | 31 (17.7) | | 44 (28.9) | 45 (31.9) | 41 (33.3) | 38 (29) | |
| 2,300 - 4,000 euros (2,600 – 4,500 US\$) | 67 (40.9) | 57 (34.3) | 74 (38.9) | 62 (35.4) | | 63 (41.4) | 52 (36.9) | 40 (32.5) | 59 (45) | |
| < 2,300 euros (2,600 US\$) | 62 (37.8) | 67 (40.4) | 73 (38.4) | 82 (46.9) | | 45 (29.6) | 44 (31.2) | 42 (34.1) | 34 (26) | |
| Noise sensitivity | | | | | <i>0.52</i> | | | | | <i>0.68</i> |
| Not highly sensitive | 110 (67.1) | 105 (63.3) | 133 (70) | 111 (64.2) | | 112 (75.7) | 100 (71.4) | 92 (75.4) | 101 (77.7) | |
| Highly sensitive | 54 (32.9) | 61 (36.7) | 57 (30) | 62 (35.8) | | 36 (24.3) | 40 (28.6) | 30 (24.6) | 29 (22.3) | |
| Annoyance due to aircraft noise | | | | | <i><0.01</i> | | | | | <i><0.01</i> |
| Not highly annoyed | 157 (95.7) | 143 (86.1) | 148 (77.9) | 121 (69.1) | | 135 (88.8) | 124 (87.9) | 99 (80.5) | 90 (68.7) | |
| Highly annoyed | 7 (4.3) | 23 (13.9) | 42 (22.1) | 54 (30.9) | | 17 (11.2) | 17 (12.1) | 24 (19.5) | 41 (31.3) | |
| TOTAL | 164 | 166 | 190 | 175 | | 152 | 141 | 123 | 131 | |

Tableau 24 shows the odds-ratios (ORs) and their 95% confidence intervals (CIs) for weakened SRHS in relation to aircraft noise exposure, aircraft noise annoyance and noise sensitivity. No relationship was found between aircraft noise exposure and weakened SRHS for women, regardless of the noise indicator, and the inclusion of confounding factors in the model (M0 model). In contrast, the association between aircraft noise exposure and weakened SRHS was at the borderline of statistical significance among men (OR = 1.53, 95% CI 0.99-2.35, for a 10 dB(A)-increase in L_{den}). It was significant for the other noise indicators (M0 model). A significant association was observed in women between noise sensitivity and weakened SRHS (OR = 1.74, 95% CI 1.13-2.68 for highly sensitive women vs. not highly sensitive women) (M4 model). In men, a significant association was observed between aircraft noise annoyance and weakened SRHS (OR = 1.80, 95% CI 1.00-3.26 for highly annoyed men vs. not highly annoyed men) (M3 model). When aircraft noise annoyance was included as a covariate in the M0 model, the association between aircraft noise levels and weakened SRHS in men became lower and non-significant (OR = 1.42, 95% CI 0.91-2.21, for a 10 dB(A)-increase in L_{den}) (M1 model).

Tableau 24 : Odds-ratios for weakened self-rated health status (SRHS) in relation to aircraft noise exposure, annoyance due to aircraft noise and sensitivity to noise

| | WOMEN | | MEN | | |
|---------------------------------------|---------------------------------------|-------------|-------------|-------------|--------------------|
| | OR | 95% CI | OR | 95% CI | |
| M0 model | $LA_{eq. 24h}^a$ | 0.96 | (0.64-1.44) | 1.67 | (1.03-2.69) |
| | $LA_{eq. 6h22h}^a$ | 0.95 | (0.66-1.35) | 1.60 | (1.04-2.46) |
| | L_{den}^a | 1.00 | (0.69-1.44) | 1.53 | (0.99-2.35) |
| | L_{night}^a | 1.00 | (0.72-1.40) | 1.55 | (1.03-2.34) |
| M1 model | $LA_{eq. 24h}^a$ | 0.94 | (0.61-1.43) | 1.54 | (0.94-2.51) |
| | Aircraft noise annoyance ^b | 1.11 | (0.64-1.92) | 1.60 | (0.87-2.94) |
| | $LA_{eq. 6h22h}^a$ | 0.93 | (0.64-1.34) | 1.49 | (0.96-2.32) |
| | Aircraft noise annoyance ^b | 1.12 | (0.65-1.94) | 1.59 | (0.86-2.93) |
| | L_{den}^a | 0.98 | (0.67-1.44) | 1.42 | (0.91-2.21) |
| | Aircraft noise annoyance ^b | 1.10 | (0.63-1.89) | 1.61 | (0.87-2.97) |
| | L_{night}^a | 0.99 | (0.70-1.40) | 1.44 | (0.95-2.20) |
| Aircraft noise annoyance ^b | 1.09 | (0.63-1.88) | 1.59 | (0.86-2.92) | |

| | <i>WOMEN</i> | | <i>MEN</i> | | |
|--------------------------------|---------------------------------------|--------------------|--------------------|---------------|--------------------|
| | <i>OR</i> | <i>95% CI</i> | <i>OR</i> | <i>95% CI</i> | |
| M2 model | LA _{eq. 24h} ^a | 0.96 | (0.64-1.45) | 1.72 | (1.06-2.79) |
| | Noise sensitivity ^c | 1.74 | (1.13-2.68) | 1.75 | (0.98-3.16) |
| | LA _{eq. 6h22h} ^a | 0.94 | (0.66-1.35) | 1.67 | (1.08-2.58) |
| | Noise sensitivity ^c | 1.74 | (1.13-2.69) | 1.75 | (0.97-3.15) |
| | L _{den} ^a | 1.00 | (0.69-1.45) | 1.59 | (1.02-2.47) |
| | Noise sensitivity ^c | 1.74 | (1.13-2.68) | 1.76 | (0.98-3.16) |
| | L _{night} ^a | 1.01 | (0.72-1.41) | 1.63 | (1.07-2.48) |
| Noise sensitivity ^c | 1.74 | (1.13-2.68) | 1.79 | (0.99-3.23) | |
| M3 model | Aircraft noise annoyance ^b | 1.09 | (0.64-1.84) | 1.80 | (1.00-3.26) |
| M4 model | Noise sensitivity ^c | 1.74 | (1.13-2.68) | 1.71 | (0.95-3.06) |

^a Per 10 dB(A) increase

^b Odds ratio for highly annoyed people compared to those not highly annoyed

^c Odds ratio for people highly sensitive to noise compared to those not highly sensitive to noise

M0 Model including noise levels, age, country of birth, smoking habits, number of people in the dwelling, household monthly income. M1 Model including aircraft noise annoyance, noise levels, age, country of birth, smoking habits, number of people in the dwelling, household monthly income. M2 Model including noise sensitivity, noise levels, age, country of birth, smoking habits, number of people in the dwelling, household monthly income. M3 Model including aircraft noise annoyance, age, country of birth, smoking habits, number of people in the dwelling, household monthly income. M4 Model including noise sensitivity, age, country of birth, smoking habits, number of people in the dwelling, household monthly income.

Bold values are statistically significant $p \leq 0.05$.

Tableau 25 presents the ORs for the relationship between aircraft noise exposure and weakened SRHS according to two subgroups of annoyance due to aircraft noise or sensitivity to noise. This association was higher in highly annoyed women compared to not highly annoyed women (M5 model), but the difference was not statistically significant. Considering noise sensitivity, the association between aircraft noise exposure and weakened SRHS was significantly higher in men highly sensitive to noise (OR = 3.18, 95% CI 1.17-8.67, for a 10 dB(A)-increase in L_{den}) compared to those who were not (OR = 1.17, 95% CI 0.69-1.97, for a 10 dB(A)-increase in L_{den}) (M6 model).

Tableau 25 : Odds-ratios for weakened self-rated health status (SRHS) in relation to aircraft noise exposure according to two subgroups of aircraft noise annoyance or noise sensitivity

| | | WOMEN | | | | | MEN | | | | |
|----------|--------------------------------------|----------------------------------|-------------|--------------------------------------|-------------|---------------------|----------------------------------|---------------------|--------------------------------------|-------------|---------------------|
| | | Highly annoyed people | | Not highly annoyed people | | p-value interaction | Highly annoyed people | | Not highly annoyed people | | p-value interaction |
| | | OR | 95% CI | OR | 95% CI | | OR | 95% CI | OR | 95% CI | |
| M5 model | LA _{eq, 24h} ^a | 1.43 | (0.38-5.4) | 0.80 | (0.51-1.27) | 0.25 | 1.53 | (0.47-4.97) | 1.52 | (0.85-2.71) | 0.74 |
| | LA _{eq, 6h22h} ^a | 1.35 | (0.36-5.09) | 0.83 | (0.56-1.22) | 0.27 | 1.46 | (0.49-4.34) | 1.47 | (0.89-2.45) | 0.77 |
| | L _{den} ^a | 1.44 | (0.39-5.33) | 0.87 | (0.58-1.31) | 0.31 | 1.34 | (0.45-4.02) | 1.41 | (0.84-2.35) | 0.76 |
| | L _{night} ^a | 1.27 | (0.41-3.9) | 0.92 | (0.63-1.32) | 0.49 | 1.14 | (0.39-3.31) | 1.50 | (0.92-2.42) | 0.53 |
| | | People highly sensitive to noise | | People not highly sensitive to noise | | p-value interaction | People highly sensitive to noise | | People not highly sensitive to noise | | p-value interaction |
| | | OR | 95% CI | OR | 95% CI | | OR | 95% CI | OR | 95% CI | |
| M6 model | LA _{eq, 24h} ^a | 0.88 | (0.46-1.69) | 0.97 | (0.57-1.66) | 0.51 | 3.64 | (1.26-10.54) | 1.21 | (0.68-2.17) | 0.04 |
| | LA _{eq, 6h22h} ^a | 0.96 | (0.55-1.69) | 0.90 | (0.56-1.45) | 0.74 | 3.21 | (1.20-8.64) | 1.23 | (0.73-2.07) | 0.05 |
| | L _{den} ^a | 0.95 | (0.53-1.71) | 1.01 | (0.61-1.65) | 0.53 | 3.18 | (1.17-8.67) | 1.17 | (0.69-1.97) | 0.05 |
| | L _{night} ^a | 0.92 | (0.55-1.55) | 1.05 | (0.67-1.65) | 0.40 | 2.73 | (1.07-7.00) | 1.27 | (0.78-2.09) | 0.09 |

M5 and M6 Models including noise levels, age, country of birth, smoking habits, number of people in the dwelling, household monthly income.

4. Discussion

The DEBATS study was the first in France and one of only very few in Europe to investigate the relationship between aircraft noise exposure and self-rated health status (SRHS) in populations living near airports.

The findings of the present study suggest an association between aircraft noise exposure and weakened SRHS. It seems to confirm the findings of previous studies. The study among Schiphol airport residents in Amsterdam was the most similar to the DEBATS study in terms of methodology [286]. It evaluated the impact of aircraft noise on general health status with a single question ‘‘How is your health in general?’’ and, with a 13-item Dutch validated questionnaire (VOEG) consisting in a list of health complaints. The results of this study indicated a significant association between aircraft noise exposure and SRHS as assessed with the single question (OR = 1.23, 95% CI 1.04-1.46), and reported health complaints assessed by the VOEG questionnaire (OR = 1.21, 95% CI 1.02-1.43), both for a 10 dB(A)-increase in L_{den} . Other studies have investigated the effects of aircraft noise exposure on self-rated health status using validated questionnaires. A neighborhood study in Metropolitan Minnesota showed that general health scores on the MOS-36 Health Survey Scale were significantly lower for the two most exposed neighborhoods [195]. In Japan, residents around Kadana air base exposed to military aircraft noise were significantly and adversely affected in health and well-being according to a general health assessment using the Todai Health Index [194].

In the present study, the association observed between aircraft noise exposure and weakened SRHS was positive and significant only for men but not for women. This gender difference might be due to some unmeasured confounding factors that would be more prevalent among men than women. However, it is consistent with the results of Halonen *et al.* in Finland who showed an association between exposure to road traffic noise and an increased risk of poor self-rated health among men (OR = 1.58, 95% CI 1.14-2.21 for noise levels higher than 60 dB(A) compared with noise levels lower than 45 dB(A) in L_{den}) [200]. It is also consistent with a previous result obtained in the DEBATS study suggesting that aircraft noise exposure may increase the risk of hypertension in men, but not in women [60]. Babisch *et al.* proposed a mechanism whereby noise exposure induces disturbance or annoyance, which leads to a stress reaction, activating endocrine system, and leading to physiological health problems [192]. A complementary assumption that endocrine system activation could be different according to gender is suggested [291], [292]. This would explain the gender-differences in the results of several studies about the effects of traffic noise exposure on cardiovascular diseases [60],

[293]–[295]. Moreover, as some studies have shown that endocrine distress can lead to psychological symptoms, this would also explain the gender-difference observed in the present study between aircraft noise exposure and self-rated health status.

When analyses were restricted to the 991 participants who had been living at their home address for at least five years, the ORs and p-values for men were stronger for all the noise indicators. The association remained non-significant for women. These results support the hypothesis that the accumulation of aircraft noise exposure over time leads to higher risk of weakened self-reported health.

The present results showed a significant association between aircraft noise annoyance and weakened SRHS. It seems to confirm the findings of two previous studies [244], [245]. This association was positive and significant in men but not in women (OR = 1.80, 95% CI 1.00-3.26 among men, OR = 1.09, 95% CI 0.64-1.84 among women, for those highly annoyed vs. those not highly annoyed). This gender difference has never been considered for SRHS and might be due to some unmeasured confounding factors. When aircraft noise annoyance was included as a covariate, the association between aircraft noise levels and weakened SRHS became lower and non-significant (from OR = 1.53, 95% CI 0.99-2.35 for a 10 dB(A)-increase in L_{den} to OR = 1.42, 95% CI 0.91-2.21), thus suggesting that aircraft noise annoyance would have a mediating role in this relationship. In women, the ORs for weakened SRHS in relation to aircraft noise exposure were non-significantly higher in highly annoyed women compared to not highly annoyed women, thus supporting the hypothesis of a non-significant moderating role of aircraft noise annoyance in this relationship.

The present study also found an association between noise sensitivity and weakened SRHS. It seems to confirm the findings of a previous study [243]. This association was significant in women but not in men (OR = 1.74, 95% CI 1.13-2.68 among women, OR = 1.71, 95% CI 0.95-3.06 among men, for those highly sensitive to noise vs. those not highly sensitive to noise). But again, this gender difference has never been considered for SRHS and might be due to some unmeasured confounding factors. In addition, the association between aircraft noise exposure and weakened SRHS observed only in men was higher in men who considered themselves highly sensitive to noise (OR = 3.18, 95% CI 1.17-8.67, for a 10 dB(A)-increase in L_{den}) compared to those not highly sensitive to noise (OR = 1.17, 95% CI 0.69-1.97, for a 10 dB(A)-increase in L_{den}). This finding supports the hypothesis that noise sensitivity would have a moderating role in this association.

Nonetheless, selection bias, uncontrolled or residual confounding, recall bias, and exposure misclassification all need to be considered.

Indeed, a selection bias could occur regarding the characteristics of the participants compared to the ones of people who refused to participate. Forty percent of them agreed to respond to a short questionnaire in order to establish a brief sociodemographic profile of the non-participants, particularly in regards to their age and their socio-occupational category. The participants were a little older and were more likely to have executive or superior intellectual occupations than the non-participants [287]. However the representativeness of these non-participants compared to all people who refused to participate, and the one of the study population compared to all people living near an airport in France can be raised. But, due to insufficient information, it was not possible to characterize these populations in the present study.

In addition, the possible adverse effects of aircraft noise on health could have led to a lower proportion of sensitive people among those living near airports, in the higher noise zones in particular. People who considered themselves to be particularly vulnerable to noise may be reluctant to live in noisy conditions. Little information to judge whether this has occurred is available. However, if it has occurred, this would have resulted in an underestimation of the association between aircraft noise exposure and self-rated health in this study.

The assessment of a very large number of covariates in the questionnaire made it possible to evaluate a large number of possible confounding factors and ensure the stability of the results. However, uncontrolled or residual confounding cannot be excluded. In the vicinity of airports, residential property values are reduced, especially because of aircraft noise [296]–[298]. This might lead to an over-representation of local residents with low socioeconomic status and then to a poorer general health [299]. However, the present study collected information on the socioeconomic status of the participants and the results presented here were controlled for the effect on general health of household monthly income (used as a proxy of the socio-economic status).

Aircraft noise exposure was estimated at the place of residence of the participants. Therefore, misclassification of aircraft noise exposure might also occur, especially regarding daytime exposure, because participants were more likely to be outside their homes during the day than during the night. Noise at work in particular could be a factor of weakened SRHS or could interact with residential noise. Unfortunately, no information was available about the exposure of participants to daytime noise outside their home, especially at their workplace. But, exposure

classification would probably not depend on self-rated health. Therefore, such non-differential misclassification would have induced an appreciable downward bias, if there is a true association between aircraft noise exposure and SRHS.

The present study had specific strength in noise exposure evaluation. Indeed aircraft noise levels were estimated for each participant by means of modeled noise calculations produced by the French Civil Aviation Authority using the INM software [289]. These modeled noise levels were validated by comparison with measurements from permanent stations or from specific campaigns around airports. Differences were mostly between 0.5 and 1.5 dB (A) in terms of L_{den} .

Moreover, the assessment of SRHS by a single question would have the same (or even greater) reliability to assess general health as specific questions about functional capacity, the number of chronic health problems, or psychological well-being [117]. In the Lundberg *et al.* study, good reliability in terms of weighted kappa values of self-rated health has been shown on the basis of a test-retest assessment among the different age and gender subgroups studied. SRHS is also a valid and efficient measure of general health: the concurrent validity of self-rated health for physical and mental health has recently been demonstrated for both genders in 19 European countries [118]. Even if many studies have demonstrated the validity, reliability and advantage of using a single question to assess SRHS, very few studies measured SRHS with a single question in the literature [200], [286] while others used questionnaires or symptoms reports. Moreover, there is still no standard formulation for this question with differences in phrasing and scoring the question, thus hampering comparisons between studies.

Self-rated health is widely used to measure general health of populations. Yet the ways in which the process of health rating might vary across several sociodemographic characteristics including gender, age, ethnicity, and education are unclear. The types of health factors participants take into account as well as how they take these health factors into account when rating their health are not well-determined [300].

Aircraft noise annoyance and noise sensitivity in relation to SRHS, or their moderating or mediating role in the relationship between aircraft noise levels and weakened SRHS have not been often studied in the literature. The present study succeeded in providing more information on these relationships, and suggested an important role of noise annoyance and noise sensitivity, as other studies did regarding other outcomes, recommending that these factors be taken into account in studies about health effects of noise. Therefore, further research is needed to deepen

knowledge of this process and then of the causal pathway between noise exposure and weakened self-rated health status and its subsequent physiological health effects.

5. Conclusion

The DEBATS study was the first in France and one of only very few in Europe to investigate the relationship between aircraft noise exposure and self-rated health status in populations living near airports. After adjustment for potential confounders, the results suggest that the more men were exposed to aircraft noise, the more they were likely to perceive their health as bad or poor. Moreover, the results support the hypothesis that noise sensitivity would have a moderating role in this association, which would not be the case for noise annoyance. However, the mediating effect of annoyance cannot be excluded.

Contributors: Anne-Sophie Evrard (ASE) and Bernard Laumon (BL) with Jacques Lambert (JL) and Patricia Champelovier (PC) conceived and designed the study. ASE and Marie Lefèvre (ML) conducted the study. JL interpreted the aircraft noise data and PC interpreted the annoyance data. ML was involved in data extraction and preparation and Clémence Baudin (CB) performed the statistical analyses, supervised by ASE and BL. The analyses were interpreted by CB and ASE with BL, JL and PC. CB and ASE drafted the initial report. All coauthors revised the report and approved the final version. ASE is responsible for the overall content as the guarantor of this paper.

Acknowledgements: The Airport Pollution Control Authority (Acnusa) requested the French Institute of Science and Technology for Transport, Development and Networks (Ifsttar) to carry out this study. The authors would like to thank them for their confidence.

The authors are grateful to all the participants in the study and their interviewers.

The authors also thank Paris Airports and the French Civil Aviation Authority for providing noise exposure maps, and are also grateful to Inès Khati for her participation in the implementation of the study.

Funding: The present study was supported by funds from the French Ministry of Health, the French Ministry of the Environment, and the French Civil Aviation Authority. The authors would like to thank them for their kind assistance.

Competing interests: None.

Ethics approval: The present study was approved by two national authorities in France: the French Advisory Committee for Data Processing in Health Research and the French National Commission for Data Protection and Liberties.

III - EFFETS DE L'EXPOSITION AU BRUIT DES AVIONS SUR LA DÉTRESSE PSYCHOLOGIQUE

Baudin, C., Lefèvre, M., Champelovier, P., Lambert, J., Laumon, B., Evrard, A.-S., 2018. *Aircraft Noise and Psychological Ill-Health: The Results of a Cross-Sectional Study in France*. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 15. <https://doi.org/10.3390/ijerph15081642>

Aircraft Noise and Psychological Ill-Health: The Results of a Cross-Sectional Study in France

Clémence Baudin ¹, Marie Lefèvre ¹, Patricia Champelovier ², Jacques Lambert ^{2,3}, Bernard Laumon ⁴ and Anne-Sophie Evrard ^{1,*}

¹Université Lyon, Université Claude Bernard Lyon1, IFSTTAR, UMRESTTE, UMR T_9405, F-69675 Bron, France; clemence.baudin@ifsttar.fr (C.B.); marie.lefevre@ifsttar.fr (M.L.)

²IFSTTAR, Planning, Mobilities and Environment Department, Transport and Environment Laboratory, F-69675 Bron, France; patricia.champelovier@ifsttar.fr (P.C.); jamylambert@gmail.com (J.L.)

³Currently Retired, 69100 Villeurbanne, France

⁴IFSTTAR, Transport, Health and Safety Department, F-69675 Bron, France; bernard.laumon@ifsttar.fr

*Correspondence: anne-sophie.evrard@ifsttar.fr; Tel.: +0033-4-72-14-24-63; Fax: +0033-4-72-37-68-37

Received: 08 June 2018; Accepted: 30 July 2018; Published: 3 August 2018.

Abstract: *Background:* The effects of aircraft noise on psychological ill-health have not been largely investigated and remain to be discussed. No study has been performed in France on the health effects of aircraft noise. *Objectives:* The present study aimed to investigate the relationship between aircraft noise in dB and in terms of annoyance and psychological ill-health in populations living near airports in France. *Methods:* A total of 1244 individuals older than 18 and living near three French airports (Paris–Charles de Gaulle, Lyon–Saint-Exupéry and Toulouse–Blagnac) were randomly selected to participate in the study. Information about their personal medical history and socioeconomic and lifestyle factors was collected by means of a face-to-face questionnaire performed at their place of residence by an interviewer. Psychological ill-health was evaluated with the 12-item version of the General Health Questionnaire (GHQ-12). For each participant, outdoor aircraft noise exposure in dB was

estimated by linking their home address to noise maps. Objective noise exposure in dB was considered to be the primary exposure of interest. Four noise indicators referring to three different periods of the day were derived and used for the statistical analyses: L_{den} , $L_{Aeq,24hr}$, $L_{Aeq,6hr-22hr}$, and L_{night} . Noise annoyance and noise sensitivity were the secondary risk factors of interest. Logistic regression models were used with adjustment for potential confounders. *Results:* The participation rate in the study was 30%. Approximately 22% of the participants were considered to have psychological ill-health according to the GHQ-12. No direct association was found between exposure to aircraft noise in dB and psychological ill-health. However, annoyance due to aircraft noise and noise sensitivity were both significantly associated with psychological ill-health. Moreover, a gradient was evidenced between annoyance and psychological ill-health, with increasing ORs from 1.79 (95% CI 1.06–3.03) for people who were not all annoyed to 4.00 (95% CI 1.67–9.55) for extremely annoyed people. *Conclusions:* These findings confirm the results of previous studies, suggesting there is no direct association between aircraft noise exposure in dB and psychological ill-health, but there is a significant relationship between noise sensitivity or annoyance due to aircraft noise and psychological ill-health. This supports the hypothesis that psychological aspects, such as noise annoyance and noise sensitivity, play important roles in the association between environmental noise and adverse effects on health. However, further studies are necessary in order to better understand the links between these variables.

Keywords: epidemiology; aircraft noise exposure; psychological ill-health

1. Introduction

Transportation noise continues to be a major source of environmental noise pollution and represents a major issue for public health [301]. According to the World Health Organization (WHO), at least one million healthy life years are lost every year due to traffic-related noise in Western Europe [302]. Sleep disturbance and annoyance due to noise are the most serious consequences of environmental noise, mostly related to road traffic [302]. Aircraft noise is the third most important source, after road traffic and railway noise, affecting human exposure above the levels considered to be annoying or to have adverse effects on health [11]. Aircraft noise is perceived as a major environmental stressor near airports. The impact of long-term exposure to aircraft noise on health is of growing concern [303] due to the steady rise in flights as well as the increasing dissatisfaction by nearby inhabitants with this noise [42].

Many studies have demonstrated the adverse effects of exposure to aircraft noise on health, such as annoyance [40], [42], sleep disturbance [48], [53], cardiovascular diseases including

hypertension [60], [61], [67], [71], [224], and alteration of cognitive performances among children [57], [304]. The association between noise exposure and noise annoyance has been extensively investigated, and aircraft noise has been found to be the most annoying noise source among all transportation noise sources when standardized for noise exposure level [40]. Recently, it has been suggested that annoyance due to aircraft noise has increased in previous years [42], [44], [305].

In addition, some studies support the hypothesis that psychological aspects such as noise annoyance and noise sensitivity play important roles in the association between environmental noise and adverse effects on health [258], [306], [307]. Noise is a psychosocial stressor that activates the sympathetic and endocrine systems [308]. As some studies have shown that endocrine distress can lead to psychological symptoms such as depression or anxiety [309], [310], the question has been raised as to whether aircraft noise exposure, in dB or in terms of noise sensitivity or noise annoyance, is related to psychological ill-health [311] ; however, this has not been largely investigated, and remains to be discussed.

The General Health Questionnaire (GHQ) has been extensively used in large-scale studies for the evaluation of psychological ill-health in the community setting [312]. The four studies investigating the effects of aircraft noise exposure in dB on mental health showed consistent results—they did not find any significant association between aircraft noise exposure and psychological ill-health based on the GHQ-30 [207], the GHQ-28 [209], or the GHQ-12 [208]. Only Miyakawa et al. in Japan showed a significant correlation between aircraft noise exposure and moderate/severe somatic symptoms identified by the GHQ-28 in people sensitive to noise [209]. However, all of these authors observed significant associations between psychiatric illness and noise annoyance [207], [208] or noise sensitivity [207], [248]. Furthermore, consistent results have been shown regarding the effects of aircraft noise on psychological symptoms, such as depression and anxiety [212], but not for clinically defined psychiatric disorders. Therefore, the effects of aircraft noise on psychological ill-health remain unclear and are still under discussion. Moreover, these effects have never been studied in France and have been investigated by only very few studies in Europe. The study by Tarnopolsky et al. was published in 1980 [207], but aircraft noise levels have changed since the 1980s.

The objective of the DEBATS research program (Discussion on the health effects of aircraft noise) is to investigate the effects of long-term aircraft noise exposure on health among populations living near airports in France. A previous result from the DEBATS study provided support that psychological stress is induced by aircraft noise exposure, resulting in

hypothalamus-pituitary-adrenal axis dysregulation and a flattened cortisol rhythm, and notably, a lower ability to decrease cortisol levels at night [77]. The present paper addresses, more specifically, the issue of psychological ill-health among populations living near airports in France, and its association with aircraft noise exposure, annoyance due to aircraft noise and noise sensitivity. The question of whether exposure to high levels of aircraft noise is associated with a higher risk of psychological ill-health is raised.

2. Methods

2.1. Study Population

The present study included people older than 18 years of age at the time of the interview, living in the study area near one of the following three French international airports: Paris–Charles de Gaulle, Lyon Saint–Exupéry, or Toulouse–Blagnac [67]. The study area was defined based on noise contours produced for France’s largest airports, representing four categories of aircraft noise exposure in terms of L_{den} : <50, 50–54, 55–59, and ≥ 60 dB. The L_{den} is an annual noise indicator which describes the average equivalent sound pressure levels over a complete year for day (6 a.m. to 6 p.m.), evening (6 p.m. to 10 p.m.), and night (10 p.m. to 6 a.m.) where evening and night sound pressure levels receive a 5 dB and a 10 dB penalty, respectively. The L_{den} is the “general purpose” indicator defined in the EU directive 2002/49 relating to the assessment and management of environmental noise.

Households were randomly selected from a phone directory, based on their address in the study area. Once a household was contacted by phone, a respondent was then randomly selected from within the household. The participant signed and returned an informed consent form by mail. Almost 40% of those contacted who refused to participate responded to a short questionnaire about their demographic and socioeconomic characteristics. It was also possible to compare the characteristics of the participants to those of people who refused to participate (non-participants), as well as to those of the study population, using data from the French national census.

In total, 1244 participants (549 men and 695 women) were included in the study and responded to a questionnaire during a face-to-face interview at their place of residence in 2013. This questionnaire collected demographic and socioeconomic information; lifestyle factors including smoking, alcohol consumption, and physical activity; personal medical history in terms of sleep disturbances, cardiovascular diseases, anxiety, depressive disorders, medication use; and annoyance due to noise exposure. Blood pressure and anthropometric measurements

(weight, height, and waist circumference) were also recorded, and saliva samples were taken to determine cortisol levels.

The analyses presented in the present paper were carried out on the 1222 participants (688 women and 534 men) who had complete information for all the covariates included in the models.

2.2. Exposure Assessment

Noise contours are routinely produced by Paris Airports, and the French Civil Aviation Authority for Toulouse–Blagnac and Lyon Saint–Exupéry airports, with the “Integrated Noise Model” (INM) using a height of 4 m for noise simulations [289]. The INM is an internationally well-established computer model that evaluates aircraft noise impacts near airports and outputs noise contours for an area. Outdoor aircraft noise exposure was assessed in 1 dB intervals for each participant with a linkage between the noise contours and their home address using a geographic information system (GIS) technique. Four noise indicators referring to three different periods of the day were derived and used for the statistical analyses: L_{den} , $L_{Aeq,24hr}$, $L_{Aeq,6hr-22hr}$, and L_{night} . The L_{den} was used to select the participants (Tableau 26). The $L_{Aeq,24hr}$, $L_{Aeq,6hr-22hr}$, and L_{night} correspond to the average of sound levels during the corresponding periods of time.

Tableau 26 : Comparison of the demographic and socioeconomic characteristics of participants, non-participants, and the study population

| | <i>Participants</i> | | <i>Non-Participants¹</i> | | <i>Study Population²</i> |
|--|---------------------|----------|-------------------------------------|----------|-------------------------------------|
| | <i>n</i> | <i>%</i> | <i>n</i> | <i>%</i> | <i>%</i> |
| Noise level (L_{den} in dB(A)) | | | | | |
| Paris-Charles de Gaulle | | | | | |
| <50 | 108 | 17% | 324 | 22% | - |
| 50–54 | 102 | 16% | 215 | 14% | - |
| 55–59 | 208 | 34% | 464 | 31% | - |
| ≥60 | 202 | 33% | 497 | 33% | - |
| Toulouse-Blagnac | | | | | |
| <50 | 104 | 25% | 198 | 29% | - |
| 50–54 | 103 | 25% | 159 | 23% | - |
| 55–59 | 101 | 25% | 160 | 23% | - |
| ≥60 | 103 | 25% | 169 | 25% | - |
| Lyon Saint-Exupery | | | | | |
| <50 | 105 | 49% | 166 | 57% | - |
| 50–54 | 102 | 48% | 124 | 43% | - |
| 55–59 | 5 | 2% | 1 | 0% | - |
| ≥60 | 1 | 1% | 0 | 0% | - |

| | <i>Participants</i> | | <i>Non-Participants¹</i> | | <i>Study Population²</i> |
|--|---------------------|----------|-------------------------------------|----------|-------------------------------------|
| | <i>n</i> | <i>%</i> | <i>n</i> | <i>%</i> | <i>%</i> |
| Gender | | | | | |
| Men | 549 | 44% | 1028 | 41% | 48% |
| Women | 695 | 56% | 1449 | 59% | 52% |
| Age | | | | | |
| 18–34 | 226 | 18% | 497 | 20% | 26% |
| 35–44 | 236 | 19% | 435 | 18% | 17% |
| 45–54 | 266 | 21% | 416 | 17% | 19% |
| 55–64 | 260 | 21% | 448 | 18% | 15% |
| 65–74 | 185 | 15% | 332 | 13% | 13% |
| ≥75 | 71 | 6% | 331 | 13% | 10% |
| Marital status | | | | | |
| Single | 253 | 20% | 555 | 22% | - |
| Married | 782 | 63% | 1326 | 54% | - |
| Widowed | 76 | 6% | 281 | 11% | - |
| Divorced | 133 | 11% | 194 | 8% | - |
| Other | 0 | 0% | 10 | 0% | - |
| Unknown/refusal | 0 | 0% | 111 | 5% | - |
| Socio-occupational category | | | | | |
| Farming, trade | 32 | 2% | 81 | 3% | 5% |
| Executive, superior Intellectual occupation | 227 | 18% | 322 | 13% | 9% |
| Intermediate | 220 | 18% | 103 | 4% | 14% |
| Office worker | 268 | 22% | 749 | 30% | 17% |
| Manual worker | 79 | 6% | 145 | 6% | 13% |
| Retiree | 337 | 27% | 929 | 38% | 25% |
| Never worked or long-term unemployed (students, housewives, other) | 81 | 7% | 134 | 5% | 17% |
| Unknown/refusal | 0 | 0% | 14 | 1% | - |

¹ People randomly selected and contacted by phone, but who refused to participate. These people responded to a short questionnaire about their demographic and socioeconomic characteristics.

² The distribution of the study population is based on data from the 1999 INSEE census, adjusted in 2007, for individuals aged 18 and over and living in one of the 161 municipalities of the study area.

2.3. Psychological illness

The presence of psychological illness was determined with the 12-item version of the GHQ [146]. The GHQ-12 is a self-reporting instrument for the detection of mental disorders within

a community, such as temporary alterations of normal psychological functioning, stable disorders, and stress-related alterations of adaptive behavior. Each of the 12 questions has a four-point response scale, usually scored in a bimodal fashion (respectively 0, 0, 1, 1): ‘not at all’, ‘no more than usual’, ‘rather more than usual’, and ‘much more than usual’. A total score between 0 and 12 was then calculated by summing up the scores of the individual items—the higher the GHQ-12 score, the more psychological distress reported. This total score was then dichotomized in order to determine the presence of psychological ill-health. According to prior studies [216], [264], [265] and to Goldberg’s recommendations [146], [263], [266], participants with a total score ≥ 3 were considered to have psychological ill-health.

2.4. Confounding Factors

The following potential confounders were obtained from the questionnaire with valid and reliable questions used in previous other studies [208], [313], [314], and introduced into multivariate regression models: gender (dichotomous), age (six categories: 18–34; 35–44; 45–54; 55–64; 65–75; >75 years old), country of birth (two categories: France-born/foreign-born), occupational activity (dichotomous: no/yes), education (three categories: <French high school certificate/French high school certificate/>French high school certificate), marital status (four categories: single/married/widowed/divorced), smoking habits (four categories: non/ex/occasional/daily smoker), alcohol consumption (four categories: no/light/moderate/heavy drinker), number of work-related stress and major stressful life events (three categories: 0/1/more than 2), household monthly income (three categories: <2300; 2300–4000; ≥ 4000 euros), sleep duration (five categories: ≤ 5 h; 6 h; 7 h; 8 h; ≥ 9 h), antidepressant use (two categories: no/yes), and self-reported anxiety (two categories: extremely/a lot versus moderately/slightly/not at all).

Other a priori confounders, such as house characteristics (window opening, insulation of roof and/or windows) or personal medical history (cardiovascular or other physical diseases) were also initially considered. However, as they were not associated with psychological ill-health in the univariate analysis ($p > 0.20$), they were not included in the multivariate analysis.

Noise sensitivity and annoyance due to aircraft noise were the secondary risk factors of interest. Noise sensitivity was assessed using the following question: “Regarding noise in general, compared to people around you, do you think that you are: less sensitive than, or as sensitive as, or more sensitive than people around you?” Aircraft noise annoyance was assessed by a standardized question with a verbal five-point answer scale as recommended by the International Commission on the Biological Effects of Noise (Icben): “Thinking about the last

12 months when you are at home, how much does aircraft noise bother, disturb or annoy you?” There were five possible answers: extremely, very, moderately, slightly or not at all.

2.5. Statistical Analysis

Associations between psychological ill-health and aircraft noise in terms of dB, noise sensitivity or noise annoyance were assessed with logistic regression models. The M0 model included only aircraft noise exposure in dB as an explanatory variable. The M1 model included aircraft noise exposure in dB as the primary exposure of interest, together with major potential confounders as covariates. The M2 model included aircraft noise exposure in dB as the primary exposure of interest, as well as noise sensitivity and noise annoyance as the secondary risk factors of interest, together with confounders. Interactions between noise sensitivity and aircraft noise exposure, annoyance and aircraft noise exposure, and annoyance and noise sensitivity were analyzed in the M2 model.

The linearity of the relationship between the dependent variable and aircraft noise exposure was tested using generalized additive models, including a smooth cubic function with linear and quadratic terms for aircraft noise exposure [290]. As the quadratic term was not significant in these models, associations with the continuous exposure variable were finally estimated per 10 dB increase and are presented in this paper.

All the statistical analyses were performed with SAS 9.3 (SAS Software [program] 9.3 version. USA: Cary, North Carolina, USA, 2011).

2.6. Ethics Approval

Two national authorities in France, the French Advisory Committee for Data Processing in Health Research and the French National Commission for Data Protection and the Liberties approved the present study.

3. Results

Overall, the participation rate was 30% (1244 participants/4202 eligible people). Participation rates differed among populations situated near the three airports: 25% for Paris–Charles de Gaulle airport, 34% for Toulouse–Blagnac airport, and 39% for Lyon–Saint-Exupéry airport. In contrast, similar numbers of participants from the four 5 dB-categories of aircraft noise exposure were included. The demographic and socioeconomic characteristics were quite similar among participants, people who refused to participate but responded to the short questionnaire (non-participants), and the study population (Tableau 26); the participants were a little older and were more likely to have executive or superior intellectual occupations.

The prevalence of psychological ill-health based on the GHQ-12 was 22% (17% in men and 25% in women). Tableau 27 shows the odds ratios (ORs) and their 95% CIs for psychological ill-health in relation to levels of aircraft noise in dB and the confounders used in the univariate analysis. The percentage of participants with psychological ill-health did not differ across the four categories of aircraft noise exposure. Women (compared to men), 45 to 54-year-old participants (compared to 18–34-year-old participants), foreign-born participants (compared to France-born participants), daily smokers (compared to non-smokers), people who reported two stressful life events or more (compared to people with no event), people with a household monthly income lower than 2300 euros (compared to people with a household monthly income higher than 4000 euros), and participants who reported anxiety had a higher risk of psychological ill-health according to the GHQ-12. Noise sensitivity and annoyance due to aircraft noise were also significantly associated with psychological ill-health—people who described themselves as more sensitive to noise than others and people who were moderately, very, or extremely annoyed by aircraft noise had a higher risk of psychological distress, as evaluated with the GHQ-12.

Tableau 27 : Odds ratios (ORs) for psychological ill-health in relation to major confounders in univariate logistic models.

| | <i>N</i> | <i>Number of participants with GHQ-12 ≥ 3</i> | <i>Number of participants with GHQ-12 < 3</i> | <i>OR</i> | <i>(95% CI)</i> |
|---|----------|---|--|-----------|--------------------|
| Noise levels (L_{den} in dB(A)) | | | | | |
| <45 | 82 | 25 (30%) | 57 (70%) | 1 | - |
| 45–49 | 235 | 49 (21%) | 186 (79%) | 0.60 | (0.34–1.06) |
| 50–54 | 307 | 62 (20%) | 245 (80%) | 0.58 | (0.33–1.00) |
| 55–59 | 314 | 66 (21%) | 248 (79%) | 0.61 | (0.35–1.04) |
| ≥60 | 306 | 66 (22%) | 240 (78%) | 0.63 | (0.36–1.08) |
| Noise sensitivity | | | | | |
| As sensitive or less sensitive than people around you | 866 | 154 (18%) | 712 (82%) | 1 | - |
| More sensitive than people around you | 369 | 111 (30%) | 258 (70%) | 1.99 | (1.50–2.64) |
| Annoyance due to aircraft noise | | | | | |
| Not at all annoyed | 246 | 37 (15%) | 209 (85%) | 1 | - |
| Slightly | 312 | 65 (21%) | 247 (79%) | 1.49 | (0.95–2.32) |
| Moderately | 460 | 99 (22%) | 361 (78%) | 1.55 | (1.02–2.34) |
| Very | 186 | 50 (27%) | 136 (73%) | 2.08 | (1.29–3.35) |
| Extremely | 40 | 17 (43%) | 23 (57%) | 4.18 | (2.04–8.56) |

| | <i>N</i> | <i>Number of participants with GHQ-12 ≥ 3</i> | <i>Number of participants with GHQ-12 < 3</i> | <i>OR</i> | <i>(95% CI)</i> |
|---------------------------------|----------|---|--|-----------|--------------------|
| Gender | | | | | |
| Men | 549 | 92 (17%) | 457 (83%) | 1 | - |
| Women | 695 | 176 (25%) | 519 (75%) | 1.68 | (1.27–2.23) |
| Age | | | | | |
| 18–34 | 226 | 43 (19%) | 183 (81%) | 1 | - |
| 35–44 | 236 | 58 (25%) | 178 (75%) | 1.39 | (0.89–2.16) |
| 45–54 | 266 | 71 (27%) | 195 (73%) | 1.55 | (1.01–2.38) |
| 55–64 | 260 | 56 (22%) | 204 (78%) | 1.17 | (0.75–1.82) |
| 65–74 | 185 | 26 (14%) | 159 (86%) | 0.70 | (0.41–1.18) |
| ≥75 | 71 | 14 (20%) | 57 (80%) | 1.05 | (0.53–2.05) |
| Country of birth | | | | | |
| France-born | 1054 | 215 (20%) | 839 (80%) | 1 | - |
| Foreign-born | 190 | 53 (28%) | 137 (72%) | 1.51 | (1.06–2.14) |
| Occupational activity | | | | | |
| No | 499 | 100 (20%) | 399 (80%) | 1 | - |
| Yes | 745 | 168 (23%) | 577 (77%) | 1.16 | (0.88–1.53) |
| Education | | | | | |
| <French high-school certificate | 452 | 97 (21%) | 355 (79%) | 1 | - |
| French high-school certificate | 215 | 52 (24%) | 163 (76%) | 1.17 | (0.79–1.72) |
| >French high-school certificate | 577 | 119 (21%) | 458 (79%) | 0.95 | (0.70–1.29) |
| Marital status | | | | | |
| Single | 253 | 56 (22%) | 197 (78%) | 1 | - |
| Married | 782 | 162 (21%) | 620 (79%) | 0.92 | (0.65–1.3) |
| Divorced | 133 | 34 (26%) | 99 (74%) | 1.21 | (0.74–1.97) |
| Widowed | 76 | 16 (21%) | 60 (79%) | 0.94 | (0.50–1.75) |
| Smoking habits | | | | | |
| Non-smoker | 625 | 120 (19%) | 505 (81%) | 1 | - |
| Ex-smoker | 330 | 74 (22%) | 256 (78%) | 1.22 | (0.88–1.69) |
| Occasional smoker | 19 | 1 (5%) | 18 (95%) | 0.23 | (0.03–1.77) |
| Daily smoker | 269 | 72 (27%) | 197 (73%) | 1.54 | (1.10–2.15) |
| Alcohol consumption | | | | | |
| No | 348 | 89 (26%) | 259 (74%) | 1 | - |
| Light | 637 | 134 (21%) | 503 (79%) | 0.78 | (0.57–1.05) |

| | <i>N</i> | <i>Number of participants with GHQ-12 ≥ 3</i> | <i>Number of participants with GHQ-12 < 3</i> | <i>OR</i> | <i>(95% CI)</i> |
|--|----------|---|--|-----------|---------------------|
| Moderate | 193 | 31 (16%) | 162 (84%) | 0.56 | (0.35–0.88) |
| Heavy | 54 | 10 (19%) | 44 (81%) | 0.66 | (0.32–1.37) |
| Number of work-related stress and major stressful life events | | | | | |
| 0 | 287 | 46 (16%) | 241 (84%) | 1 | - |
| 1 | 330 | 57 (17%) | 273 (83%) | 1.09 | (0.71–1.67) |
| ≥2 | 627 | 165 (26%) | 462 (74%) | 1.87 | (1.30–2.69) |
| Household monthly income | | | | | |
| ≥4000 euros (4500 US\$) | 319 | 56 (18%) | 263 (82%) | 1 | - |
| 2300–4000 euros (2600–4500 US\$) | 474 | 93 (20%) | 381 (80%) | 1.15 | (0.79–1.65) |
| <2300 euros (2600 US\$) | 451 | 119 (26%) | 332 (74%) | 1.68 | (1.18–2.40) |
| Sleep duration | | | | | |
| ≤5 h | 52 | 9 (17%) | 43 (83%) | 0.65 | (0.31–1.40) |
| 6 h | 256 | 30 (19%) | 126 (81%) | 0.74 | (0.47–1.18) |
| 7 h | 363 | 88 (24%) | 275 (76%) | 1 | - |
| 8 h | 424 | 94 (22%) | 330 (78%) | 0.89 | (0.64–1.24) |
| ≥9 h | 249 | 47 (19%) | 202 (81%) | 0.73 | (0.49–1.08) |
| Antidepressant use | | | | | |
| No | 1203 | 255 (21%) | 948 (79%) | 1 | - |
| Yes | 41 | 13 (32%) | 28 (68%) | 1.73 | (0.88–3.38) |
| Self-reported anxiety | | | | | |
| Moderately/slightly/not at all | 978 | 122 (12%) | 856 (88%) | 1 | - |
| Extremely/a lot | 266 | 146 (55%) | 120 (45%) | 8.54 | (6.28–11.61) |

The ORs and their 95% CIs evaluated with the GHQ-12 for psychological ill-health in relation to aircraft noise exposure in three different models (M0, M1 and M2) are presented in Tableau 28. These analyses involved 1222 participants (688 women and 534 men). They were performed separately for the four noise indicators (L_{den} , $L_{Aeq,24hr}$, $L_{Aeq,6hr-22hr}$ and L_{night}), but as the results were similar between all noise indicators, they are shown for L_{den} only. No relationship was observed between aircraft noise exposure in dB and psychological distress, regardless of the noise indicator and the inclusion of confounding factors in the models (M0

and M1 models). When noise sensitivity and annoyance due to aircraft noise were both included in the model (M2 model), there was still no association between psychological ill-health and aircraft noise exposure in dB, regardless of the noise indicator. In contrast, relationships were shown between annoyance due to aircraft noise and psychological ill-health, and between noise sensitivity, and psychological ill-health. Moreover, a gradient was observed between annoyance due to aircraft noise and psychological ill-health; ORs ranged from 1.79 (95% CI 1.06–3.03) for people who were not all annoyed to 4.00 (95% CI 1.67–9.55) for extremely annoyed people. Finally, no significant interactions were observed between the noise indicators, noise sensitivity or annoyance due to aircraft noise.

Tableau 28 : Odds ratios (ORs) for the relationship between aircraft noise exposure and psychological ill-health.

| | OR | (95%CI) |
|--|-------------|--------------------|
| M0 Model | | |
| L_{den}^1 | 0.91 | (0.72–1.14) |
| M1 Model | | |
| L_{den}^1 | 1.02 | (0.78–1.34) |
| M2 Model | | |
| L_{den}^1 | 0.93 | (0.69–1.24) |
| Noise sensitivity | | |
| <i>Less or as sensitive as people around you</i> | 1.00 | |
| <i>More sensitive th. people around you</i> | 1.52 | (1.09–2.14) |
| Annoyance due to aircraft noise | | |
| <i>Not at all annoyed</i> | 1.00 | |
| <i>Slightly</i> | 1.79 | (1.06–3.03) |
| <i>Moderately</i> | 1.63 | (0.98–2.71) |
| <i>Very</i> | 2.00 | (1.10–3.64) |
| <i>Extremely</i> | 4.00 | (1.67–9.55) |

¹ Per 10 dB increase. M0 = Univariate regression model including only aircraft noise exposure in terms of L_{den} . M1 = Multivariate regression model including aircraft noise exposure in terms of L_{den} together with the major potential confounders listed in Tableau 27 (without noise sensitivity and annoyance due to aircraft noise). M2 = Multivariate regression model including aircraft noise exposure in terms of L_{den} together with noise sensitivity, annoyance due to aircraft noise and the major potential confounders listed in Tableau 27. Bold values are statistically significant ($p < 0.05$).

4. Discussion

The DEBATS study is the first in France and one of only very few in Europe to investigate the relationship between long-term aircraft noise exposure and psychological ill-health in populations living near airports. The participation rate (30%) was similar to aircraft noise studies completed in Germany, Italy, and in the UK [61]. The prevalence of psychological ill-health evaluated by the GHQ-12 was 22% (17% among men and 25% among women). In contrast, in a Spanish study by Rocha et al., the prevalence of common mental disorders assessed with the GHQ-12 was 30% in women and 17% in men [216]. Further, in a study around Schiphol airport in Amsterdam, carried out in 2005 by van Kamp et al., the prevalence of self-reported mental health complaints evaluated with the GHQ-12 was 26% [208].

The results of the present study confirm those found in the literature, namely that there was no significant association between aircraft noise exposure in dB and psychological ill-health identified with the GHQ-12. However, our findings suggested a gradient between annoyance due to aircraft noise and psychological ill-health, with increasing ORs from 1.79 (95% CI 1.06–3.03) for people who were not all annoyed to 4.00 (95% CI 1.67–9.55) for extremely annoyed people. Miedema and Oudshoorn [40] showed evidence for a dose–response relationship between aircraft noise exposure and the percentage of highly annoyed people. These exposure–response relationships are used as the standard curves for the assessment and management of environmental noise in the European Union [315]. Therefore, it could be assumed that an increase in aircraft noise exposure leads to an increase in annoyance due to aircraft noise, thus leading to an increase in psychological ill-health. However, further research is necessary to validate this hypothesis.

One of the first studies to assess the effects of aircraft noise on mental health was performed by Tarnopolsky et al. in 1980 [207]. Although the authors did not observe any excess psychiatric morbidity identified by the GHQ-30 in populations exposed to aircraft noise, they showed an association between psychiatric illness and noise annoyance or sensitivity to noise. In the longitudinal study around Schiphol airport in Amsterdam [208], which is the most similar to the DEBATS in terms of methodology, the authors did not observe any association between noise exposure levels or changes in exposure levels after the opening of the fifth runway and mental health complaints as measured by the GHQ-12 (OR = 0.94 for a 3 dB-increase in noise levels in terms of L_{den} , 95% CI = 0.84–1.05). However, people who were severely annoyed by aircraft noise reported more mental health complaints, as assessed by the GHQ-12 (OR = 1.84, 95% CI = 1.38–2.45). In Japan, Miyakawa et al. [209] did not observe any relationship between

aircraft noise exposure and psychiatric disorders evaluated with the GHQ-28 but showed a significant correlation between aircraft noise exposure and moderate/severe somatic symptoms in people sensitive to noise. In Spain, outside noise reported as a perceived environmental problem was significantly associated with the prevalence of common mental disorders using the GHQ-12 [216]. Finally, in the United Kingdom, high noise sensitivity was identified by Stansfeld et al. [248] as a predictor of psychological distress using the GHQ-30.

In the present study, a relationship was observed between noise sensitivity and psychological ill-health, and between annoyance due to aircraft noise and psychological ill-health, irrespective of noise exposure. Both relationships were significant, underlining the independent effects of both factors and supporting the hypothesis that psychological aspects such as noise annoyance and noise sensitivity seem to play important roles in the association between environmental noise and adverse effects on health.

On one hand, it has been postulated that, if a (direct) relationship does not exist between noise exposure in dB and psychological ill-health, annoyance may be regarded as an intermediate step in the causal chain between aircraft noise exposure and health, in particular, psychological ill-health. However, the relationship between noise annoyance and psychological ill-health is still under discussion. Because of the cross-sectional design of major studies, the direction of the association has been questioned. Extremely annoyed people might be more at risk of having psychological ill-health, but it is also possible that people with psychological ill-health might be more at risk of being annoyed and then be more willing to attribute their symptoms to noise [258], [307], [316]. However, it was not possible to answer this question in the present study.

On the other hand, noise sensitivity is considered as a moderating factor of the effects of aircraft noise exposure on noise annoyance [46], [306]. It has been suggested that noise sensitivity could also influence the effects of noise on physical and psychological ill-health [317]. Noise sensitivity has been suggested to be a potential indicator of vulnerability to environmental stressors, not only to environmental noise [236], [288], it has also been postulated to be a proxy measure of anxiety [248]. However, further research is necessary to better understand how noise sensitivity and psychological ill-health are linked.

A specific strength of the present study relates to the evaluation of noise exposure. Outdoor aircraft noise exposure was estimated for each participant with modeled noise levels produced by the French Civil Aviation Authority using INM software. Most of the differences between these modeled noise levels and measurements from permanent stations [318] or from specific

campaigns [319] were between 0.5 and 1.5 dB in terms of L_{den} , showing the close correspondence between modeled and measured noise levels.

In terms of limitations, aircraft noise exposure was estimated in front of each participant's residence. Nevertheless, this estimation did not take into account the building outdoor insulation and the opening/closing practice of the windows, thus leading to a potential misclassification of the participants according to their noise levels. Moreover, many of the participants, at least those who were at work, were more likely to be away from their homes during the day. No information was available about the daytime aircraft noise exposure of the participants when they were away from their homes, for example, at their workplace. Thus, misclassification of exposure could have occurred, especially regarding daytime exposure. However, it is unlikely that the exposure classification would depend on the psychological distress of the participants. Therefore, such non-differential misclassification would have induced an appreciable downward bias if there is a true association between aircraft noise exposure and psychological ill-health, thus explaining the absence of an association observed in the present study.

Furthermore, a selection bias cannot be excluded in the present study. Participants were slightly different from people who refused to participate but responded to the short questionnaire, particularly in regards to their age and their socio-occupational category. In addition, these non-participants were not representative of all people who refused to participate. The representativeness of a sample randomly selected from a phone directory (certainly with a better socioeconomic situation than that of the study population) could be raised but could not be quantified in the present study. The same applies for the representativeness of the study population as compared with all people living near an airport in France. However, due to insufficient information, it was not possible to characterize this latter population.

Another form of selection bias may have occurred during the estimation of the prevalence of psychological ill-health. This prevalence may have been underestimated in the higher noise zones if unsusceptible individuals were selected in these zones. The possible adverse effects of aircraft noise on psychological ill-health could have led to a lower proportion of sensitive people among those living near airports, particularly in the higher noise zones. People prone to illness, especially to psychological ill-health, may be reluctant to live in noisy conditions. Little information is available in the DEBATS study to judge whether people with psychological problems have chosen not to live close to airports. However, if this had occurred, it would have resulted in an underestimation of the association between aircraft noise exposure and

psychological ill-health in this study. It is therefore possible that a background of better mental health in the higher noise zones could hide noise effects on psychological ill-health in this study.

It is unlikely that a lack of statistical power caused the failure of the present analysis to find a significant association between aircraft noise exposure in dB and psychological ill-health. Indeed, the number of participants included in the DEBATS study ($n = 1244$) was very significant. Other studies did not observe any association in this regard, despite a higher number of participants and thus greater statistical power than the one in our study: 2671 people were included in the study by van Kamp et al. [208], and 2861 in the one by Miyakawa et al. [209]. Moreover, a significant association was previously shown between aircraft noise exposure and a smaller variation in cortisol levels among the participants in the DEBATS study [77]. This finding provides some support for a link between psychological stress and aircraft noise exposure, and, as endocrine distress could lead to psychological symptoms such as depression or anxiety [309], [310], it suggests a method by which aircraft noise exposure could cause psychological ill-health. Nevertheless, such an association was not observed in the present analysis.

A more appropriate indicator of psychological distress than the GHQ might show a relationship with aircraft noise exposure in dB. The fact that psychological ill-health was estimated using a questionnaire could be a limitation in the present study although it has been used by most previous studies on psychological illness [207]–[209], [216], [248], [320]. The GHQ-12 is a reliable screening questionnaire that is particularly recommended for identifying minor psychological disorders within community settings. Since the GHQ-12 is brief, simple, easy to complete, and its application in research settings as a screening tool is well documented, the GHQ-12 has been widely used in large-scale studies in the way that it can serve as a general indicator of distress. Nevertheless, it is not a tool for indicating a clinical diagnosis. Moreover, the double dichotomization (of the response scale by using the bimodal scoring method and of the total score by considering participants with a total score ≥ 3 as having psychological ill-health) raised the question of the sensitivity of the scale measuring psychological disorders. However, the results remained similar when the four-point response scale of the 12 questions was scored using the Likert scoring method (0, 1, 2, 3, respectively) or when linear regression models with the total score as a continuous outcome variable were used. Prescribed and non-prescribed medication could also be used as proxies to characterize mental health. For example, the largest study to date, which included around six major European airports—the HYPertension and Exposure to Noise near Airports (HYENA) study—found that a 10 dB

increase in day-time ($L_{Aeq, 6hr-22hr}$) or night-time (L_{night}) aircraft noise was associated with a 28% increase in anxiety medication use, but not with anti-depressant medication use [121]. Information about prescribed and non-prescribed medication taken by the participants was also collected in the present study. The results presented here considered anti-depressant medication to be a confounding factor but they remained unchanged when this variable was not introduced in the models. Further research is necessary to better understand the relationships between aircraft noise exposure and medication use (including anti-depressant use).

Only a standardized clinical interview including questions about the number and the severity of symptoms can measure psychiatric disorders, but this can be expensive and time consuming for large-scale epidemiological studies and the response rate may be low. In the last few years, some epidemiological studies have tried to investigate mental health based on clinical diagnosis and average noise exposure—both from road traffic and airport noise. In Germany, Orban et al. suggest that exposure to residential road traffic noise increases the risk of depressive symptoms [217]. A large case-control study in the region of Frankfurt international airport by Seidler et al. indicates that traffic noise exposure—from aircraft, road traffic, and railway—might lead to depression [321]. However, further prospective research is needed to confirm the results of these studies and to deepen knowledge of the causal pathway between noise exposure and depression.

5. Conclusions

The DEBATS study is the first in France and one of only very few in Europe to investigate the relationship between long-term aircraft noise exposure and psychological ill-health in populations living near airports. The results of this study are consistent with those found in the literature, suggesting no association between aircraft noise exposure in dB and psychological ill-health evaluated with the GHQ, but showing an association between noise sensitivity or annoyance due to aircraft noise and psychological ill-health. In addition, a gradient was shown between annoyance due to aircraft noise and psychological ill-health. These findings support the hypothesis that psychological aspects such as noise annoyance and noise sensitivity play important roles in the association between environmental noise and adverse effects on health. Nevertheless, further research is needed to disentangle the possible effects of noise, sensitivity to noise, and annoyance due to noise on psychological ill-health, as well as how these factors are linked.

Author Contributions: Data curation, M.L.; Formal analysis, C.B.; Funding acquisition, B.L. and A.-S.E.; Investigation, M.L. and A.-S.E.; Methodology, P.C., J.L., B.L., and A.-S.E.; Project administration, B.L. and A.-S.E.; Supervision, B.L. and A.-S.E.; Validation, M.L.; Writing—original draft, C.B. and A.-S.E.

Funding: The present study was supported by funds from the French Ministry of Health, the French Ministry of Environment, and the French Civil Aviation Authority. The authors would like to thank them for their kind assistance.

Acknowledgments: The Airport Pollution Control Authority (Acnusa) requested that the French Institute of Science and Technology for Transport, Development, and Networks (Ifsttar) carry out this study. The authors would like to thank them for their confidence. The authors are grateful to all the participants in the study and to their interviewers. The authors also thank Paris Airports and the French Civil Aviation Authority for providing noise exposure maps and are also grateful to Inès Khati for her participation in the implementation of the study and to Sylviane Lafont for her skillful revision of the manuscript.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflicts of interest.

6. Résultats complémentaires

6.1. Analyses hommes / femmes séparés

Les analyses ont été réalisées séparément chez les hommes et chez les femmes. Les résultats ne montrent toujours aucune significativité pour l'effet de l'exposition au bruit des avions sur la détresse psychologique, que ce soit chez les hommes ou chez les femmes séparément, à la fois dans les analyses univariées (Modèle M0) et dans les analyses multivariées (Modèles M1 et M2). Dans le modèle M2, aucune significativité n'est montrée ni pour la gêne due au bruit des avions et ni pour la sensibilité au bruit chez les femmes, tandis que ces deux facteurs sont significatifs chez les hommes (Tableau 29).

Tableau 29 : Odds ratios (ORs) pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et la détresse psychologique

| | <u>Femmes</u> | | <u>Hommes</u> | |
|--|--------------------|----------------------------|--------------------|----------------------------|
| | <u>OR</u> | <u>(95%CI)</u> | <u>OR</u> | <u>(95%CI)</u> |
| <u>Modèle M0</u> | | | | |
| <u>L_{den}¹</u> | <u>0,87</u> | <u>(0,67-1,14)</u> | <u>0,82</u> | <u>(0,60-1,13)</u> |
| <u>Modèle M1</u> | | | | |
| <u>L_{den}¹</u> | <u>1,05</u> | <u>(0,74-1,48)</u> | <u>1,03</u> | <u>(0,64-0,16)</u> |
| <u>Modèle M2</u> | | | | |
| <u>L_{den}¹</u> | <u>0,95</u> | <u>(0,65-1,38)</u> | <u>0,85</u> | <u>(0,50-1,45)</u> |
| <u>Noise sensitivity</u> | | | | |
| <u>Less or as sensitive as people around you</u> | <u>1,00</u> | | <u>1,00</u> | |
| <u>More sensitive th, people around you</u> | <u>1,18</u> | <u>(0,77-1,81)</u> | <u>2,41</u> | <u>(1,29-4,51)</u> |
| <u>Annoyance due to aircraft noise</u> | | | | |
| <u>Not at all annoyed</u> | <u>1,00</u> | | <u>1,00</u> | |
| <u>Slightly</u> | <u>1,27</u> | <u>(0,66-2,43)</u> | <u>4,35</u> | <u>(1,51-12,58)</u> |
| <u>Moderately</u> | <u>1,45</u> | <u>(0,79-2,66)</u> | <u>2,44</u> | <u>(0,83-7,15)</u> |
| <u>Very</u> | <u>1,41</u> | <u>(0,65-3,03)</u> | <u>5,20</u> | <u>(1,65-16,39)</u> |
| <u>Extremely</u> | <u>3,94</u> | <u>(1,35-11,47)</u> | <u>4,60</u> | <u>(0,69-30,80)</u> |

¹ Pour une augmentation de 10 dB. M0 = Modèle de régression univarié incluant seulement l'exposition au bruit des avions (L_{den}). M1 = Modèle de régression multivarié incluant l'exposition au bruit des avions (L_{den}) avec les principaux facteurs de confusion listés dans le Tableau 27 (sans la sensibilité au bruit et la gêne liée au bruit des avions). M2 = Modèle de régression multivarié incluant l'exposition au bruit des avions (L_{den}) avec la sensibilité au bruit et la gêne due au bruit des avions, ainsi que les principaux facteurs de confusion listés dans le Tableau 27 (sans la sensibilité au bruit et la gêne liée au bruit des avions). Résultats significatifs en gras (p < 0.05).

6.2. Score GHQ continu

Des analyses ont également été réalisées avec le score GHQ en continu, en utilisant des modèles de régression linéaire incluant les mêmes facteurs de confusion que les modèles de régression logistique.

Les résultats présentés dans le Tableau 30 sont similaires à ceux présentés dans l'article précédent : aucune association n'est observée entre l'exposition au bruit des avions (L_{den}) et le score GHQ, que ce soit dans le modèle univarié (M0), ou dans les modèles multivariés – ajustés

sur les facteurs de confusion (M1), ou ajustés sur les facteurs de confusion, la gêne due au bruit des avions et la sensibilité au bruit (M2).

En revanche, de même qu'avec le score GHQ dichotomisé, on observe un score significativement plus élevé chez les sujets se déclarant plus sensibles au bruit que les gens autour d'eux, en comparaison avec les sujets se déclarant autant ou moins sensibles que les gens autour d'eux ($\beta = 0,53$; IC95% 0.27;0.78).

Par ailleurs, plus les individus se déclarent gênés par le bruit des avions, plus leur score GHQ est élevé.

Tableau 30 : Coefficients de régression linéaire pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et la détresse psychologique

| | β | (95%CI) |
|-------------------------------------|-------------|--------------------|
| Modèle M0 | | |
| L_{den}^1 | -0,01 | (-0,03;0,02) |
| Modèle M1 | | |
| L_{den}^1 | 0,05 | (-0,15;0,25) |
| Modèle M2 | | |
| L_{den}^1 | -0,02 | (-0,24;0,19) |
| Sensibilité au bruit | | |
| <i>Faiblement sensible au bruit</i> | réf. | |
| <i>Fortement sensible au bruit</i> | 0,53 | (0,27;0,78) |
| Gêne due au bruit des avions | | |
| <i>Pas du tout</i> | réf. | |
| <i>Légèrement</i> | 0,17 | (-0,18;0,53) |
| <i>Moyennement</i> | 0,22 | (-0,12;0,56) |
| <i>Beaucoup</i> | 0,34 | (-0,09;0,76) |
| <i>Extrêmement</i> | 0,94 | (0,24;1,65) |

¹ Pour une augmentation de 10 dB(A). M0 = Modèle de régression univarié ne prenant en compte que l'exposition au bruit des avions en termes de L_{den} . M1 = Modèle de régression multivarié incluant l'exposition au bruit des avions en termes de L_{den} ainsi que les principaux facteurs de confusion potentiels énumérés dans le Tableau 27 (sans sensibilité au bruit et sans gêne due au bruit des avions). M2 = Modèle de régression multivarié incluant l'exposition au bruit des avions en termes de L_{den} ainsi

que la sensibilité au bruit, la gêne due au bruit des avions et les principaux facteurs de confusion potentiels énumérés au Tableau 27. Les valeurs en gras sont statistiquement significatives ($p < 0.05$).

6.3. Analyses stratifiées sur la gêne due au bruit et la sensibilité au bruit

Les analyses principales portant sur la détresse psychologique définie à partir du score GHQ dichotomisé ont également été menées chez les personnes fortement gênées et chez les personnes pas fortement gênées d'une part, chez les personnes fortement sensibles au bruit et chez les personnes pas fortement sensibles au bruit d'autre part.

Nous n'avons observé aucune association entre l'exposition au bruit des avions et la détresse psychologique, ni chez les participants fortement gênés, ni chez les participants pas fortement gênés par le bruit des avions (Tableau 31).

Tableau 31 : Odds ratios pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et la détresse psychologique chez les personnes fortement gênées et pas fortement gênées par le bruit des avions

| Modèle M1 | Fortement gênées | | Pas fortement gênées | | p-value interaction |
|------------------|------------------|-------------|----------------------|-------------|---------------------|
| | OR | IC 95% | OR | IC 95% | |
| $L_{Aeq, 24h}^1$ | 0,87 | (0,37-2,00) | 0,97 | (0,68-1,38) | 0,55 |
| $L_{Aeq, 16h}^1$ | 0,84 | (0,38-1,82) | 0,93 | (0,68-1,25) | 0,65 |
| L_{den}^1 | 0,79 | (0,37-1,70) | 0,98 | (0,71-1,34) | 0,51 |
| L_{night}^1 | 0,84 | (0,40-1,76) | 0,94 | (0,70-1,24) | 0,72 |

¹ Pour une augmentation de 10 dB(A). M1 = Modèle de régression multivarié incluant l'exposition au bruit des avions, ainsi que les principaux facteurs de confusion potentiels énumérés dans le Tableau 27.

En revanche, chez les personnes fortement sensibles au bruit, plus le niveau de bruit des avions augmente, plus la détresse psychologique augmente (Tableau 32). Cependant, cette relation n'est statistiquement significative que pour l'exposition pendant la nuit (OR = 1,62 ; IC95% 1,02-2,57 pour une augmentation de 10 dB(A)). Aucune association n'est observée chez les personnes faiblement sensibles au bruit.

Tableau 32 : Odds ratios pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et la détresse psychologique chez les personnes fortement sensibles et chez celles faiblement sensibles

| Modèle M1 | Fortement sensibles | | Faiblement sensibles | | p-value |
|------------------|---------------------|--------------------|----------------------|-------------|-------------|
| | OR | IC 95% | OR | IC 95% | interaction |
| $L_{Aeq, 24h}^1$ | 1,67 | (0,96-2,89) | 0,85 | (0,57-1,26) | 0,09 |
| $L_{Aeq, 16h}^1$ | 1,45 | (0,90-2,35) | 0,85 | (0,60-1,19) | 0,12 |
| L_{den}^1 | 1,64 | (0,99-2,71) | 0,86 | (0,60-1,22) | 0,06 |
| L_{night}^1 | 1,62 | (1,02-2,57) | 0,82 | (0,60-1,13) | 0,03 |

¹ Pour une augmentation de 10 dB(A). M1 = Modèle de régression multivarié incluant l'exposition au bruit des avions, ainsi que les principaux facteurs de confusion potentiels énumérés dans le Tableau 27.

IV - EFFETS DE L'EXPOSITION AU BRUIT DES AVIONS SUR LA CONSOMMATION DE MÉDICAMENTS ET LE RISQUE D'HYPERTENSION

Baudin C, Lefevre M, Floud S, Bouaoun L, Babisch W, Cadum E, et al. Aircraft noise exposure in relation to hypertension and medication use: A pooled analysis of HYENA and DEBATS studies. Submitted as a short report in Occupational and environmental medicine in July 2019.

Aircraft noise exposure in relation to hypertension and medication use: A pooled analysis of HYENA and DEBATS studies

Clémence BAUDIN¹, Marie LEFÈVRE^{1,2}, Sarah FLOUD³, Liacine BOUAOUN^{1,4}, Wolfgang BABISCH⁵, Ennio CADUM⁶, Patricia CHAMPELOVIER⁷, Konstantina DIMAKOPOULOU⁸, Danny HOUTHUIJS⁹, Jacques LAMBERT^{7,10}, Bernard LAUMON¹¹, Göran PERSHAGEN¹², Stephen STANSFELD¹³, Venetia VELONAKI¹⁴, Anna HANSELL¹⁵, Anne-Sophie EVRARD¹

¹ *Univ Lyon, Université Claude Bernard Lyon1, IFSTTAR, UMRESTTE, UMR T_9405, Bron, France*

² *Now at: Technical Agency for Information on Hospital Care, Lyon, France*

³ *Now at: Cancer Epidemiology Unit, University of Oxford, Richard Doll Building, Old Road Campus, Oxford OX3 7LF, UK*

⁴ *Now at: International Agency for Research on Cancer, Lyon, France*

⁵ *Currently retired, Berlin Germany (formerly Federal Environment Agency)*

⁶ *Now at Environmental Health Unit, Agency for Health Protection, Pavia, Italy*

⁷ *IFSTTAR, Planning, Mobilities and Environment Department, Dynamics of Mobility Changes Team, Bron, France*

⁸ *Department of Hygiene, Epidemiology and Medical Statistics Faculty of Medicine, National and Kapodistrian University of Athens, Athens, Greece*

⁹ *National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, the Netherlands*

¹⁰ *Currently retired, Villeurbanne, France*

¹¹ *IFSTTAR, Transport, Health and Safety Department, Bron, France*

¹² *Institute of Environmental Medicine, Karolinska Institutet, Stockholm, Sweden*

¹³ *Centre for Psychiatry, Wolfson Institute of Preventive Medicine, Barts and the London School of Medicine, Queen Mary University of London, London EC1M 6BQ, UK*

¹⁴ *Nurses School, National and Kapodistrian University of Athens, Athens, Greece*

¹⁵ *Centre for Environmental Health and Sustainability, University of Leicester, Leicester, UK*

Abstract: *Introduction:* The HYENA study investigated the association between aircraft noise exposure and the risk of hypertension and medication use based on six major European airports. Yet, no French airports were included, although the Paris-Charles de Gaulle airport is one of the busiest airports in Europe. This present study provides an update of the HYENA analyses by including the three French airports from the DEBATS study, which used similar methods to HYENA. *Methods:* This study included 6,105 residents from the HYENA (n=4,861) and DEBATS (n=1,244) cross-sectional studies, older than 18 and living close to one of ten European airports. Information on demographic, socioeconomic and lifestyle factors, and self-reported medication use was collected during a face-to-face interview performed at home. Blood pressure was also measured. Logistic regression models with adjustment for potential confounders were used to investigate hypertension risk and medication use separately. Interactions between noise exposure and country were tested to consider possible differences between countries. *Results:* A statistically significant association was shown between aircraft noise exposure at night and the risk of hypertension without any difference between countries. The interaction between aircraft noise and country was significant for the use of antihypertensives and for anxiolytics for night noise exposure only; significant associations were found in the UK only for antihypertensive use and in the Netherlands only for anxiolytic use. *Conclusions:* The findings of the present pooled-analyses suggested a significant, albeit weak, association between aircraft noise exposure and the risk of hypertension and the use of antihypertensives and anxiolytics.

Key words: Aircraft noise exposure; medication use; hypertension; pooled analyses.

1. Introduction

The risk of hypertension and medication use in relation to aircraft noise exposure were explored in the HYENA (HYpertension and Exposure to Noise near Airports) study [61], [121]. This latter project included residents living near one of seven major European airports: London Heathrow (United Kingdom, UK), Berlin Tegel (Germany), Amsterdam Schiphol (the Netherlands), Stockholm Arlanda and Bromma (Sweden), Milan Malpensa (Italy), and Athens Eleftherios Venizelos (Greece). No French airports were included in this study whereas Paris-Charles de Gaulle airport is one of the busiest airports in Europe [262]. The DEBATS (Discussion on the health effects of aircraft noise) study included residents living near one of three major airports in France (Paris-Charles de Gaulle, Lyon Saint-Exupéry, and Toulouse-Blagnac) and used a similar methodology to the one used in the HYENA study. The objective of the present study was to investigate whether aircraft noise exposure is associated with the risk of hypertension and medication use, using both HYENA and DEBATS datasets. Combining these two studies aimed to increase the number of participants, resulting in higher statistical power especially when investigating the association between aircraft noise levels and medication use.

2. Methods

The HYENA and the DEBATS studies included respectively 4,861 and 1,244 residents, interviewed between 2004 and 2006 and in 2013 respectively. Details about selection processes can be found elsewhere [60], [261]. For all countries except the UK, aircraft noise levels were provided from the “Integrated Noise Model” (INM) [289]. The UK used the national Aircraft Noise Contour Model (ANCON v 2) [322], similar to the INM model. Outdoor aircraft noise exposure was assessed in 1-dBA intervals at the place of residence of each participant by linking his/her home address to the noise contours using geographical information systems (GIS) methods. Four noise indicators referring to three different periods of the day were derived and used separately for the statistical analyses: L_{den} , $L_{Aeq,24hr}$, $L_{Aeq,6hr-22hr}$, and L_{night} .

Participants from both studies responded to a similar questionnaire during a face-to-face interview at home to collect demographic and socioeconomic information and lifestyle factors. At that time, participants were invited to report all prescribed and non-prescribed medication used in the last 2 weeks (HYENA) and last 12 months (DEBATS) preceding the interview. Each medication was coded according to the Anatomical Therapeutic Chemical Classification System (ATC) as proposed by the World Health Organization (WHO). Based on this

classification, seven dichotomized variables corresponding to the following groups of codes were defined and analysed separately:

- Antihypertensives (ATC codes C02A, C02C, C02D, C02N, C03A, C03B, C03C, C03E, C07, C08, C09A, C09B, C09C, C09D);
- Antacids (ATC codes A02);
- Anxiolytics (ATC codes N05B);
- Hypnotic and sedatives drugs (ATC codes N05C);
- Anxiolytic and hypnotic and sedatives drugs (ATC codes N05B, N05C). Anxiolytics and hypnotics and sedatives were combined into one group because anxiolytics can be prescribed at higher doses to produce hypnotic effects;
- Antidepressants (ATC codes N06A);
- Antasthmatics (ATC codes R03).

During the interview, systolic (SBP) and diastolic (DBP) blood pressure (BP) were also recorded using validated and automated BP instruments. Three measurements following the same protocol were collected within both studies: in a sitting position, the first measurement at the beginning of the interview, after a 5 min rest; the second measurement after a further 1 min rest, and the third measurement, at the end of the interview (~1 hour later). The mean of the first two readings was used to define SBP and DBP. The third reading was used as a validity control.

Hypertension was defined according to the WHO [267]: a SBP \geq 140 mm Hg or a DBP \geq 90 mm Hg. Participants were classified as hypertensive if they had either BP levels above the WHO cut-off points or a diagnosis of hypertension by a physician in conjunction with use of antihypertensive medication, as reported in the interview questionnaire.

Logistic regression models were performed to assess whether outdoor aircraft noise exposure was associated with hypertension risk and medication use separately (M0 model). The major potential confounders were entered into the models: gender, age (continuous), BMI (continuous), smoking status (five categories: non-smoker; ex-smoker; 1-10 units/day; 11-20 units/day; >20 units/day), alcohol consumption (4 categories: teetotaler; 1-7 units a week; 8-14 units/week; >14 units/week), physical activity (2 categories: no or a little; regular), education level (coded as quartiles of number of years in education previously standardized by country means) and country (UK; Germany; The Netherlands; Sweden; Greece; Italy; France). According to the previous studies [60], [61], the smoking status were removed from analyses

about hypertension. An interaction term between the noise exposure and country was also tested using the Akaike information criterion (AIC) to account for potential differences in noise exposure between countries (M0' model). Models where the interaction was not statistically significant were not presented. In sensitivity analyses, the associations of interest were investigated for men and women separately, and for people between 45 and 70 years of age as in the HYENA study.

All statistical analyses were carried out with R software [277]. Adjusted odds ratios (ORs) along with their 95% confidence intervals (CIs) are reported.

3. Results

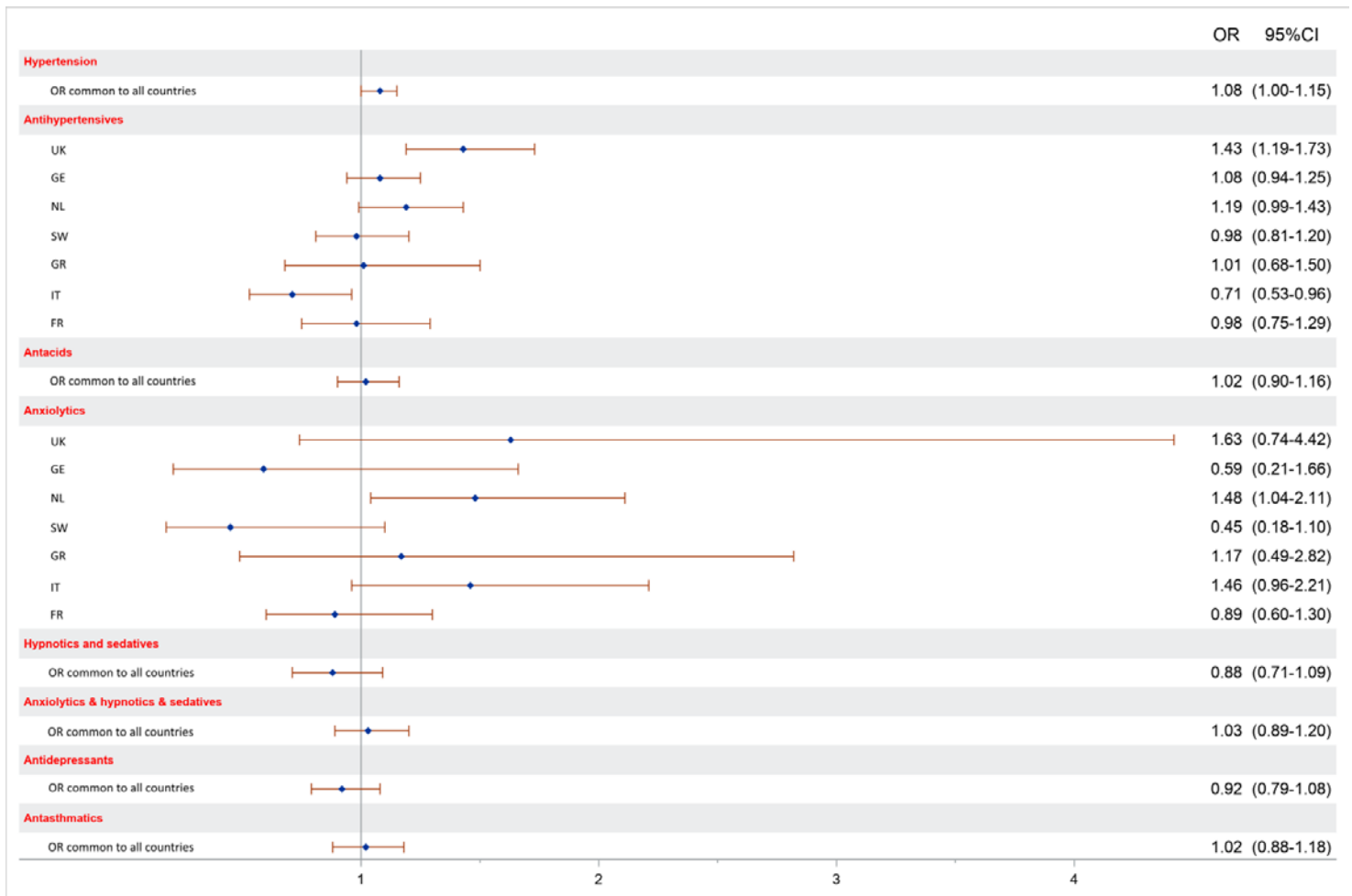
Gender- and age-adjusted prevalence of hypertension varied between 49% in the UK and 57% in Greece [61] and was 43% in France [60]. The prevalence of medication use varied between 2% for hypnotics to 28% for antihypertensives in the HYENA study [121], and were very similar in the DEBATS study.

The interaction term was significant for both antihypertensive (regardless of the noise indicator) and anxiolytic (L_{night} only) use, suggesting differences in noise effects between countries for these medications.

Figure 7 presents ORs for the risk of hypertension and medication use, per 10 dB(A) increase in night-time aircraft noise exposure. Night-time aircraft noise exposure was significantly, albeit weakly, associated with increased risk of hypertension without any difference between countries (OR=1.08, 95%CI 1.00-1.15 for a 10dB(A)-increase in L_{night} in M0 model). None of the other noise metrics were associated with hypertension risk. In addition, significant positive associations were found with antihypertensive use in the UK (OR=1.43, 95%CI 1.19-1.73 for a 10dB(A)-increase in L_{night}), and significant negative associations in Italy (OR=0.71, 95%CI 0.53-0.96 for a 10dB(A)-increase in L_{night}). Same pattern was found whatever the noise indicator (results not shown). A significant positive association was shown between night-time exposure and anxiolytic use in the Netherlands (OR=1.48, 95%CI 1.04-2.11 for a 10dB(A)-increase in L_{night}). No significant association with aircraft noise was found for the other medications under study.

The association between aircraft noise exposure and antihypertensive use was stronger in women than in men, for the UK only. No difference in noise effect by gender was found for other medication use or the risk of hypertension.

Figure 7 : Odds-ratios for the risk of hypertension (n=5,849) and medication use (n=5,866) in relation to a 10dB(A)-increase in night-time aircraft noise exposure (adjusted for gender, age, BMI, smoking status (except for the risk of hypertension), alcohol consumption, physical activity, education level and country)



UK: United Kingdom; GE: Germany; NL: The Netherlands; SW: Sweden; GR: Greece; IT: Italy; FR: France

4. Discussion

This present study reports the results of a pooled-analysis of the HYENA and the DEBATS datasets, providing a greater statistical power when investigating the association between aircraft noise levels and the risk of hypertension and medication use.

The results of the present study are consistent with the relationship between night-time aircraft noise exposure and the risk of hypertension found by Jarup et al. (OR=1.14, 95%CI 1.01-1.23 for both sexes) [61] and Evrard et al. (OR=1.34, 95%CI 1.00-1.97 in men only) [60], without any heterogeneity between countries, but does not confirm that the association is significant only in men, as Evrard et al found. Both studies differ in terms of the age of participants: 45-70 years old in the HYENA study, and older than 18 years in DEBATS. The prevalence of hypertension increases considerably from 40 years of age [323], and is significantly higher for men than for women between 18 to 40 years of age. This could explain the gender-difference in results between both studies. Sensitivity analyses limited to people between 45 and 70 years of age led to similar results except for anxiolytics where the interaction between noise levels and country disappeared.

The results for medication were similar to those reported by Floud et al. based on the HYENA study where a significant association was found between aircraft noise levels and an increased use of antihypertensives in the UK (OR=1.34, 95%CI 1.14-1.57 for a 10-dB(A) increase in L_{night}).

In the HYENA study, Floud et al. found an association between aircraft noise exposure and anxiolytic use, whatever the noise indicator, without any difference between countries [121]. In the present study we found a significant association between night-time exposure and anxiolytic use in the Netherlands only. However, Floud et al. used a different statistical model - hierarchical structure with multilevel logistic regression model. These models were investigated for the present pooled analyses: while results remained similar, the AIC was in favour of M0 and M0' models.

In conclusion, this pooled-analysis based on seven European countries confirmed previous results suggesting that aircraft noise exposure is associated, albeit weakly, with the risk of hypertension and potentially also with the use of antihypertensives and anxiolytics, especially for noise exposure at night.

Ethics approval: The research undertaken by each of the HYENA partners was covered by local agreements concerning the ethical use of data and the protection of confidentiality of individuals. Ethics approvals have been obtained in all partner countries.

The DEBATS study was approved by two national authorities in France: the French Advisory Committee for Data Processing in Health Research and the French National Commission for Data Protection and Liberties.

The present study was approved by the University Ethics Sub-Committee of Medicine and Biological Sciences from the University of Leicester.

Consent for publication: Not applicable

Availability of data and materials: Not applicable

Competing interests: None.

Funding: The HYENA study was funded by a grant from the European Commission (Directorate General Research) in the Fifth Framework Programme, Quality of Life and Management of Living Resources, Key Action 4 - Environment and Health (grant QLRT-2001-02501).

The DEBATS study was supported by funds from the French Ministry of Health, the French Ministry of the Environment, and the French Civil Aviation Authority. The authors would like to thank them for their kind assistance.

The present study was sustained by a grant from the European and International Affairs Department (DAEI) of IFSTTAR (French Institute of science and technology for transport, development and networks).

Authors' contribution: For the HYENA consortium: Wolfgang Babisch (WB), Ennio Cadum (EC), Konstantina Dimakopoulou (KD), Danny Huithuijs (DH), Göran Pershagen (GP), Venetia Velonaki (VV) designed and conducted the original HYENA study.

For the DEBATS study: Anne-Sophie Evrard (ASE) and Bernard Laumon (BL) with Jacques Lambert (JL) and Patricia Champelovier (PC) conceived and designed the DEBATS study. ASE and Marie Lefèvre (ML) conducted the study. JL interpreted the aircraft noise data and PC interpreted the annoyance data. ML was involved in data extraction and preparation.

For the present study: Clémence Baudin (CB), ASE and Anna Hansell (AH) designed the study, CB performed the statistical analyses, supervised by AH, ASE and BL. The analyses were

interpreted by CB, AH, ASE and BL, with the help of Stephen Stansfeld (SS). CB, AH and ASE drafted the initial report. All coauthors revised the report and approved the final version. ASE and AH are responsible for the overall content as the guarantors of this paper.

Acknowledgements: For HYENA study: Thanks to Lars Jarup, HYENA principal investigator and other members of the HYENA study team responsible for conducting the study. Thanks to the aviation administration and the road administration in each of the participating countries for their contribution to the noise exposure assessment.

For DEBATS study: Thanks to the Airport Pollution Control Authority (Acnusa) for requesting the French Institute of Science and Technology for Transport, Development and Networks (Ifsttar) to carry out this study; thanks to Paris Airports and the French Civil Aviation Authority for providing noise exposure maps.

The authors are grateful to all the participants in both HYENA and DEBATS studies and their interviewers.

5. Résultats complémentaires

Des analyses complémentaires ont été menées afin d'investiguer le rôle de la gêne due au bruit des avions et de la sensibilité au bruit dans la relation entre l'exposition au bruit des avions et le risque d'hypertension ou la consommation de médicaments.

Le Tableau 33 présente les résultats du modèle M0, présenté dans l'article, pour chaque indicateur de santé, et pour tous les pays inclus dans les analyses groupées de DEBATS et de HYENA (pour mémoire, dans l'article, les résultats par pays avaient été présentés lorsque le terme d'interaction entre l'exposition au bruit et le pays était significatif). De plus, ce Tableau 33 présente les résultats du modèle M1 dans lequel la gêne a été incluse en plus de l'exposition au bruit et des facteurs de confusion, ainsi que ceux du modèle M2 dans lequel la sensibilité a été incluse en plus de l'exposition au bruit et des facteurs de confusion.

Les résultats de M0 montrent que l'association entre l'exposition au bruit des avions et le risque d'hypertension est statistiquement significative seulement pour l'exposition pendant la nuit (OR = 1,08 ; IC95% 1,01-1,16 pour une augmentation de 10dB(A)), pour tous les pays regroupés, au même titre que l'association entre l'exposition au bruit des avions et la consommation d'antihypertenseurs (OR = 1,10 ; IC95% 1,01-1,18 pour une augmentation de 10dB(A)). Aucune autre association n'a été montrée entre l'exposition au bruit des avions et la

consommation des autres médicaments (antiacides, anxiolytiques, hypnotiques et sédatifs, antidépresseurs, antiasthmatiques).

Lorsque la gêne due au bruit des avions est incluse dans le modèle M0, en plus du niveau de bruit des avions et des facteurs de confusion (M1), les associations significatives trouvées dans M0 deviennent non-significatives, avec des valeurs d'OR inférieures. Ce résultat suggère la possibilité d'une médiation par la gêne due au bruit des avions de la relation entre l'exposition au bruit des avions et le risque d'hypertension ou la consommation d'antihypertenseurs.

Lorsque la sensibilité au bruit est incluse dans le modèle M0, en plus du niveau de bruit des avions et des facteurs de confusion, les associations entre l'exposition au bruit et le risque d'hypertension ou la consommation de médicaments sont inchangées.

Tableau 33 : Odds-ratios pour le risque d'hypertension (N=5 849) et la consommation de médicaments (N=5 866) en lien avec une augmentation de 10 dB(A) de l'exposition au bruit des avions, ajustés sur la gêne due au bruit des avions ou la sensibilité au bruit

| | | Modèle M0 | | Modèle M1 | | Modèle M2 | |
|--|-----------------------|-------------|--------------------|-----------|-------------|-------------|--------------------|
| | | OR | IC 95% | OR | IC 95% | OR | IC 95% |
| Hypertension | L _{Aeq, 16h} | 1,03 | (0,96-1,09) | 1,01 | (0,94-1,08) | 1,03 | (0,96-1,10) |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,03 | (0,97-1,11) | 1,02 | (0,95-1,09) | 1,04 | (0,97-1,11) |
| | L _{den} | 1,05 | (0,97-1,12) | 1,03 | (0,95-1,11) | 1,05 | (0,97-1,12) |
| | L _{night} | 1,08 | (1,01-1,16) | 1,06 | (0,99-1,14) | 1,08 | (1,01-1,16) |
| Antihypertenseurs | L _{Aeq, 16h} | 1,03 | (0,96-1,11) | 0,99 | (0,91-1,07) | 1,02 | (0,95-1,10) |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,04 | (0,96-1,12) | 0,99 | (0,92-1,08) | 1,03 | (0,96-1,11) |
| | L _{den} | 1,05 | (0,97-1,14) | 1,01 | (0,93-1,09) | 1,05 | (0,96-1,13) |
| | L _{night} | 1,10 | (1,01-1,18) | 1,06 | (0,98-1,15) | 1,09 | (1,01-1,18) |
| Antiacides | L _{Aeq, 16h} | 0,95 | (0,84-1,07) | 0,92 | (0,81-1,04) | 0,94 | (0,83-1,06) |
| | L _{Aeq, 24h} | 0,96 | (0,85-1,09) | 0,93 | (0,81-1,06) | 0,96 | (0,84-1,08) |
| | L _{den} | 0,97 | (0,85-1,10) | 0,94 | (0,82-1,07) | 0,96 | (0,85-1,10) |
| | L _{night} | 1,02 | (0,90-1,16) | 1,00 | (0,88-1,13) | 1,02 | (0,90-1,15) |
| Anxiolytiques | L _{Aeq, 16h} | 1,16 | (0,97-1,39) | 1,00 | (0,86-1,17) | 1,04 | (0,90-1,21) |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,17 | (0,96-1,41) | 1,01 | (0,86-1,18) | 1,05 | (0,90-1,22) |
| | L _{den} | 1,17 | (0,96-1,42) | 0,99 | (0,84-1,17) | 1,04 | (0,89-1,22) |
| | L _{night} | 1,15 | (0,94-1,39) | 0,97 | (0,83-1,13) | 1,02 | (0,88-1,19) |
| Hypnotiques et sédatifs | L _{Aeq, 16h} | 0,94 | (0,76-1,16) | 1,10 | (0,91-1,33) | 1,12 | (0,94-1,35) |
| | L _{Aeq, 24h} | 0,95 | (0,76-1,18) | 1,09 | (0,89-1,34) | 1,12 | (0,93-1,36) |
| | L _{den} | 0,93 | (0,74-1,16) | 1,09 | (0,90-1,35) | 1,13 | (0,93-1,38) |
| | L _{night} | 0,88 | (0,71-1,09) | 1,09 | (0,88-1,33) | 1,13 | (0,92-1,37) |
| Anxiolytiques et hypnotiques et sédatifs | L _{Aeq, 16h} | 1,07 | (0,93-1,24) | 0,88 | (0,70-1,09) | 0,93 | (0,76-1,15) |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,08 | (0,93-1,26) | 0,88 | (0,70-1,11) | 0,94 | (0,75-1,17) |
| | L _{den} | 1,07 | (0,91-1,25) | 0,85 | (0,67-1,08) | 0,92 | (0,73-1,15) |
| | L _{night} | 1,03 | (0,89-1,20) | 0,82 | (0,66-1,02) | 0,88 | (0,71-1,09) |
| Antidépresseurs | L _{Aeq, 16h} | 1,01 | (0,86-1,18) | 1,01 | (0,86-1,19) | 1,00 | (0,85-1,17) |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,02 | (0,87-1,20) | 1,02 | (0,86-1,21) | 1,01 | (0,86-1,19) |
| | L _{den} | 1,00 | (0,84-1,20) | 1,00 | (0,83-1,19) | 0,99 | (0,83-1,17) |
| | L _{night} | 0,92 | (0,79-1,08) | 0,92 | (0,78-1,08) | 0,92 | (0,78-1,08) |

| | | <i>Modèle M0</i> | | <i>Modèle M1</i> | | <i>Modèle M2</i> | |
|------------------|-----------------------|------------------|---------------|------------------|---------------|------------------|---------------|
| | | <i>OR</i> | <i>IC 95%</i> | <i>OR</i> | <i>IC 95%</i> | <i>OR</i> | <i>IC 95%</i> |
| Antiasthmatiques | L _{Aeq, 16h} | 1,03 | (0,89-1,20) | 0,98 | (0,84-1,15) | 1,03 | (0,89-1,20) |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,03 | (0,88-1,20) | 0,97 | (0,83-1,14) | 1,03 | (0,88-1,20) |
| | L _{den} | 1,04 | (0,89-1,22) | 0,98 | (0,83-1,16) | 1,04 | (0,89-1,22) |
| | L _{night} | 1,02 | (0,88-1,18) | 0,97 | (0,83-1,13) | 1,02 | (0,88-1,18) |

M0 = modèle incluant les niveaux de bruit d'avion et les facteurs de confusion présentés Partie 2 §II.3.1.

M1 = M0 + la gêne due au bruit des avions. M2 = M0 + la sensibilité au bruit.

Le Tableau 34 présente les associations entre l'exposition au bruit des avions et le risque d'hypertension ou la consommation de médicaments chez les participants fortement gênés et chez ceux qui ne sont pas fortement gênés, alors que le Tableau 35 montre ces relations chez les participants fortement, moyennement et faiblement sensibles au bruit.

Ces résultats montrent une association statistiquement significative entre l'exposition au bruit des avions pendant la nuit et le risque d'hypertension chez les participants fortement gênés par le bruit des avions uniquement (OR = 1,23 ; IC95% 1,01-1,51 pour une augmentation de 10dB(A)) (Tableau 34). Aucune différence significative n'est montrée pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et la consommation de médicaments chez les participants fortement gênés et chez ceux qui ne sont pas fortement gênés. On peut cependant noter que les ORs sont supérieurs chez les participants fortement gênés par le bruit des avions, en comparaison avec les participants non fortement gênés, pour la consommation d'antihypertenseurs, d'anxiolytiques, et d'antiasthmatiques (Tableau 34). Ce résultat suggère la possibilité d'une modération par la gêne due au bruit des avions de la relation entre l'exposition au bruit des avions et le risque d'hypertension ou la consommation de certains médicaments.

Tableau 34 : Odds-ratios^a pour le risque d'hypertension et la consommation de médicaments en lien avec une augmentation de 10 dB(A) de l'exposition au bruit des avions, chez les participants "fortement gênés" (N= 1 164) ou "pas fortement gênés" (N=4 700) par le bruit des avions

| | | Fortement gênés | | Pas fortement gênés | | p-value interaction |
|--|-----------------------|-----------------|--------------------|---------------------|-------------|---------------------|
| | | OR | IC 95% | OR | IC 95% | |
| Hypertension | L _{Aeq, 16h} | 1,12 | (0,89-1,40) | 1,01 | (0,94-1,08) | 0,60 |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,14 | (0,90-1,43) | 1,01 | (0,94-1,09) | 0,58 |
| | L _{den} | 1,15 | (0,91-1,46) | 1,02 | (0,94-1,11) | 0,55 |
| | L _{night} | 1,23 | (1,01-1,51) | 1,05 | (0,97-1,14) | 0,40 |
| Antihypertenseurs | L _{Aeq, 16h} | 1,09 | (0,85-1,39) | 0,99 | (0,91-1,07) | 0,26 |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,10 | (0,86-1,41) | 0,99 | (0,91-1,08) | 0,26 |
| | L _{den} | 1,13 | (0,88-1,46) | 1,00 | (0,91-1,10) | 0,16 |
| | L _{night} | 1,21 | (0,97-1,51) | 1,04 | (0,95-1,14) | 0,06 |
| Antiacides | L _{Aeq, 16h} | 0,87 | (0,60-1,26) | 0,93 | (0,81-1,07) | 0,78 |
| | L _{Aeq, 24h} | 0,89 | (0,60-1,30) | 0,95 | (0,82-1,09) | 0,86 |
| | L _{den} | 0,89 | (0,61-1,30) | 0,95 | (0,82-1,11) | 0,97 |
| | L _{night} | 0,99 | (0,71-1,38) | 1,00 | (0,87-1,15) | 0,43 |
| Anxiolytiques | L _{Aeq, 16h} | 1,60 | (0,95-2,68) | 1,00 | (0,81-1,24) | 0,12 |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,58 | (0,93-2,68) | 1,00 | (0,80-1,25) | 0,13 |
| | L _{den} | 1,57 | (0,92-2,67) | 0,99 | (0,78-1,25) | 0,14 |
| | L _{night} | 1,28 | (0,81-2,03) | 1,00 | (0,80-1,26) | 0,44 |
| Hypnotiques et sédatifs | L _{Aeq, 16h} | 1,02 | (0,52-1,98) | 0,85 | (0,67-1,08) | 0,53 |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,06 | (0,54-2,09) | 0,85 | (0,66-1,09) | 0,47 |
| | L _{den} | 0,99 | (0,51-1,91) | 0,82 | (0,63-1,07) | 0,50 |
| | L _{night} | 0,92 | (0,54-1,56) | 0,78 | (0,60-1,00) | 0,29 |
| Anxiolytiques et hypnotiques et sédatifs | L _{Aeq, 16h} | 1,35 | (0,89-2,05) | 0,94 | (0,79-1,11) | 0,09 |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,37 | (0,89-2,09) | 0,93 | (0,78-1,11) | 0,08 |
| | L _{den} | 1,30 | (0,85-1,98) | 0,91 | (0,76-1,10) | 0,11 |
| | L _{night} | 1,11 | (0,77-1,58) | 0,91 | (0,76-1,08) | 0,24 |
| Antidépresseurs | L _{Aeq, 16h} | 0,84 | (0,49-1,43) | 1,02 | (0,86-1,22) | 0,78 |
| | L _{Aeq, 24h} | 0,85 | (0,49-1,46) | 1,03 | (0,86-1,24) | 0,74 |
| | L _{den} | 0,79 | (0,46-1,35) | 1,01 | (0,84-1,22) | 0,88 |
| | L _{night} | 0,67 | (0,43-1,03) | 0,96 | (0,80-1,15) | 0,60 |
| Antiasthmatiques | L _{Aeq, 16h} | 1,27 | (0,77-2,11) | 0,98 | (0,83-1,16) | 0,69 |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,26 | (0,75-2,10) | 0,98 | (0,82-1,16) | 0,68 |
| | L _{den} | 1,28 | (0,77-2,12) | 0,98 | (0,82-1,18) | 0,56 |
| | L _{night} | 1,21 | (0,80-1,82) | 0,96 | (0,81-1,14) | 0,26 |

^a ajusté sur les facteurs de confusion présentés Partie 2 §II.3.1

Par ailleurs, des associations statistiquement significatives entre l'exposition au bruit des avions et le risque d'hypertension ou la consommation d'antihypertenseurs sont retrouvées, quel que soit l'indicateur de bruit, seulement chez les participants fortement sensibles au bruit (Tableau 35). Aucune association n'a été trouvée entre l'exposition au bruit des avions et le risque d'hypertension ou la consommation d'antihypertenseurs chez les participants moyennement ou faiblement sensibles au bruit (Tableau 35). Ce résultat suggère la possibilité d'une modulation par la sensibilité au bruit de la relation entre l'exposition au bruit des avions et le risque d'hypertension ou la consommation d'antihypertenseurs.

Tableau 35 : Odds-ratios^a pour le risque d'hypertension et la consommation de médicaments en lien avec une augmentation de 10 dB(A) de l'exposition au bruit des avions, chez les participants "fortement" (N=1 912), "moyennement" (N=1 860), ou "faiblement" sensibles au bruit (N= 2 075)

| | | Fortement sensibles | | Moyennement sensibles | | Faiblement sensibles | | p-value interaction |
|--|-----------------------|---------------------|--------------------|-----------------------|-------------|----------------------|-------------|---------------------|
| | | OR | IC 95% | OR | IC 95% | OR | IC 95% | |
| Hypertension | L _{Aeq, 16h} | 1,12 | (1.00-1.26) | 1,01 | (0.90-1.15) | 0,98 | (0.88-1.10) | 0,01 |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,13 | (1.00-1.27) | 1,02 | (0.90-1.16) | 0,99 | (0.88-1.12) | 0,02 |
| | L _{den} | 1,16 | (1.02-1.31) | 1,02 | (0.89-1.16) | 1,00 | (0.88-1.13) | 0,01 |
| | L _{night} | 1,24 | (1.09-1.40) | 1,00 | (0.88-1.13) | 1,05 | (0.93-1.18) | <0,01 |
| Antihypertenseurs | L _{Aeq, 16h} | 1,13 | (1.00-1.29) | 1,05 | (0.91-1.21) | 0,93 | (0.82-1.06) | <0,01 |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,14 | (1.00-1.30) | 1,07 | (0.92-1.24) | 0,94 | (0.82-1.07) | <0,01 |
| | L _{den} | 1,18 | (1.03-1.35) | 1,06 | (0.91-1.23) | 0,95 | (0.82-1.08) | <0,01 |
| | L _{night} | 1,28 | (1.11-1.47) | 1,05 | (0.90-1.21) | 1,00 | (0.88-1.14) | <0,01 |
| Antiacides | L _{Aeq, 16h} | 0,94 | (0.77-1.15) | 0,90 | (0.71-1.13) | 0,97 | (0.78-1.21) | 0,70 |
| | L _{Aeq, 24h} | 0,96 | (0.78-1.17) | 0,92 | (0.72-1.17) | 0,97 | (0.77-1.22) | 0,70 |
| | L _{den} | 0,95 | (0.77-1.18) | 0,93 | (0.73-1.19) | 1,00 | (0.79-1.26) | 0,75 |
| | L _{night} | 1,00 | (0.81-1.22) | 0,99 | (0.79-1.25) | 1,05 | (0.85-1.31) | 0,75 |
| Anxiolytiques | L _{Aeq, 16h} | 1,17 | (0.90-1.52) | 1,06 | (0.77-1.48) | 1,09 | (0.72-1.67) | 0,89 |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,19 | (0.90-1.57) | 1,04 | (0.73-1.47) | 1,09 | (0.70-1.68) | 0,83 |
| | L _{den} | 1,17 | (0.87-1.56) | 1,06 | (0.74-1.50) | 1,19 | (0.75-1.86) | 0,81 |
| | L _{night} | 1,00 | (0.74-1.36) | 1,14 | (0.81-1.60) | 1,51 | (0.98-2.33) | 0,19 |
| Hypnotiques et sédatifs | L _{Aeq, 16h} | 1,14 | (0.84-1.56) | 0,77 | (0.51-1.16) | 0,82 | (0.53-1.28) | 0,11 |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,15 | (0.83-1.60) | 0,79 | (0.51-1.24) | 0,81 | (0.51-1.28) | 0,12 |
| | L _{den} | 1,14 | (0.81-1.59) | 0,78 | (0.50-1.22) | 0,79 | (0.49-1.28) | 0,13 |
| | L _{night} | 1,00 | (0.73-1.37) | 0,80 | (0.53-1.21) | 0,87 | (0.54-1.38) | 0,51 |
| Anxiolytiques et hypnotiques et sédatifs | L _{Aeq, 16h} | 1,17 | (0.95-1.45) | 0,94 | (0.72-1.23) | 0,96 | (0.69-1.32) | 0,21 |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,20 | (0.96-1.49) | 0,94 | (0.71-1.25) | 0,94 | (0.68-1.32) | 0,19 |
| | L _{den} | 1,17 | (0.93-1.47) | 0,94 | (0.70-1.25) | 0,97 | (0.69-1.37) | 0,27 |
| | L _{night} | 1,03 | (0.82-1.29) | 1,00 | (0.76-1.31) | 1,14 | (0.82-1.58) | 0,86 |

| | | <i>Fortement sensibles</i> | | <i>Moyennement sensibles</i> | | <i>Faiblement sensibles</i> | | <i>p-value interaction</i> |
|------------------|-----------------------|----------------------------|---------------|------------------------------|---------------|-----------------------------|---------------|----------------------------|
| | | <i>OR</i> | <i>IC 95%</i> | <i>OR</i> | <i>IC 95%</i> | <i>OR</i> | <i>IC 95%</i> | |
| Antidépresseurs | L _{Aeq, 16h} | 0,96 | (0.77-1.20) | 0,92 | (0.67-1.24) | 1,36 | (0.94-1.96) | 0,50 |
| | L _{Aeq, 24h} | 0,95 | (0.76-1.20) | 0,96 | (0.70-1.33) | 1,36 | (0.93-1.98) | 0,53 |
| | L _{den} | 0,91 | (0.72-1.16) | 0,96 | (0.69-1.33) | 1,36 | (0.92-2.01) | 0,42 |
| | L _{night} | 0,79 | (0.63-1.01) | 0,99 | (0.74-1.32) | 1,15 | (0.81-1.63) | 0,19 |
| Antiasthmatiques | L _{Aeq, 16h} | 1,02 | (0.78-1.33) | 1,34 | (0.98-1.82) | 0,84 | (0.67-1.07) | 0,08 |
| | L _{Aeq, 24h} | 1,02 | (0.77-1.34) | 1,33 | (0.97-1.82) | 0,84 | (0.66-1.06) | 0,10 |
| | L _{den} | 1,05 | (0.79-1.41) | 1,36 | (0.99-1.86) | 0,82 | (0.64-1.05) | 0,07 |
| | L _{night} | 1,08 | (0.82-1.43) | 1,24 | (0.94-1.63) | 0,79 | (0.62-1.01) | 0,15 |

^a ajusté sur les facteurs de confusion présentés Partie 2 §II.3.1

V - EFFETS DE LA GÊNE DUE AU BRUIT DES AVIONS ET DE LA SENSIBILITÉ SUR LA CONSOMMATION DE MÉDICAMENTS ET LE RISQUE D'HYPERTENSION

Baudin C, Lefevre M, Floud S, Babisch W, Cadum E, Champelovier P, et al. Hypertension risk and medication use in relation to aircraft noise annoyance and noise sensitivity: results of a pooled-analysis from seven European countries. Submitted as an Original Article in Environmental Research in July 2019.

Hypertension risk and medication use in relation to aircraft noise annoyance and noise sensitivity: results of a pooled-analysis from seven European countries

Clémence BAUDIN ¹, Marie LEFÈVRE ^{1,2}, Sarah FLOUD ³, Wolfgang BABISCH ⁴, Ennio CADUM ⁵, Patricia CHAMPELOVIER ⁶, Konstantina DIMAKOPOULOU ⁷, Danny HOUTHUIJS ⁸, Jacques LAMBERT ^{6,9}, Bernard LAUMON ¹⁰, Göran PERSHAGEN ¹¹, Stephen STANSFELD ¹², Venetia VELONAKI ¹³, Anna HANSELL ¹⁴, Anne-Sophie EVRARD¹

¹ *Univ Lyon, Université Claude Bernard Lyon1, IFSTTAR, UMRESTTE, UMR T_9405, Bron, France*

² *Now at: Technical Agency for Information on Hospital Care, Lyon, France*

³ *Now at: Cancer Epidemiology Unit, University of Oxford, Richard Doll Building, Old Road Campus, Oxford OX3 7LF, UK*

⁴ *Currently retired, Berlin Germany (formerly Federal Environment Agency)*

⁵ *Now at Environmental Health Unit, Agency for Health Protection, Pavia, Italy*

⁶ *IFSTTAR, Planning, Mobilities and Environment Department, Dynamics of Mobility Changes Team, Bron, France*

⁷ *Department of Hygiene, Epidemiology and Medical Statistics, Medical School, National and Kapodistrian University of Athens, Athens, Greece*

⁸ *National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, the Netherlands*

⁹ *Currently retired, Villeurbanne, France*

¹⁰ *IFSTTAR, Transport, Health and Safety Department, Bron, France*

¹¹ *Institute of Environmental Medicine, Karolinska Institutet, Stockholm, Sweden*

¹² *Centre for Psychiatry, Wolfson Institute of Preventive Medicine, Barts and the London School of Medicine, Queen Mary University of London, London EC1M 6BQ, UK*

¹³ *Nurses School, National and Kapodistrian University of Athens, Athens, Greece*

¹⁴ *Centre for Environmental Health and Sustainability, University of Leicester, Leicester, UK*

Abstract The health effects of aircraft noise have been well-documented. Few studies considered aircraft noise annoyance and noise sensitivity as factors of interest, especially in relation to the risk of hypertension and medication use. This study aims to investigate the relationship between these two factors and hypertension risk and medication use among 5,860 residents of ten European airports included in the HYENA and DEBATS studies. It also examines whether taking these factors into account modifies the relationships between aircraft noise levels and the risk of hypertension and medication use. Information on aircraft noise annoyance, noise sensitivity, self-reported medication use, and demographic, socioeconomic and lifestyle factors was collected during an interview performed at home. Medication was coded according to the Anatomical Therapeutic Chemical (ATC) classification. Participants were classified as hypertensive if they had either blood pressure levels above the WHO cut-off points or physician-diagnosed hypertension in conjunction with the use of antihypertensives. Outdoor aircraft noise exposure was estimated for each participant's home address. Significant associations were found between aircraft noise annoyance and hypertension risk and antihypertensive, anxiolytic-hypnotic-sedative, and antasthmatic use. An increased gradient was also observed for hypertension risk, antihypertensive, anxiolytic-hypnotic-sedative and antidepressant use with higher levels of noise sensitivity, with country-differences for hypertension risk and antihypertensive use. The association between aircraft noise levels and the risk of hypertension was significant only among highly sensitive participants. The association between aircraft noise levels and antihypertensive use was significant among highly sensitive participants and among highly annoyed participants. The present study confirms the few results suggesting adverse health effects associated with aircraft noise annoyance and noise sensitivity and echoes to some extent the associations found for noise levels. The findings also indicate possible modifying effects of aircraft noise annoyance and noise sensitivity in the relationship between aircraft noise levels and adverse health effects.

Key words: aircraft noise annoyance; noise sensitivity; hypertension; medication use.

1. Introduction

The health of residents living near airports in relation to aircraft noise exposure has been the focus of many research studies over the years. Most of them evidenced adverse effects, such as annoyance [42], sleep disturbance [48], [53], cardiovascular disease including hypertension [60], [67], [71], altered cognitive performance among children [57], [304], and hormonal rhythm disruption [76], [77], [324]. Psychological disorders have also been viewed as possible adverse effects of aircraft noise exposure, but the direct association has not been established [287]. The small number of studies looking at the medication use of residents exposed to aircraft noise suggest an association with antihypertensive medication and a possible association with psychotropic drugs or sleep medication [121], [196], [198], [286].

The detailed mechanisms responsible for noise-induced adverse effects are still elusive. Noise is a psychosocial stressor that activates the sympathetic and endocrine system. According to the noise reaction model introduced by Babisch [75], [192], [325], the mechanism of noise effects involved a direct pathway, through synaptic interactions, and an indirect pathway, through cognitive perception of sound (including annoyance and noise sensitivity). Both pathways involve sleep disturbance which may lead to physiological stress reactions, thus leading to adverse effects including cardiovascular disease (hypertension in particular), and psychological disorders which could have negative effects on cardiovascular function [326].

The association between noise exposure and noise annoyance has been extensively investigated, and aircraft noise has been found to be the most annoying noise source among all transportation noise sources when standardized for noise exposure level [40]. It has been suggested that annoyance due to aircraft noise has increased over the years [305]. Significant associations between aircraft noise annoyance and mental health were observed [207], [208], [210], [251], [287]. The risk of hypertension and medication use have been little studied in relation to aircraft noise annoyance. Floud et al. found significant associations between aircraft noise annoyance and the use of antihypertensives and anxiolytics in the HYENA study [121]. In the same study, Babisch et al. did not show direct association between aircraft noise annoyance and the risk of hypertension [252], whereas Bluhm et al. reported significant risk ratios of prevalence ratios for self-reported doctor-diagnosed hypertension and the use of antihypertensive medication in relation to noise annoyance in the Stockholm Arlanda Airport study [327]. Previously, Watkins et al. showed no association between aircraft noise levels and the use of psychotropic drugs. However, they observed that the use of non-prescribed drugs was significantly higher among very annoyed than among less annoyed participants [197].

Noise sensitivity can be regarded as a predictor of noise annoyance [234], [235]. Moreover, some studies have highlighted stronger associations between noise exposure and adverse health effects among highly sensitive people [209], [210], [215], [239]. The direct association between noise sensitivity and noise-induced adverse effects has also been little studied, but conclusions are consistent: noise sensitivity was found to be associated with increased blood pressure [328], health complaints (including cardiac complaints) [239], [248], [329], hypertension and the use of psychotropic drugs (sleeping pills, tranquilizers and pain relievers) [246], [330].

The present study combined both HYENA (HYpertension and Exposure to Noise near Airports) and DEBATS (Discussion on the health effects of aircrafts noise) datasets in order to investigate the little studied effects of aircraft noise annoyance and of noise sensitivity on the risk of hypertension and medication use. The HYENA study included seven major European airports in six countries except France [261]. The DEBATS study included three French airports, Paris-Charles de Gaulle airport in particular, one of the busiest airport in Europe. Combining these two studies aimed to increase the number of participants to be included in the analyses, resulting in higher statistical power, especially when investigating the association between aircraft noise annoyance or noise sensitivity and medication use. As gender differences regarding the risk of hypertension have been shown [60], [61], [63], [294], [295], the higher number of participants in the present study allowed us to investigate in a second step the effects of aircraft noise annoyance or noise sensitivity on the risk of hypertension and medication use for males and females separately, following the hypothesis that noise annoyance or noise sensitivity may lead to different physiological effects among males and females.

2. Methods

2.1. Study Population

The HYENA cross-sectional study included 4,861 participants (2,953 men and 3,152 women) aged 45-70 at the time of the interview (between 2004 and 2006), and living near one of seven major European airports [London Heathrow (United Kingdom), Berlin Tegel (Germany), Amsterdam Schiphol (the Netherlands), Stockholm Arlanda and Bromma (Sweden), Milan Malpensa (Italy), and Athens Eleftherios Venizelos (Greece) Airports] [261]. Participants were selected at random from available registers (e.g. registration office, electoral roll, health service). Each centre's ethical committee gave study approval and written informed consent was provided by each participant.

The DEBATS cross-sectional study included 1,244 participants (549 men and 695 women) over 18 years of age at the time of the interview (in 2013), and living near one of three French

international airports: Paris-Charles de Gaulle, Lyon Saint-Exupéry, and Toulouse-Blagnac [60]. Participants were selected at random from a phone directory, based on their address in the study area. They were contacted by phone and included in the study when they agreed to participate. They signed and returned an informed consent by mail. The study was approved by two national authorities in France, the French Advisory Committee for Data Processing in Health Research and the French National Commission for Data Protection and the Liberties.

In both studies, all the participants responded to a questionnaire during a face-to-face interview at home. This questionnaire collected demographic and socioeconomic information, lifestyle factors including smoking, alcohol consumption, and physical activity, personal medical history in terms of sleep disturbance, cardiovascular diseases, anxiety, depressive disorders, medication use, annoyance due to noise exposure, and noise sensitivity. Blood pressure (BP) and anthropometric measurements (weight and height) were performed.

2.2. Annoyance due to aircraft noise

Aircraft noise annoyance was assessed using the ISO/ICBEN (International Commission on the Biological Effects of Noise) recommended question [331], both in HYENA and in DEBATS: "Thinking about the last 12 months, when you are here at home, how much does aircraft noise bother, disturb or annoy you?".

Then, in HYENA, the standard numeric scale was used for night-time and daytime annoyance separately (range 0-10). For the purpose of the present study, an average score between night-time and day-time score was calculated, and participants with an average score ≥ 8 were considered as being highly annoyed. The highest score of day and night was also used in sensitivity analyses.

In DEBATS, the standard verbal scale was used with five possible answers: extremely, very, moderately, slightly or not at all. Extremely or very annoyed participants were considered as being highly annoyed.

2.3. Noise sensitivity

In HYENA, noise sensitivity was assessed with the short-form of the Weinstein scale [271] including 10 items where people were asked to evaluate how much (from 1 to 6) they agreed with different statements about noise. One of the items concerned sensitivity to noise. A sum score was calculated using the 10 items. Both single item and sum score were then used.

In DEBATS, the following five-point question was used to assess noise sensitivity: "Regarding noise in general, compared to people around you, do you think that you are: less sensitive than, or as sensitive as, or more sensitive than people around you?".

Thus, noise sensitivity was not assessed in the same way in HYENA and DEBATS. A common variable was therefore derived from the original questionnaires and used in the pooled analyses. The response to the only item about noise sensitivity in HYENA was assimilated to the different response categories in DEBATS as follows: scores 1 and 2 correspond to "much less sensitive" and "less sensitive" considered as "low noise sensitive", 3 and 4 to "as sensitive" considered as "medium noise sensitive", 5 and 6 to "a little more sensitive" and "much more sensitive" considered as "high noise sensitive".

Sensitivity analyses were carried out with the tertiles of the country-standardized mean of the sum score in HYENA, and the five response categories in DEBATS, combined as follow: 1st tertile with "much less sensitive" and "less sensitive", 2nd tertile with "as sensitive", and 3rd tertile with "a little more sensitive" and "much more sensitive".

2.4. Aircraft noise exposure assessment

Outdoor aircraft noise exposure was estimated at the place of residence of the participants, in front of the buildings. For all countries except the UK, aircraft noise levels were provided from the "Integrated Noise Model" (INM) [289]. The INM is an internationally well-established computer model that evaluates aircraft noise impacts near airports and outputs noise contours for an area. The UK used the national Aircraft Noise Contour Model (ANCON v 2) [322], similar to the INM model. Outdoor aircraft noise exposure was assessed in 1-dBA intervals for each participant by linking his/her home address to the noise contours using geographical information systems (GIS) methods. The L_{night} indicator was used for the statistical analyses. It is defined as the weighted average of sound levels during night-time (22:00 to 6:00 or 23:00 to 7:00) [332].

2.5. Medication use

During the interview, participants were invited to report all prescribed and non-prescribed medication used in the last two weeks (HYENA) and last 12 months (DEBATS) preceding the interview. Each medication was coded according to the Anatomical Therapeutic Chemical Classification System (ATC) as proposed by the World Health Organization (WHO). Based on this classification, seven dichotomized variables corresponding to the following medication groups were defined and analysed separately:

- Antihypertensives (ATC codes C02A, C02C, C02D, C02N, C03A, C03B, C03C, C03E, C07, C08, C09A, C09B, C09C, C09D);
- Antacids (ATC codes A02);
- Anxiolytics (ATC codes N05B);
- Hypnotic and sedatives drugs (ATC codes N05C);
- Anxiolytics, and hypnotic and sedative drugs (ATC codes N05B, N05C). Anxiolytics, and hypnotics and sedatives were combined into one group because anxiolytics can be prescribed in the short term at higher doses to produce hypnotic effects;
- Antidepressants (ATC codes N06A);
- Antasthmatics (ATC codes R03).

2.6. Hypertension

Systolic BP (SBP) and diastolic BP (DBP) were both recorded using validated and automated BP instruments, both in HYENA and in DEBATS. The same protocol was applied in both studies. Specially trained staff assessed BP three times at home visits, for all the participants in a sitting position: the first measurement at the beginning of the interview, after 5 min rest; a second measurement after a further 1 min rest, and a third measurement at the end of the interview (~1 hour later). The mean of the first two readings was used to define SBP and DBP for the subsequent analyses. The third reading was used as a validity control.

Hypertension was defined according to the WHO [267]: a SBP \geq 140 mm Hg or a DBP \geq 90 mm Hg. In the analyses, the measurements were combined with information on diagnoses of hypertensive disease and medication. Participants were classified as hypertensive if they had either BP levels above the WHO cut-off points or a diagnosis of hypertension by a physician in conjunction with use of antihypertensive medication, as reported in the interview questionnaire.

2.7. Statistical analysis

Logistic regression models were used with the hypertension status or the medication groups as outcome variables, the exposure variables (aircraft noise annoyance or noise sensitivity) as the explanatory variables and all potential confounders as covariates (M1 Model). The major potential confounders were obtained during the face-to-face interview and a priori introduced in the M1 models: gender, age (continuous), BMI (continuous), alcohol consumption (4 categories: teetotaler; 1-7 units a week; 8-14 units/week; >14 units/week), smoking habits (five categories: non-smoker; ex-smoker; 1-10 units/day; 11-20 units/day; >20 units/day), physical activity (2 categories: no or a little; regular), education level (coded as quartiles of number of years in education previously standardized by country means), country (UK; Germany; The

Netherlands; Sweden; Greece; Italy; France). The effect of smoking on hypertension is not clear. To assess whether smoking would confound the effects of aircraft noise annoyance and of noise sensitivity on hypertension, smoking was initially included in the regression models. However, smoking did not contribute significantly to the models and did not have any impact on the effect estimate of aircraft noise annoyance and of noise sensitivity, so smoking was not included in the final models related to hypertension [60], [61]. As cultural differences could moderate noise annoyance or noise sensitivity [333], an interaction term between aircraft noise annoyance and country and between noise sensitivity and country was also tested (M2 Model). Models where the interaction was not statistically significant were not presented.

As previous studies did show associations between aircraft noise exposure (night-time exposure in particular) and the risk of hypertension and potentially medication use [60], [61], [121], [334], the possible confounding effect of aircraft noise levels was then tested by including the L_{night} indicator as a covariate in M1 (M3 model) and M2 (M4 model) models. The interaction between aircraft noise annoyance and L_{night} , and between noise sensitivity and L_{night} was also tested (M5 Model). Models where the interaction was not statistically significant were not presented.

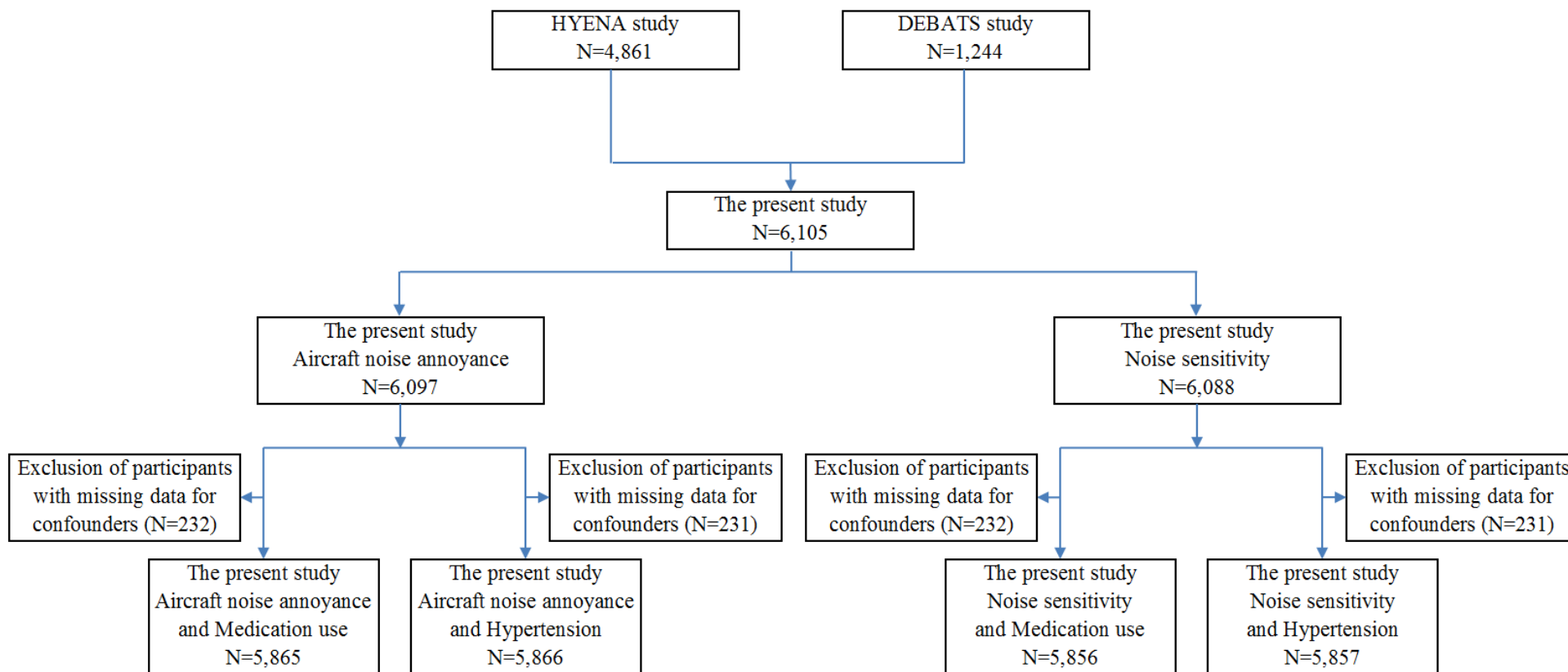
As in previous analyses carried out either on HYENA participants or on DEBATS participants substantial differences in noise associations have been shown between males and females, subsequent analyses were performed for both genders separately [60], [61], [76].

All statistical analyses were performed with SAS software V. 9.4 (SAS Institute, Cary NC) using the logistic procedure. Adjusted odds-ratios (ORs) and their 95% confidence intervals (CIs) are reported for people being highly annoyed by aircraft noise compared to people not highly annoyed or for high or medium sensitivity to noise compared to low sensitivity.

3. Results

Analyses were carried out on nearly 5,860 participants (2,840 men and 3,020 women) with completed information for all the covariates included in the models (Figure 8). Participation rates differed among the countries, from approximately 30% in France, Germany, Italy, and the UK to 46% in the Netherlands, 56% in Greece, and 78% in Sweden.

Figure 8 : Study population for the analyses about the risk of hypertension and medication use in relation to aircraft noise annoyance and noise sensitivity



Descriptive data on the study population stratified by categories of aircraft noise annoyance and noise sensitivity are presented in Tableau 36. Differences were observed between highly annoyed and not highly annoyed participants for education level, alcohol consumption and age ($p<0.01$). Between categories of noise sensitivity, differences were detected for gender, alcohol consumption, smoking habits, education, age and BMI ($p<0.01$).

Tableau 36 : Study population characteristics stratified by categories of aircraft noise annoyance and noise sensitivity

| | | Aircraft noise annoyance | | | Noise Sensitivity | | | |
|----------------------------------|------------------|--------------------------|----------------|---------|-------------------|------------------|----------------|---------|
| | | Not highly annoyed | Highly annoyed | p-value | Low sensitive | Medium sensitive | High sensitive | p-value |
| Age | mean (\pm SD) | 56.1 (10.1) | 57.0 (9.1) | 0.003 | 56.7 (9.5) | 55.7 (10.8) | 56.3 (9.5) | 0.010 |
| BMI | mean (\pm SD) | 26.9 (4.8) | 27.2 (4.6) | 0.058 | 27.3 (4.8) | 26.7 (4.6) | 26.8 (4.7) | 0.000 |
| Gender | | | | 0.964 | | | | <0.001 |
| men | N | 2,280 | 566 | | 1,137 | 905 | 792 | |
| | % | 48.5 | 48.6 | | 54.8 | 48.7 | 41.4 | |
| women | N | 2,420 | 599 | | 938 | 955 | 1,121 | |
| | % | 51.5 | 51.4 | | 45.2 | 51.3 | 58.6 | |
| Alcohol (units/week) | | | | 0.000 | | | | 0.000 |
| teetotaler | N | 1,288 | 380 | | 548 | 509 | 606 | |
| | % | 27.4 | 32.6 | | 26.4 | 27.4 | 31.7 | |
| 1-7 | N | 2,246 | 539 | | 996 | 895 | 889 | |
| | % | 47.8 | 46.3 | | 48.0 | 48.1 | 46.5 | |
| 8-14 | N | 705 | 127 | | 322 | 282 | 224 | |
| | % | 15.0 | 10.9 | | 15.5 | 15.2 | 11.7 | |
| >14 | N | 461 | 119 | | 209 | 174 | 194 | |
| | % | 9.8 | 10.2 | | 10.1 | 9.4 | 10.1 | |
| Smoker habits (units/day) | | | | 0.065 | | | | <0.001 |
| non-smoker | N | 1,998 | 504 | | 764 | 836 | 894 | |
| | % | 42.5 | 43.3 | | 36.8 | 45.0 | 46.7 | |
| exsmoker | N | 1,587 | 351 | | 717 | 606 | 611 | |
| | % | 33.8 | 30.1 | | 34.6 | 32.6 | 31.9 | |
| 0-10 | N | 414 | 115 | | 202 | 171 | 152 | |
| | % | 8.8 | 9.9 | | 9.7 | 9.2 | 8.0 | |
| 11-20 | N | 435 | 111 | | 238 | 138 | 169 | |
| | % | 9.3 | 9.5 | | 11.5 | 7.4 | 8.8 | |
| >20 | N | 266 | 84 | | 154 | 109 | 87 | |
| | % | 5.7 | 7.2 | | 7.4 | 5.9 | 4.6 | |

| | | Aircraft noise annoyance | | | Noise Sensitivity | | | |
|--------------------------|----------|--------------------------|----------------|---------|-------------------|------------------|----------------|---------|
| | | Not highly annoyed | Highly annoyed | p-value | Low sensitive | Medium sensitive | High sensitive | p-value |
| Education | | | | 0.000 | | | | <0.001 |
| 1st qrt | N | 1,216 | 355 | | 577 | 513 | 475 | |
| | % | 25.9 | 30.5 | | 27.8 | 27.6 | 24.8 | |
| 2nd qrt | N | 1,171 | 231 | | 543 | 446 | 408 | |
| | % | 24.9 | 19.8 | | 26.2 | 24.0 | 21.3 | |
| 3rd qrt | N | 1,118 | 260 | | 480 | 416 | 480 | |
| | % | 23.8 | 22.3 | | 23.1 | 22.4 | 25.1 | |
| 4rd qrt | N | 1,195 | 319 | | 475 | 485 | 550 | |
| | % | 25.4 | 27.4 | | 22.9 | 26.1 | 28.8 | |
| Physical activity | | | | 0.210 | | | | 0.446 |
| No or little | N | 2,421 | 624 | | 1,063 | 989 | 988 | |
| | % | 51.5 | 53.6 | | 51.2 | 53.2 | 51.7 | |
| Regular | N | 2,279 | 541 | | 1,012 | 871 | 925 | |
| | % | 48.5 | 46.4 | | 48.8 | 46.8 | 48.4 | |
| TOTAL | N | 4,700 | 1,165 | | 2,075 | 1,860 | 1,913 | |
| | % | 80.1 | 19.9 | | 35.5 | 31.8 | 32.7 | |

Tableau 37 presents the prevalence of the outcomes of interest (hypertension and ATC-groups of medication) overall and by country. Overall, 51% of the participants were classified as hypertensive: it varied between 35% in France and 60% in Greece. The overall prevalence of antihypertensive medication use was 25%, and it varied between 16% in France and 36% in Germany. The prevalence for the other medication groups varied between 3% and 7%.

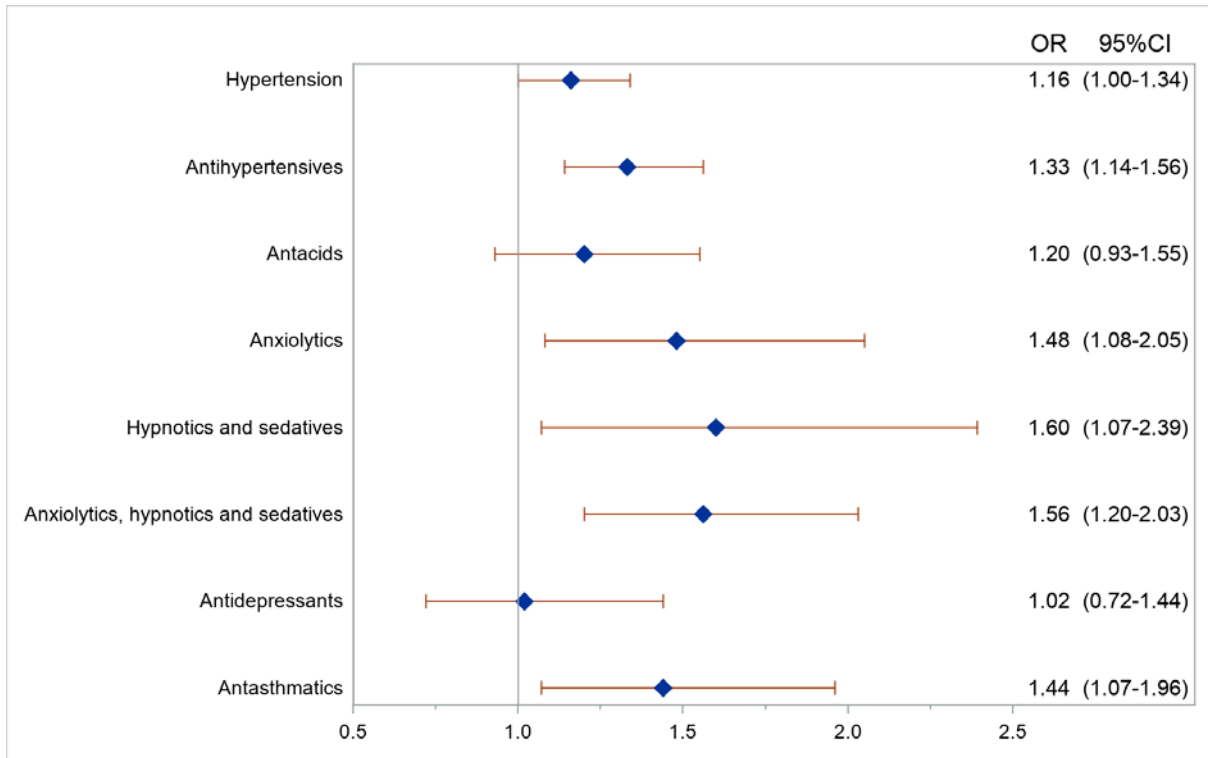
Almost 20% of the participants reported being highly annoyed by aircraft noise (Tableau 37): Greek participants were the most annoyed by aircraft noise, whereas participants from the Netherlands were the least annoyed. About 35% of the participants reported low sensitivity to noise, 32% medium sensitivity and 33% high sensitivity. French participants were the most sensitive to noise, whereas participants from the UK were the least sensitive to noise (Tableau 37).

Tableau 37 : Prevalence of hypertension (N=5,868), medication use (N=5,867), aircraft noise annoyance (N=6,097) and noise sensitivity (N=6,088) by country

| | | UK | GE | NL | SW | GR | IT | FR | Overall | |
|---|---------------------------|----------|------|------|------|------|------|------|---------|-------|
| Hypertension | N | 308 | 550 | 490 | 534 | 368 | 329 | 419 | 2,998 | |
| | % | 52.7 | 56.8 | 55.9 | 53.9 | 59.7 | 52.8 | 34.7 | 51.1 | |
| Antihypertensives | N | 181 | 315 | 199 | 221 | 188 | 180 | 195 | 1,479 | |
| | % | 30.9 | 32.5 | 22.9 | 22.3 | 30.4 | 29.4 | 16.0 | 25.2 | |
| Antacids | N | 62 | 78 | 83 | 38 | 29 | 35 | 68 | 393 | |
| | % | 10.6 | 8.1 | 9.5 | 3.8 | 4.7 | 5.7 | 5.6 | 6.7 | |
| Anxiolytics, hypnotics and sedatives | N | 19 | 14 | 70 | 37 | 27 | 64 | 114 | 345 | |
| | % | 3.3 | 1.4 | 8.0 | 3.7 | 4.4 | 10.5 | 9.3 | 5.9 | |
| Anxiolytics | N | 6 | 5 | 42 | 11 | 26 | 55 | 75 | 220 | |
| | % | 1.0 | 0.5 | 4.8 | 1.1 | 4.2 | 9.0 | 6.1 | 3.8 | |
| Hypnotics | N | 13 | 10 | 31 | 30 | 1 | 12 | 48 | 145 | |
| | % | 2.2 | 1.0 | 3.6 | 3.0 | 0.2 | 2.0 | 3.9 | 2.5 | |
| Antidepressants | N | 38 | 29 | 48 | 53 | 7 | 18 | 44 | 237 | |
| | % | 6.5 | 3.0 | 5.5 | 5.4 | 1.1 | 2.9 | 3.6 | 4.0 | |
| Antasthmatics | N | 50 | 43 | 44 | 50 | 19 | 10 | 42 | 258 | |
| | % | 8.6 | 4.4 | 5.1 | 5.1 | 3.1 | 1.6 | 3.4 | 4.4 | |
| Aircraft noise annoyance | | | | | | | | | | |
| | <i>Not highly annoyed</i> | N | 394 | 816 | 774 | 893 | 349 | 475 | 999 | 4,700 |
| | <i>Not highly annoyed</i> | % | 67.4 | 84.2 | 88.9 | 90.1 | 56.7 | 77.6 | 81.8 | 80.1 |
| | <i>Highly annoyed</i> | N | 191 | 153 | 97 | 98 | 267 | 137 | 222 | 1,165 |
| | <i>Highly annoyed</i> | % | 32.7 | 15.8 | 11.1 | 9.9 | 43.3 | 22.4 | 18.2 | 19.9 |
| Noise sensitivity | | | | | | | | | | |
| | <i>Low</i> | N | 132 | 389 | 360 | 516 | 207 | 199 | 270 | 2,073 |
| | <i>Low</i> | % | 22.8 | 40.2 | 41.4 | 52.1 | 33.7 | 32.6 | 22.3 | 35.5 |
| | <i>Medium</i> | N | 192 | 282 | 290 | 222 | 162 | 130 | 582 | 1,860 |
| | <i>Medium</i> | % | 33.2 | 29.1 | 33.3 | 22.4 | 26.4 | 21.3 | 48.0 | 31.8 |
| | <i>High</i> | N | 255 | 297 | 220 | 253 | 245 | 282 | 361 | 1,913 |
| | <i>High</i> | % | 44.0 | 30.7 | 25.3 | 25.5 | 39.9 | 46.2 | 29.8 | 32.7 |

Figure 9 presents adjusted ORs and their 95% CIs for the relationships between aircraft noise annoyance and the risk of hypertension and medication use. A statistically significant relationship was observed between aircraft noise annoyance and the risk of hypertension (1.16, 95% CI 1.00-1.34, M1 model). In addition, significant associations were found between aircraft noise annoyance and the use of antihypertensives (OR = 1.33, 95% CI 1.14-1.56, M1 model), anxiolytics (OR = 1.48, 95% CI 1.08-2.05, M1 model), hypnotics and sedatives (OR = 1.60, 95% CI 1.07-2.39, M1 model), the combined anxiolytics, hypnotics and sedatives (OR = 1.56, 95% CI 1.20-2.03, M1 model), and antasthmatics (OR = 1.44, 95% CI 1.07-1.96, M1 model). The interaction between aircraft noise annoyance and country was not significant: no difference in noise annoyance effect was found between countries.

Figure 9 : Odds-ratios (ORs) for each outcomes of interest in relation to aircraft noise annoyance adjusted for age, gender, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country (M1 model)



Associations between noise sensitivity and the outcomes of interest are shown in Figure 10. The interaction term between noise sensitivity and country was significant for hypertension risk. An increased gradient was observed for hypertension risk with higher levels of noise sensitivity in the UK (OR = 1.17, 95%CI 0.73-1.87 for medium sensitivity compared to low sensitivity; OR = 1.83, 95%CI 1.17-2.88 for high sensitivity compared to low sensitivity, in M2 model). A decreased gradient was also observed in Italy (OR = 0.93, 95%CI 0.58-1.50 for medium sensitivity compared to low sensitivity; OR = 0.45, 95%CI 0.31-0.67 for high sensitivity compared to low sensitivity, in M2 model). The interaction term between noise sensitivity and country was also significant for antihypertensive use. An increased gradient was found in the UK, Germany, and France (M2 model). The interaction between noise sensitivity and country was not significant for the other medications under study: there was no difference among participating countries. Increased gradients were observed for anxiolytics, hypnotics and sedatives, the combined anxiolytics-hypnotics and sedatives, and antidepressants with higher levels of noise sensitivity (M1 model).

Figure 10 : Odds-ratios (ORs) for the outcomes of interest in relation to noise sensitivity adjusted for age, gender, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country (M2 model for hypertension risk and the use of antihypertensives, M1 model for the other medications under study)



When night-time aircraft noise levels (L_{night}) were included in the M1 models as a covariate (M3 models), the results were unchanged (Supplementary Figure 11 and Figure 12), except for the association between aircraft noise annoyance and the risk of hypertension which became at the borderline of statistical significance (OR = 1.12, 95%CI 0.97-1.31 in M3 model). The interaction term between noise sensitivity and aircraft noise at night (L_{night}) was statistically significant for the risk of hypertension. Both interaction terms between aircraft noise annoyance and aircraft noise at night (L_{night}) and between noise sensitivity and aircraft noise at night (L_{night}) were statistically significant for the the use of antihypertensives. The association between

aircraft noise at night (L_{night}) and the risk of hypertension was significant only among highly sensitive participants (OR = 1.24, 95%CI 1.09-1.40 for a 10-dB(A) increase in L_{night}) (Figure 13-a). The association between aircraft noise at night (L_{night}) and antihypertensive use was significant only among highly sensitive participants (OR = 1.28, 95%CI 1.11-1.47 for a 10-dB(A) increase in L_{night}) (Figure 13-b) and among highly annoyed participants (OR = 1.23, 95%CI 1.01-1.51 for a 10-dB(A) increase in L_{night}) (Figure 13-c).

Sensitivity analyses using the noise sensitivity variable taking into account the tertiles of the Weinstein scale for the HYENA study in combination with the question of the DEBATS study led to similar results (Supplementary Figure 12).

When analyses were carried out for men and women separately, the results remained similar for the relationships between aircraft noise annoyance and the outcomes of interest in men, whereas no association was found for women (Supplementary Figure 15 and Figure 16). There was no difference across gender for the relationships between noise sensitivity and the outcomes of interest.

4. Discussion

The results of the present study are consistent with those of the few studies in the literature and echo to some extent the associations found for noise levels when finding significant associations between aircraft noise annoyance and the risk of hypertension and medication use (antihypertensives, anxiolytics-hypnotics-sedatives, antasthmatics). In 1981, near London-Heathrow airport, Watkins et al. observed that the use of non-prescribed drugs was significantly higher among very annoyed than among less annoyed participants [197]. Then, Floud et al. reported significant associations between aircraft noise annoyance and the use of antihypertensives, anxiolytics and hypnotics combined, anxiolytics alone, and antidepressants [121]. The use of anxiolytics has also been shown as being associated with annoyance due to road traffic noise [330]. Significant risk ratios of prevalence ratios were also reported for the use of antihypertensives in relation to aircraft noise annoyance around Stockholm Arlanda Airport [327]. Annoyance with aircraft noise was found to be associated with antasthmatic use, while the HYENA study did not observe any significant association [121] and to date, there is little evidence of a direct association between noise exposure and asthma [335]–[337]. In the study around Stockholm Arlanda Airport, self-reported doctor-diagnosed hypertension was also shown to be associated with aircraft noise annoyance [327], whereas Babisch et al. did not show an association between aircraft noise annoyance and the risk of hypertension in the HYENA study [252].

The present results are also partially consistent with those of the few previous studies showing an increased gradient for hypertension risk, antihypertensive, anxiolytic-hypnotic-sedative and antidepressant use with higher levels of noise sensitivity. The gradient for hypertension and antihypertensive use did not hold for all countries but only for the UK, and for the UK, Germany and France, respectively. In the literature, an increase in noise sensitivity has been associated with adverse health effects such as increased blood pressure [328], health complaints (including cardiac complaints) [239], [329], hypertension [246] and the use of psychotropic drugs (sleeping pills, tranquilizers and pain relievers) [330]. The findings presented here only partly confirm the association between noise sensitivity and the risk of hypertension which was observed by Heinonen-Guzejev in Finland [246], because this association was significant only in the UK in the present study. The gradient observed for antihypertensive use with higher levels of noise sensitivity in the UK echo the association found between aircraft noise exposure and the use of antihypertensives in pooled analyses of HYENA and DEBATS studies [334]. However, the various studies had different settings and they included participants exposed to different noise sources (not only aircraft noise). Clearly, this may affect the associations between noise sensitivity and health outcomes.

When analyses were carried out for men and women separately, significant associations between aircraft noise annoyance and the risk of hypertension and medication use were observed among men, but not in women (Figure 15 and Figure 16). These results do echo the findings from some studies which have found excess risks of hypertension or of the use of antihypertensive medication for men but not for women in relation to aircraft noise or road traffic noise [60]–[63]. In contrast, no gender-difference was shown in the association between noise sensitivity and the risk of hypertension and medication use. Babisch et al. proposed a mechanism whereby noise exposure induces disturbance or annoyance, which leads to a stress reaction, activating endocrine system, and leading to physiological health problems [192]. A complementary assumption that endocrine system activation could be different according to gender is suggested [291], [292]. This would explain the gender-differences in the results of several studies about the effects of traffic noise exposure on cardiovascular diseases [60], [76], [293]–[295].

When night-time aircraft noise levels (L_{night}) were included in the models, the associations between aircraft noise annoyance (Figure 11) or noise sensitivity (Figure 12) and the risk of hypertension and medication use remained very similar, thus suggesting that noise levels may not confound the associations reported in this study. However, the significant interaction terms

between aircraft noise annoyance and aircraft noise at night (L_{night}), and between noise sensitivity and aircraft noise at night (L_{night}) indicate possible modifying effects of aircraft noise annoyance and noise sensitivity in the relationship between aircraft noise levels and adverse health effects [209], [210], [215], [234], [239].

The assessment of a very large number of covariates in both questionnaires made it possible to evaluate major confounding factors and ensure the stability of the results. However, uncontrolled or residual confounding cannot be excluded. In the vicinity of airports, residential property values may be reduced, especially because of aircraft noise [296]–[298]. This might lead to an over-representation of local residents with low socioeconomic status and then to a poorer general health [299]. However, the present study collected information on the socioeconomic status of the participants and the results presented here were controlled for the education level (used as a proxy for socio-economic status).

Some of the observed associations between aircraft noise annoyance and medication use or between noise sensitivity and medication use could result from reporting bias. Indeed participants who are taking medication might over-report annoyance or noise sensitivity because they attribute their health concerns to external factors [316]. Aircraft noise annoyance was found to be associated with antasthmatic use and noise sensitivity was found to be associated with antidepressant use, while no association has been found with noise levels for these medications [334]. It is possible that participants, who have poor health and are treated for health concerns, are more likely to be vulnerable to environmental stressors or to be unable to leave their homes to avoid noise exposure, which might result in higher annoyance or noise sensitivity [197].

Furthermore, selection bias cannot be excluded in the present study. The low response rate in most of the participating countries may be a potential weakness of this study. However, only minor differences were found between the characteristics of the participants and those of the nonresponders according to aircraft noise exposure categories [60], [61].

The prevalence of medication use was different among participating countries (Tableau 37). Prescription and access to medicines are known to be different across European countries, both in amount and in category of medicine [338], and in terms of co-payment due to differences in European health systems [339]. The prevalence of hypertension was significantly different between HYENA and DEBATS studies. This could be related to a difference in the study population recruitment between both studies - people were 45-70 years of age in the HYENA study, whereas participants of the DEBATS study were 18-90 years of age. It has been shown

that the prevalence of hypertension considerably increases from 40 years of age, thus explaining the higher prevalence in the HYENA study [323]. However, when analyses were limited to participants between 45 and 70 years of age, the results were unchanged, with a prevalence of hypertension of 45% in DEBATS for that population.

To take into account the differences in prevalence between countries, we have used models including country as a confounder and then including an interaction term between country and aircraft noise annoyance or between country and noise sensitivity. This interaction term was significant when investigating noise sensitivity in relation to hypertension risk and antihypertensive use. Noise sensitivity was not assessed in the same way in the HYENA and the DEBATS studies. This may explain the fact that the interaction term between noise sensitivity and country was significant, while previous studies have not shown effects of cultural differences on noise sensitivity [340].

Even if the same question about aircraft noise annoyance was used for all the participants, differences in the prevalence of aircraft noise annoyance were found across countries in the present study (Tableau 37), thus suggesting a different level of appreciation in the question depending on cultural or climate conditions, consistent with previous studies [333]. Nevertheless, the interaction term between aircraft noise annoyance and country was not significant, suggesting no difference in associations with health outcomes across countries.

Because of the cross-sectional design of this study, the direction of the associations observed in this paper may be questioned. Highly annoyed people or people sensitive to noise might be more at risk of hypertension or of using medication, but it is also possible that people with poor health might be more at risk of being annoyed or sensitive to noise and then be more willing to attribute their symptoms to noise [316]. However, it was not possible to answer this question in the present study.

5. Conclusion

The results of the present study confirm those of the few studies in the literature when finding significant associations between aircraft noise annoyance and hypertension risk and antihypertensive, anxiolytic-hypnotic-sedative, and antasthmatic use. These findings echo to some extent the associations found for noise levels, which is not surprising as noise levels relate to annoyance prevalence. The present results were partly consistent with the small number of previous studies showing an increased gradient for hypertension risk, antihypertensive, anxiolytic-hypnotic-sedative and antidepressant use with higher levels of noise sensitivity,

although the gradient for hypertension and antihypertensive use did not hold for all countries. However, importantly we found both noise sensitivity and annoyance to be important effect modifier of the associations between noise and health outcomes investigated. Specifically, associations between aircraft noise levels and the risk of hypertension was significant only among highly sensitive participants, while the association between aircraft noise levels and antihypertensive use were only significant among highly sensitive participants and among highly annoyed participants. It is important that future studies of health effects of noise exposure take noise annoyance and sensitivity into account.

Ethics approval: The research undertaken by each of the HYENA partners was covered by local agreements concerning the ethical use of data and the protection of confidentiality of individuals. Ethics approvals have been obtained in all partner countries.

The DEBATS study was approved by two national authorities in France: the French Advisory Committee for Data Processing in Health Research and the French National Commission for Data Protection and Liberties.

The present study was approved by the University Ethics Sub-Committee of Medicine and Biological Sciences from the University of Leicester.

Consent for publication: Not applicable

Availability of data and materials: Not applicable

Competing interests: None.

Funding: The HYENA study was funded by a grant from the European Commission (Directorate General Research) in the Fifth Framework Programme, Quality of Life and Management of Living Resources, Key Action 4 - Environment and Health (grant QLRT-2001-02501).

The DEBATS study was supported by funds from the French Ministry of Health, the French Ministry of the Environment, and the French Civil Aviation Authority. The authors would like to thank them for their kind assistance.

The present study was sustained by a grant from the European and International Affairs Department (DAEI) of IFSTTAR (French Institute of science and technology for transport, development and networks).

Authors' contribution: For the HYENA consortium: Wolfgang Babisch (WB), Ennio Cadum (EC), Konstantina Dimakopoulou (KD), Danny Huithuijs (DH), Göran Pershagen (GP), Venetia Velonaki (VV) designed and conducted the original HYENA study.

For the DEBATS study: Anne-Sophie Evrard (ASE) and Bernard Laumon (BL) with Jacques Lambert (JL) and Patricia Champelovier (PC) conceived and designed the DEBATS study. ASE and Marie Lefèvre (ML) conducted the study. JL interpreted the aircraft noise data and PC interpreted the annoyance data. ML was involved in data extraction and preparation.

For the present study: Clémence Baudin (CB), ASE and Anna Hansell (AH) designed the study, CB performed the statistical analyses, supervised by AH, ASE and BL. The analyses were interpreted by CB, AH, ASE and BL, with the help of Stephen Stansfeld (SS). CB, AH and ASE drafted the initial report. All coauthors revised the report and approved the final version. ASE and AH are responsible for the overall content as the guarantors of this paper.

Acknowledgements: For HYENA study: Thanks to Lars Jarup, HYENA principal investigator and other members of the HYENA study team responsible for conducting the study. Thanks to the aviation administration and the road administration in each of the participating countries for their contribution to the noise exposure assessment.

For DEBATS study: Thanks to the Airport Pollution Control Authority (Acnusa) for requesting the French Institute of Science and Technology for Transport, Development and Networks (Ifsttar) to carry out this study; thanks to Paris Airports and the French Civil Aviation Authority for providing noise exposure maps.

The authors are grateful to all the participants in both HYENA and DEBATS studies and their interviewers. They are also grateful to Lise Giorgis Allemand for her skilful revision of the manuscript.

6. Additional files (included in the paper)

Figure 11 : Odds-ratios (ORs) for each outcomes of interest in relation to aircraft noise annoyance adjusted for aircraft noise at night (L_{night}), age, gender, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country (M3 model)

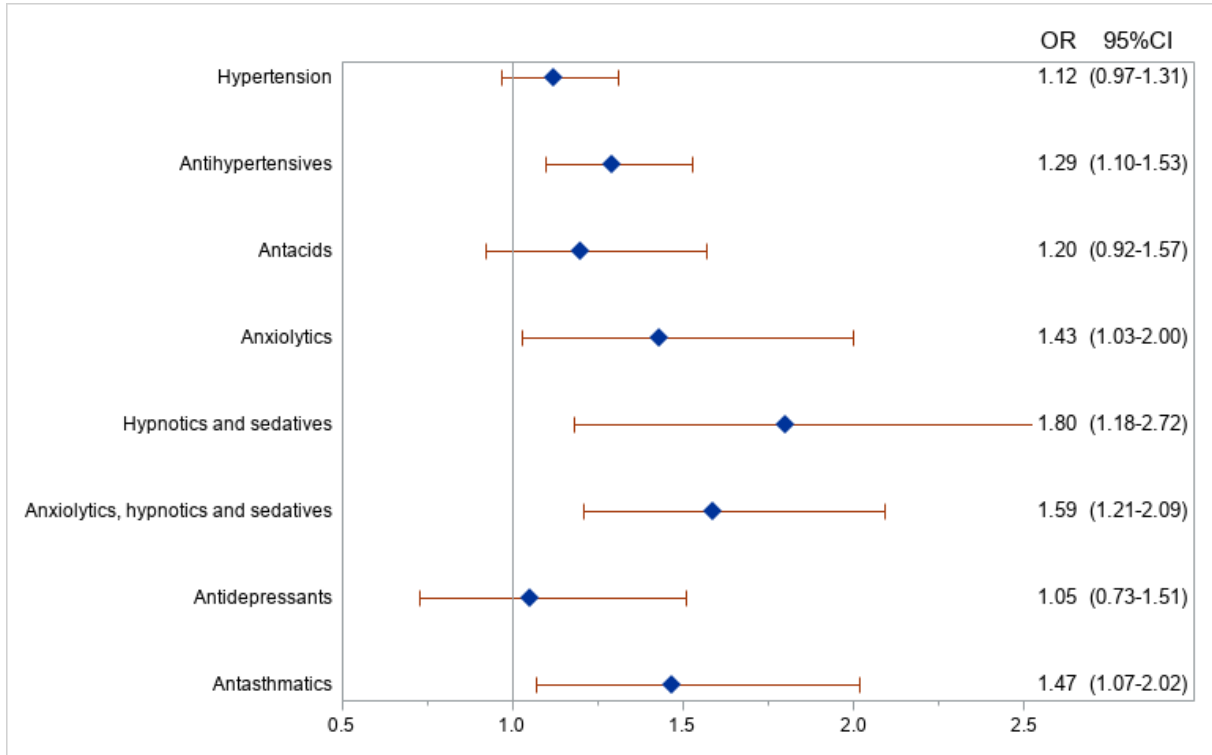


Figure 12 : Odds-ratios (ORs) for the outcomes of interest in relation to noise sensitivity adjusted for aircraft noise at night (L_{night}), age, gender, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country (M4 model for hypertension risk and the use of antihypertensives, M3 model for the other medications under study)

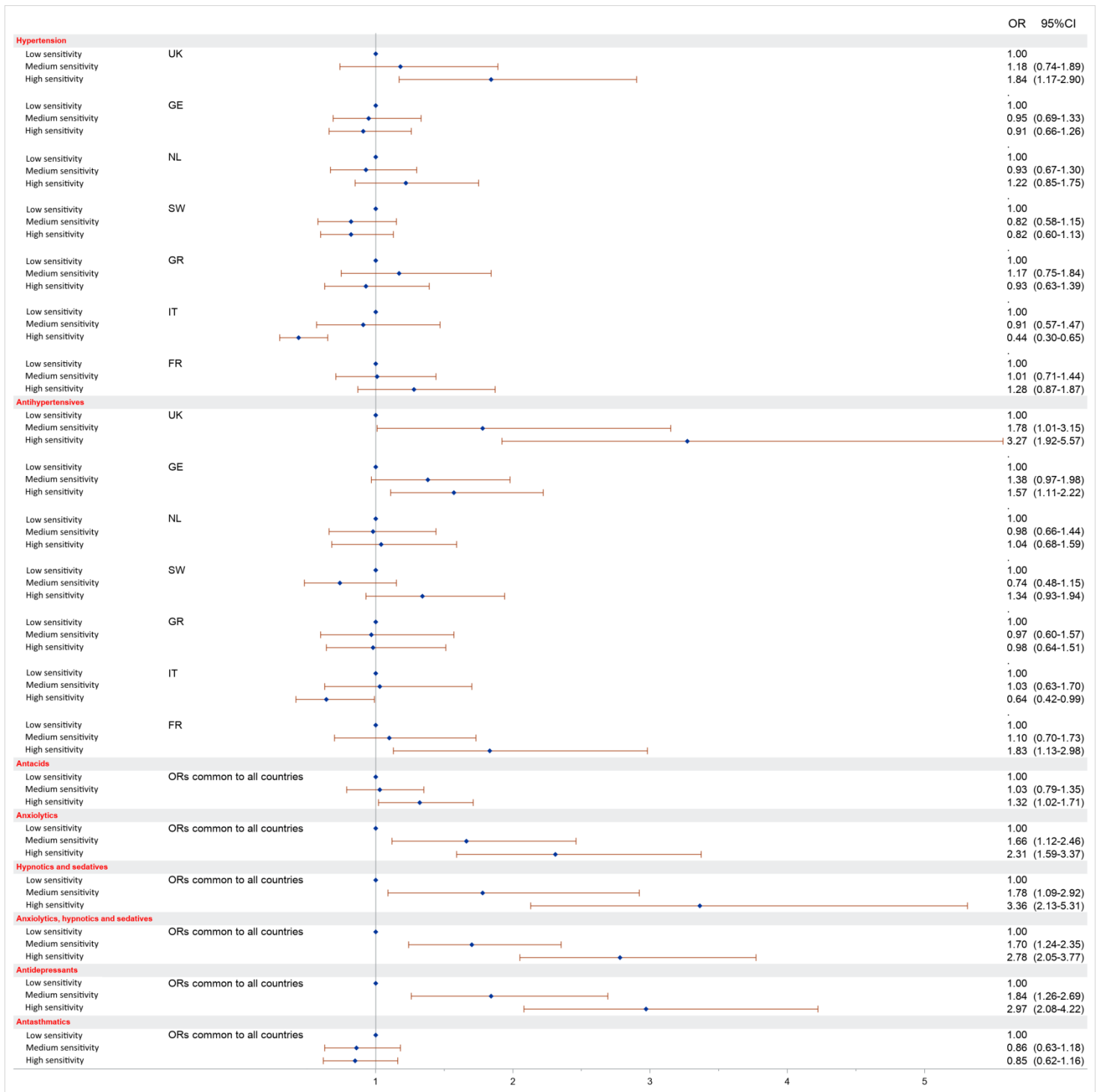


Figure 13 : Odds-ratios for the risk of hypertension (a) and the use of hypertensives (b,c) in relation to L_{night} among the noise sensitivity (a,b) and noise annoyance (c) categories adjusted for age, gender, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country (M5 model)

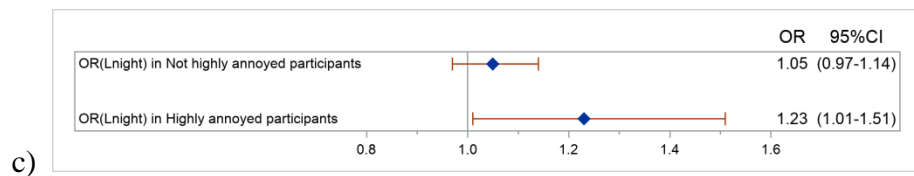
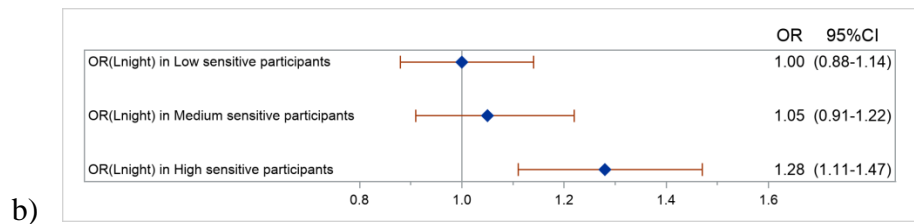
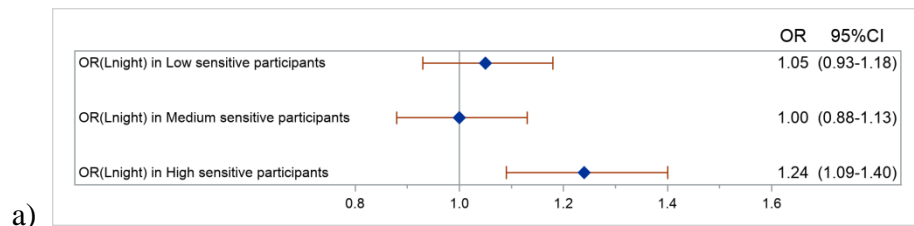


Figure 14 : Odds-ratios (ORs) for the outcomes of interest in relation to tertiles of noise sensitivity adjusted for age, gender, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country (M1 model)



Figure 15 : Odds-ratios (ORs) for each outcomes of interest in relation to aircraft noise annoyance adjusted for age, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country in men (M1 model)

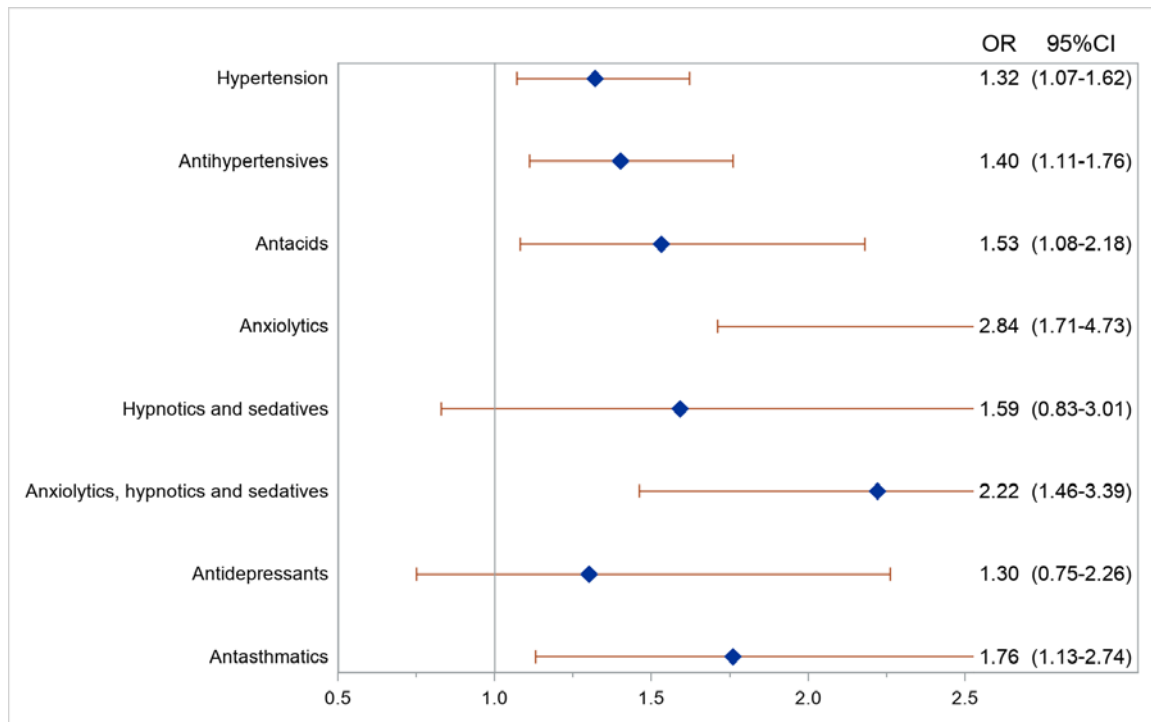
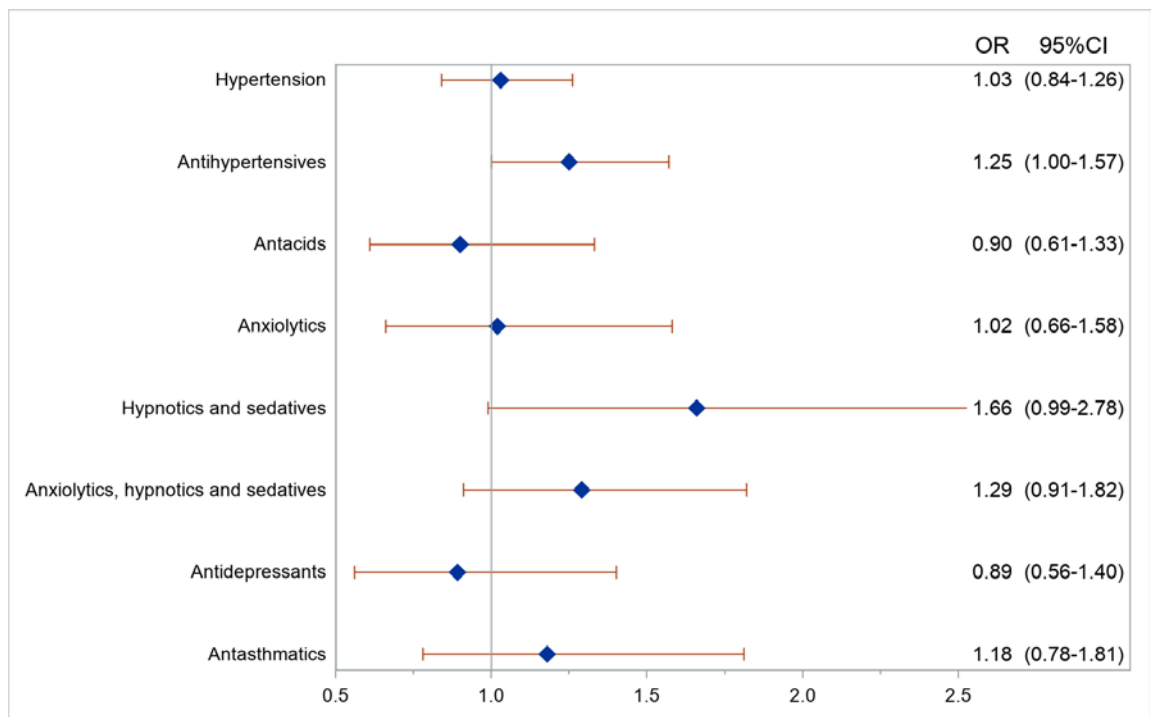


Figure 16 : Odds-ratios (ORs) for each outcomes of interest in relation to aircraft noise annoyance adjusted for age, education level, BMI, physical activity, alcohol intake, smoking habits (only for medication use) and country in women (M1 model)



VI - EFFETS DE L'EXPOSITION AU BRUIT DES AVIONS SUR LA CONCENTRATION DE CORTISOL SALIVAIRE

Baudin C, Lefevre M, Selander J, Babisch W, Cadum E, Carlier MC, et al. Saliva cortisol in relation to aircraft noise exposure: pooled-analysis results from seven European countries. Published in Environmental Health, October 2019.

Saliva cortisol in relation to aircraft noise exposure: pooled-analysis results from seven European countries

Clémence BAUDIN¹, Marie LEFÈVRE^{1,2}, Jenny SELANDER³, Wolfgang BABISCH⁴, Ennio CADUM⁵, Marie-Christine CARLIER^{6,7}, Patricia CHAMPELOVIER⁸, Konstantina DIMAKOPOULOU⁹, Danny HUIJTHUIJS¹⁰, Jacques LAMBERT^{7,8}, Bernard LAUMON¹¹, Göran PERSHAGEN¹², Töres THEORELL¹³, Venetia VELONAKI¹⁴, Anna HANSELL¹⁵, Anne-Sophie EVRARD¹

¹ *Univ Lyon, Université Claude Bernard Lyon1, IFSTTAR, UMRESTTE, UMR T_9405, Bron, France*

² *Now at: Technical Agency for Information on Hospital Care, Lyon, France*

³ *Institute of Environmental Medicine, Karolinska Institute, Stockholm, Sweden*

⁴ *Currently retired, Berlin, Germany (formerly Federal Environment Agency)*

⁵ *Environmental Health Unit, Agency for Health Protection, Pavia, Italy*

⁶ *Hospices Civils de Lyon GH Sud CBAPS Laboratoire de Biochimie, Pierre Bénite, France*

⁷ *Currently retired, France*

⁸ *IFSTTAR, Planning, Mobilities and Environment Department, Dynamics of Mobility Changes Team, Bron, France*

⁹ *Department of Hygiene, Epidemiology and Medical Statistics Faculty of Medicine, National and Kapodistrian University of Athens, Athens, Greece*

¹⁰ *National Institute of Public Health and Environmental Protection, Bilthoven, the Netherlands*

¹¹ *IFSTTAR, Transport, Health and Safety Department, Bron, France*

¹² *Institute of Environmental Medicine, Karolinska Institute, Stockholm, Sweden*

¹³ *Stress Research Institute, Faculty of Social Sciences, Stockholm University, Sweden*

¹⁴ *Nurses School, National and Kapodistrian University of Athens, Athens, Greece*

Abstract Background: Many studies have demonstrated adverse effects of exposure to aircraft noise on health. Possible biological pathways for these effects include hormonal disturbances. Few studies deal with aircraft noise effects on saliva cortisol in adults, and results are inconsistent. *Objective:* We aimed to assess the effects of aircraft noise exposure on saliva cortisol levels and its variation in people living near airports. *Methods:* This study focused on the 1,300 residents included in the HYENA and DEBATS cross-sectional studies, with complete information on cortisol sampling. All the participants followed a similar procedure aiming to collect both a morning and an evening saliva cortisol samples. Socioeconomic and lifestyle information were obtained during a face-to-face interview. Outdoor aircraft noise exposure was estimated for each participant's home address. Associations between aircraft noise exposure and cortisol outcomes were investigated a priori for male and female separately, using linear regression models adjusted for relevant confounders. Different approaches were used to characterize cortisol levels, such as morning and evening cortisol concentrations and the absolute and relative variations between morning and evening levels. *Results:* Statistically significant increases of evening cortisol levels were shown in women with a 10-dB(A) increase in aircraft noise exposure in terms of $L_{Aeq, 16h}$ ($\exp(\beta)=1.08$; $CI_{95\%}=1.00-1.16$), L_{den} ($\exp(\beta)=1.09$; $CI_{95\%}=1.01-1.18$), L_{night} ($\exp(\beta)=1.11$; $CI_{95\%}=1.02-1.20$). A significant association was also found in women between a 10-dB(A) increase in terms of L_{night} and the absolute variation per hour ($\exp(\beta)=0.90$; $CI_{95\%}=0.80-1.00$). Significant decreases in relative variation per hour were also evidenced in women, with stronger effects with the L_{night} ($\exp(\beta)=0.89$; $CI_{95\%}=0.83-0.96$) than with other noise indicators. The morning cortisol levels were unchanged whatever noise exposure indicator considered. There was no significant association between aircraft noise exposure and cortisol outcomes in men. *Conclusions:* The results of the present study show significant associations between aircraft noise exposure and evening cortisol levels and related flattening in the (absolute and relative) variations per hour in women. Further biological research is needed to deepen knowledge of the pathway between noise exposure and hormonal disruption, and specially the difference in effects between genders.

Key words: Epidemiology; aircraft noise exposure; saliva cortisol; hormonal disruption.

1. Introduction

Aircraft noise exposure represents a major issue for public health policies. Impacts on human health are of growing concern, and many adverse effects have been evidenced [81]. Extensive information is available to quantify the burden of disease from aircraft noise exposure

associated with annoyance, sleep disturbances, cardiovascular disease including hypertension [42], [48], [53], [60], [67], [71], and altered cognitive performance among children [57], [304]. A proposed biological process is the release of stress hormones with noise exposure, leading to disruption of hormonal rhythms by activating the Sympathetic-Adrenal-Medullary (SAM) axis and the Hypothalamic-Pituitary-Adrenal (HPA) axis [341], [342]. Cortisol can be viewed as a stress indicator, and is easy to measure non-invasively [75]. Its concentration may be a clinical indicator of disturbed HPA axis activity, and therefore can be used to assess chronic stress effects due to noise exposure [343]. Specific roles of cortisol include regulation of blood glucose levels, lipolysis, immune suppression, and regulation of blood pressure [344]. The cortisol secretion follows a circadian rhythm in the absence of stimuli: levels decline slowly throughout the day, from a peak in the early morning (20-30 min after awakening) to a nadir in the evening [181]. Cortisol can easily be measured in saliva and this reliably reflects the serum-free cortisol concentration [188].

Many studies have been carried out on the relationship between noise exposure and cortisol levels, but conclusions are still unclear [75]. Biological responses may differ depending on the source (occupation, road traffic, rail or air) and characteristics of the study population (gender, age) [345]. Studies on aircraft noise exposure and cortisol levels have mainly focused on children's populations. The main studies to date on adults were a subset of HYENA (HYpertension and Exposure to Noise near Airports) [261] and DEBATS (Discussion on the health effects of aircraft noise) [60] projects. The HYENA study analysis found increases in morning saliva concentrations with aircraft noise exposure in women only [76], while DEBATS found higher evening but not morning cortisol in both men and women [77].

The present HYDE (**HY**ENA + **DE**BATS) project aims to combine both HYENA and DEBATS datasets in order to elucidate the effects of aircraft noise exposure on saliva cortisol levels. The HYENA study included persons living near one of seven major European airports [London Heathrow (United Kingdom), Berlin Tegel (Germany), Amsterdam Schiphol (the Netherlands), Stockholm Arlanda and Bromma (Sweden), Milan Malpensa (Italy), and Athens International Airport Eleftherios Venizelos (Greece) Airports]. Specifically, the HYDE present project added to the HYENA study the three French airports included in the DEBATS study: Lyon Saint Exupéry, Toulouse-Blagnac, and Paris-Charles de Gaulle – the latter being a major European airports in term of passenger numbers [262]. Combination of HYENA and DEBATS enabled a higher number of participants to be included in the analyses, resulting in an increase in statistical power, and extending the scope of the results. As gender differences in production

of corticosteroid-binding globulin have been shown [272], the higher number of participants in the HYDE study allowed us to investigate the association between aircraft noise exposure and cortisol secretion for male and female separately. Moreover, the HYDE study also provided an opportunity to consider a new approach based on the relative variation in cortisol levels per hour taking into account time between measurements as well as morning and evening levels.

2. Methods

2.1. Study Population

The main HYENA study included participants aged 45-70 at the time of the interview, living near one of seven major European airports in six countries. Participants were selected at random from available registers (e.g. registration office, electoral roll, health service). Data were collected on 4,861 participants between 2004 and 2006 [261]. Participants with the highest and lowest levels of exposure to aircraft noise in each country were selected for saliva sampling. With the purpose to recruit 84 subjects from each of the six participating countries, complete information for cortisol samples were finally provided for a total number of 473 participants.

The main DEBATS study included people over 18 years of age at the time of the interview, living in the study area around three French international airports [67]. Participants were selected at random from a phone directory, based on their address in the study area and contacted by phone. Cortisol sampling were collected on all 1,244 participants (549 men and 695 women) in 2013 [60]. Complete information for cortisol samples were provided for 1,199 of them.

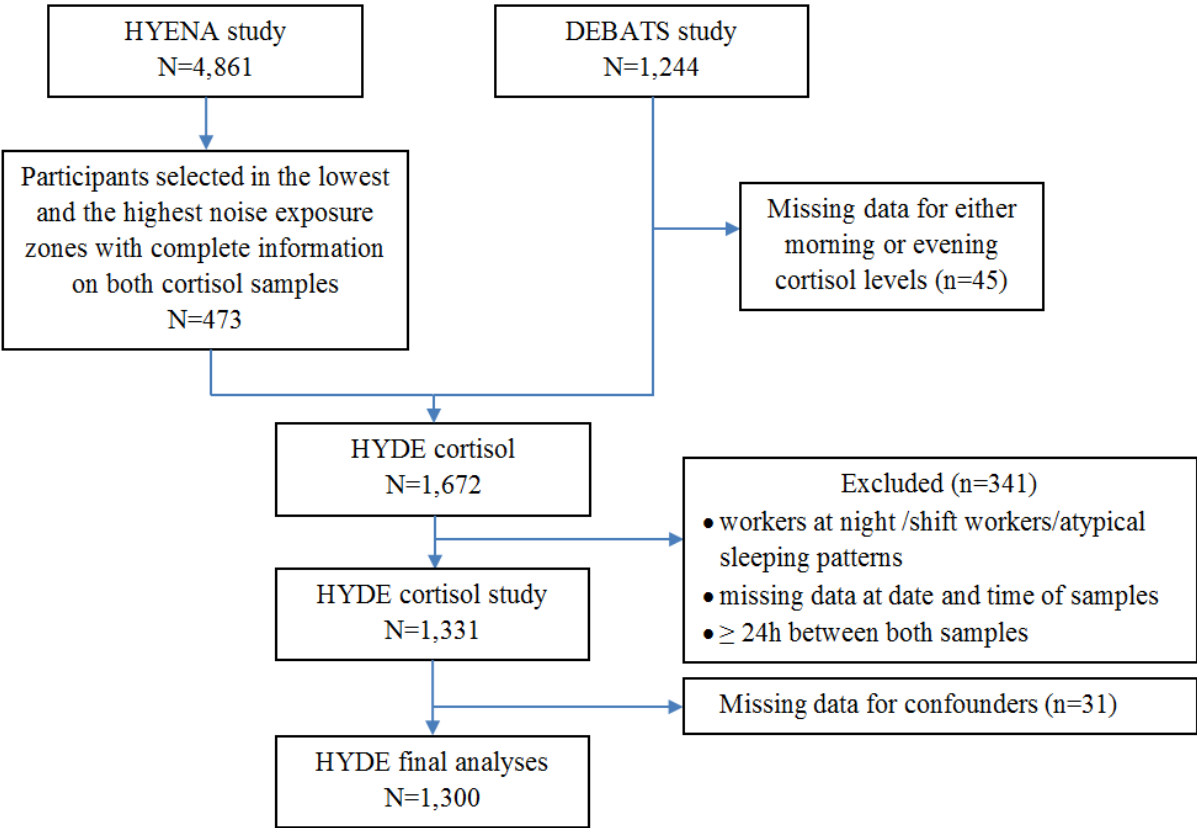
In both studies, all the participants responded to a questionnaire during a face-to-face interview at their place of residence. This questionnaire collected information on demographic and socioeconomic characteristics, lifestyle factors including smoking habits, alcohol consumption, and physical activity, personal medical history in terms of sleep disturbance, cardiovascular diseases, anxiety, depressive disorders, medication use, and annoyance due to noise exposure. Blood pressure, anthropometric measurements (weight and height), and saliva samples (cortisol concentrations) were recorded.

As cortisol levels are related to the circadian rhythm, which is sensitive to individual schedule, participants with a typical working (shift workers, working at night) and/or typical sleeping patterns were excluded from the pooled analyses (N = 341). Other exclusions were made for participants with missing information on cortisol samples (concentrations, dates, and times) and those with 24 hours or more between the both saliva samplings.

The final pooled analyses were carried out on $N_{HYDE} = 1,300$ participants (359 from HYENA and 941 from DEBATS, including 555 men and 745 women) who had completed information for all the covariates included in the model (Figure 17).

Each centre's ethical committee gave study approval and each participant provided written informed consent.

Figure 17 : Flow chart of HYDE cortisol participants



2.2. Cortisol measurements

In HYENA, participants received a kit with test tubes (Sarstedt, Nümbrecht, Germany) and instructions the week before the interview. Samples had to be collected the day before the interview and given to the staff during the interview. Tubes were sent to, centrifuged and frozen in laboratory in each of the participating countries. When all samples had been received in each country, saliva tubes were sent to Karolinska Institutet laboratory (Stockholm, Sweden) for analysis. Cortisol levels in saliva were determined by the Spectria cortisol coated tube radioimmunoassay kit (Orion Diagnostica, Espoo, Finland). In DEBATS, participants received a kit with test tubes (Sarstedt, Nümbrecht, Germany) and instructions during the interview. Samples had to be collected and given to the staff in the days following the interview. Tubes

were sent to, and frozen in a laboratory in Lyon (France). Cortisol levels in saliva were determined by the cortisol saliva ELISA kit (IBL international, Hamburg, Germany).

Instructions for the procedure in measurements were similar in both studies. Participants were requested to collect a sample 30 min (in HYENA) (corresponding usually to the peak in cortisol concentration) or immediately (in DEBATS) after awakening, and another one just before going to bed in the evening (which usually coincides with the nadir in cortisol concentration). Tooth brushing, smoking, and food and drink intake were to be avoided 30 min before each sampling. Each of the test tubes included a small cotton swab that participants were instructed to put in their mouth and to chew until it was completely soaked in saliva. Then, the swab had to be placed in the test tube and stored in a fridge, after writing date and time on the label of the tube. All samples were analysed simultaneously in duplicate.

2.3. Aircraft noise exposure assessment

Aircraft noise exposure was estimated at the place of residence of the participants, in front of the buildings. For all countries except the UK, aircraft noise levels were provided from the “Integrated Noise Model” (INM) [289]. The INM is an internationally well-established computer model that evaluates aircraft noise impacts in the vicinity of airports and outputs noise contours for an area. The UK used the national Aircraft Noise Contour Model (ANCON v 2) [322], similar to the INM model. Outdoor aircraft noise exposure was assessed in 1-dBA intervals for each participant by linking his/her home address to the noise contours using geographical information systems (GIS) methods. Four noise indicators referring to three different periods of the day were derived and used for the statistical analyses: L_{den} , $L_{Aeq,24hr}$, $L_{Aeq,6hr-22hr}$, and L_{night} . The L_{den} is an indicator for the 24 hour period among others defined in the EU directive 2002/49 [346] relating to the assessment and management of environmental noise. It is defined as the weighted average of sound levels during daytime (06:00 to 18:00 or 7:00 to 19:00, depending on the country), evening (18:00 to 22:00 or 19:00 to 23:00), and night-time (22:00 to 6:00 or 23:00 to 7:00), where evening and night sound pressure levels received a 5 dB(A) and a 10 dB(A) penalty respectively to reflect the extra sensitivity to noise during the evening and the night. The $L_{Aeq,24hr}$, $L_{Aeq,6hr-22hr}$ and L_{night} correspond to average sound levels during the corresponding period of time.

2.4. Annoyance due to aircraft noise

Aircraft noise annoyance was assessed using the ISO/Icben (International Commission on the Biological Effects of Noise) recommended question [268], both in HYENA and in DEBATS:

“Thinking about the last 12 months when you are here at home, how much does aircraft noise bother, disturb or annoy you?”.

Then, in HYENA, the standard numeric scale was used for night-time and daytime annoyance separately (range 0-10). In the present HYDE study, an average score between night-time and daytime score was calculated, and participants with an average score ≥ 8 were considered as being highly annoyed.

In DEBATS, the standard verbal scale was used with five possible answers: extremely, very, moderately, slightly or not at all. Extremely or very annoyed participants were considered as being highly annoyed.

2.5. Noise sensitivity

In HYENA, noise sensitivity was assessed with the short-form of the Weinstein scale [347] including 10 items where people were asked to evaluate how much (from 1 to 6) they agreed with different statements about noise. One question concerned sensitivity to noise.

In DEBATS, the following 5-point question was used to assess noise sensitivity: "Regarding noise in general, compared to people around you, do you think that you are: less sensitive than, or as sensitive as, or more sensitive than people around you?".

The sensitivity question in HYENA was assimilated to the one in DEBATS as follows: 1 corresponds to "much less sensitive", 2 to "less sensitive", 3 and 4 to "as sensitive", 5 to "a little more sensitive" and 6 to "much more sensitive".

2.6. Confounders

Information about major potential confounders were obtained from the face-to-face interview and were *a priori* included in the models: country, gender (dichotomous), age (continuous), BMI (continuous), smoking habits (five categories: non-smoker; ex-smoker; 1-10 units/day; 11-20 units/day; >20 units/day), alcohol consumption (4 categories: teetotaler; 1-7 units a week; 8-14 units/week; >14 units/week), physical activity (2 categories: no or a little; regular), and education level (coded as quartiles of number of years in education previously standardized by country means).

2.7. Statistical analysis

The HYENA and the DEBATS datasets were first pooled and harmonized according to common variables. Then, different outcomes were tested, as cortisol is a biological measure following a circadian rhythm. 1) We analysed the morning and the evening levels in cortisol separately (nmol.L^{-1}). 2) We investigated the average variation in cortisol per hour ($\text{nmol.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$).

¹) between both samplings. The variation in cortisol was firstly defined in the absolute difference between evening and morning saliva sample concentrations because cortisol levels are expected to decrease over the day. As time between both samplings varied between participants, the variation in cortisol was divided by the time in hours between the two samplings to enable comparisons. 3) We tested the average relative-variation in cortisol per hour between both samplings. The variation in cortisol per hour was divided by the morning level as reference level, thus allowing for individual differences in cortisol levels and also for potential measurement differences between HYENA and DEBATS related to sampling equipment and laboratory analysis.

Each of these outcomes were firstly log-transformed to compensate for a non-normal distribution. Then, we analysed each outcome in relation to aircraft noise exposure using linear regression, adjusted for the confounders. As a literal interpretation for log-linear results, considering Y as a cortisol outcome, the expected value of Y is multiplied by $\exp(\beta)$ for each 1-unit increase in X. Thus, to interpret results in our study, the given value $\exp(\beta)$ is the multiplier to be applied to the considered cortisol outcome in order to get its expected value with a 10-dB(A) increase in noise level.

Studies reported consistently higher cortisol values with ELISA method (applied in the DEBATS study) than with RIA method (applied in the HYENA), for same samples. Compared to controls, RIA gave results much closer to the expected value than ELISA did (33). Although measurements concerned only 10 samples, Baecher et al. (2013) published Passing and Bablock regression of salivary cortisol results reported by immunoassay systems related to a reference [189]. Regression equations showed a strong linear relationship between ELISA and RIA methods: $RIA = 0.92$ (95% CI: 0.87–1.03) \times $ELISA - 0.19$ (95% CI: -0.35 to -0.04); $r = 0.993$. This last equation was used in sensitivity analyses to make the levels of cortisol concentrations between the two studies comparable.

As gender differences in production of corticosteroid-binding globulin have been shown [272], analyses were carried out for male and female separately. Moreover, in previous analyses carried out on HYENA participants, no substantial differences in effect of noise have been shown between countries [61], [121]. Therefore, the interaction term between country and noise exposure was tested but as it was not significant, it was not included in the final model.

The stability of the results was tested in sensitivity analyses, in which one country from the HYENA study was removed in turn from analyses.

As women are prone to hormonal disturbances with menopause, sensitivity analyses were also carried out for women under and above 50 years of age separately.

Some evidence suggests that annoyance may be on the causal pathway between noise exposure and hypertension [252], [311] or saliva cortisol [253]. Noise sensitivity can be conceptualized as a modifier or mediator of the effects of noise exposure on the outcome measured [348]. Thus, these factors have been both included in an additional model as covariates, and regarded as secondary risk factor of interest. However, when they were included as covariates, they did not modify the results, so these factors were not included in the final models.

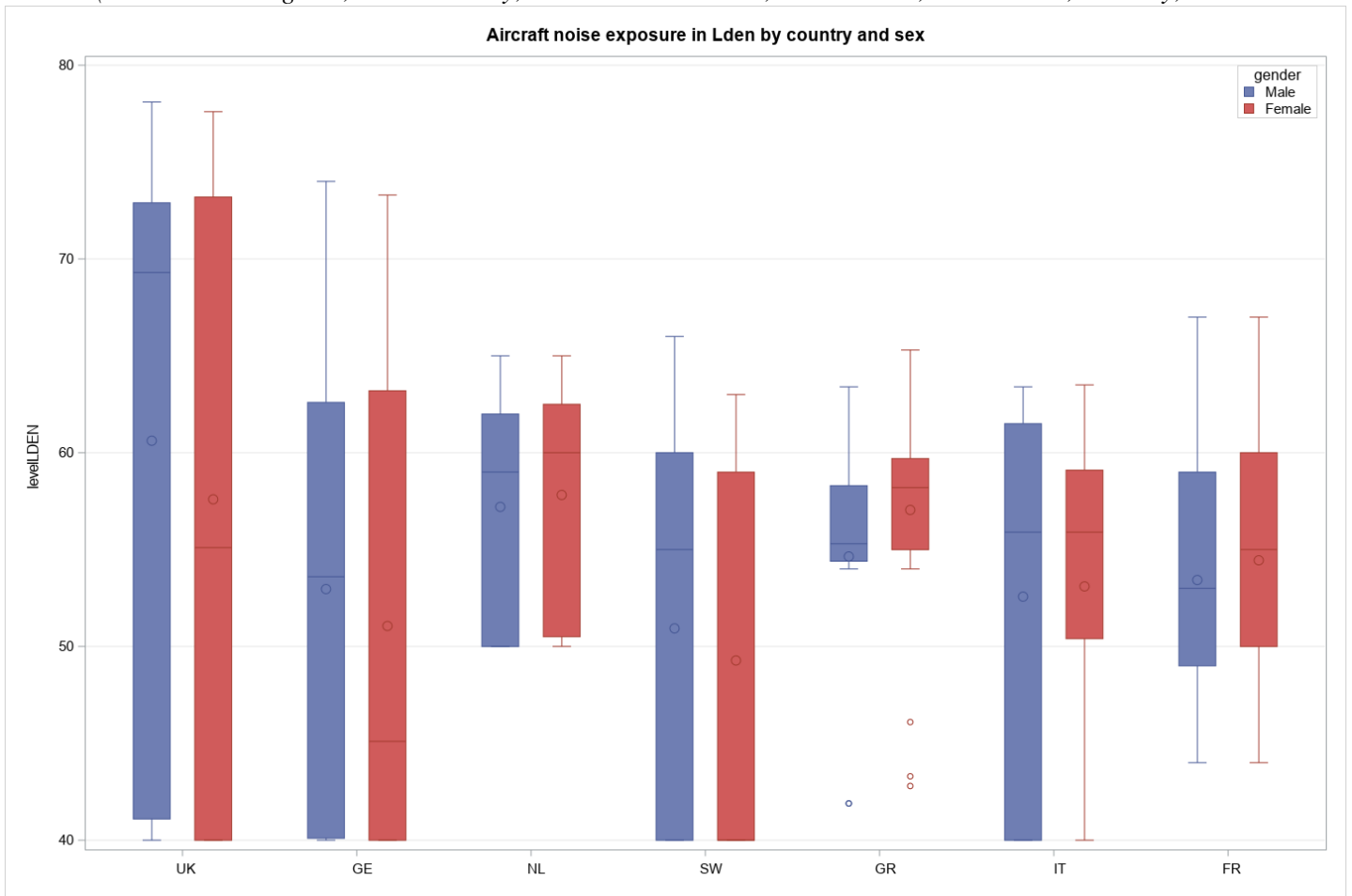
Coefficients and 95% CIs were calculated to show the average variation in outcomes for a 10-dB(A) increase in noise. All statistical analyses were performed with SAS software V. 9.4 (SAS Institute, Cary NC) using the GLM procedure.

3. Results

Figure 18 shows noise exposure levels by country and gender. Participants from the UK were more likely to be exposed to higher noise levels compared to participants from other countries ($p < 0.001$).

Figure 18 : Lden levels by country and sex

(UK: United Kingdom; GE: Germany; NL: The Netherlands; SW: Sweden; GR: Greece; IT: Italy; FR:



France)

Characteristics of the study population, stratified by categories of noise exposure in terms of L_{den} are presented in the Tableau 38. Few differences appeared between noise categories. They are related to alcohol intake in men ($p=0.006$) and physical activity in women ($p=0.003$).

Tableau 38 : HYDE study population characteristics stratified by aircraft noise categories by sex sub-groups ($L_{Aeq, 24h}$)

| | MALE | | | | | | FEMALE | | | | | |
|----------------------------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|------------|--------------|
| | L_{den} | | | | | | L_{den} | | | | | |
| | <50 dB(A) | 50-54 dB(A) | 55-59 dB(A) | ≥60 dB(A) | N total | p-value | <50 dB(A) | 50-54 dB(A) | 55-59 dB(A) | ≥60 dB(A) | N total | p-value |
| Age (mean ± SD) | 54.9 (13.0) | 54.1 (14.4) | 53.8 (14.6) | 55.9 (12.3) | 555 | 0.606 | 50.8 (13.7) | 52.7 (14.6) | 52.5 (15.7) | 54.6 (14.5) | 745 | 0.083 |
| BMI (mean ± SD) | 26.8 (4.0) | 26.7 (5.1) | 27.5 (5.0) | 27.4 (4.4) | 555 | 0.369 | 25.7 (5.2) | 25.6 (5.4) | 26.2 (5.8) | 27.0 (5.6) | 745 | 0.066 |
| Alcohol (units/week) | | | | | | 0.006 | | | | | | 0.370 |
| teetotaller | 5.4 | 2.5 | 5.2 | 7.0 | 112 | | 8.1 | 7.4 | 9.1 | 9.9 | 257 | |
| 1-7 | 15.0 | 14.2 | 9.4 | 14.6 | 295 | | 13.6 | 9.1 | 11.0 | 13.8 | 354 | |
| 8-14 | 6.5 | 4.0 | 2.3 | 2.9 | 87 | | 4.2 | 4.0 | 3.0 | 3.8 | 111 | |
| >14 | 2.5 | 2.2 | 2.3 | 4.0 | 61 | | 1.1 | 0.3 | 1.1 | 0.7 | 23 | |
| Smoker habits (units/day) | | | | | | 0.650 | | | | | | 0.417 |
| non-smoker | 11.5 | 11.2 | 7.9 | 12.8 | 241 | | 13.3 | 12.0 | 14.0 | 16.5 | 415 | |
| exsmoker | 13.0 | 7.8 | 7.4 | 10.6 | 215 | | 8.1 | 3.9 | 4.8 | 6.4 | 173 | |
| 0-10 | 2.9 | 1.4 | 1.8 | 1.8 | 44 | | 3.1 | 3.0 | 3.1 | 2.8 | 89 | |
| 11-20 | 1.3 | 1.1 | 1.3 | 1.4 | 28 | | 1.9 | 1.2 | 1.3 | 1.9 | 47 | |
| >20 | 0.7 | 1.4 | 0.9 | 1.8 | 27 | | 0.5 | 0.8 | 0.9 | 0.5 | 21 | |
| Education | | | | | | 0.515 | | | | | | 0.098 |
| 1st qrt | 10.8 | 7.8 | 6.9 | 11.4 | 204 | | 6.7 | 7.4 | 8.3 | 9.8 | 240 | |
| 2nd qrt | 5.2 | 3.2 | 3.8 | 4.3 | 92 | | 5.9 | 3.6 | 4.0 | 7.1 | 154 | |
| 3rd qrt | 4.5 | 4.5 | 2.7 | 6.3 | 100 | | 4.8 | 4.0 | 3.9 | 4.6 | 129 | |
| 4rd qrt | 8.8 | 7.4 | 6.0 | 6.5 | 159 | | 9.4 | 5.8 | 7.9 | 6.7 | 222 | |
| Physical activity | | | | | | 0.596 | | | | | | 0.003 |
| No or little | 14.4 | 11.5 | 9.9 | 16.0 | 288 | | 12.6 | 10.2 | 14.0 | 17.9 | 407 | |
| Regular | 15.0 | 11.4 | 9.4 | 12.4 | 267 | | 14.2 | 10.6 | 10.2 | 10.3 | 338 | |
| Total | 163 | 127 | 107 | 158 | 555 | | 200 | 155 | 180 | 210 | 745 | |

Tableau 39 : Geometric means (Standard Deviation) for cortisol outcomes by country and by sex-subgroups

| MALE | | | | | | FEMALE | | | | |
|--------------|------------|--|--|--|---|---------------|--|--|--|---|
| | N | Morning level (nmol.L⁻¹) | Evening level (nmol.L⁻¹) | Variation per hour (nmol.L⁻¹.H⁻¹) | Relative- variation per hour | N | Morning level (nmol.L⁻¹) | Evening level (nmol.L⁻¹) | Variation per hour (nmol.L⁻¹.H⁻¹) | Relative- variation per hour |
| UK | 35 | 17.2 (2.0) | 2.5 (2.1) | 1.0 (2.2) | 0.06 (1.5) | 31 | 18.0 (1.8) | 2.2 (2.6) | 1.1 (2.1) | 0.06 (1.3) |
| GE | 28 | 20.5 (1.8) | 2.6 (2.2) | 1.0 (2.2) | 0.05 (1.8) | 39 | 15.7 (1.9) | 1.9 (1.7) | 0.9 (2.8) | 0.06 (1.6) |
| NL | 29 | 16.0 (1.9) | 2.6 (2.3) | 1.0 (2.1) | 0.06 (1.6) | 28 | 18.2 (1.6) | 1.9 (1.9) | 1.1 (1.9) | 0.06 (1.4) |
| SW | 31 | 18.7 (1.7) | 4.4 (2.1) | 0.8 (2.1) | 0.04 (1.6) | 43 | 17.3 (1.8) | 2.9 (2.3) | 0.9 (1.9) | 0.05 (1.2) |
| GR | 14 | 12.6 (2.5) | 1.7 (2.3) | 0.8 (2.7) | 0.06 (1.6) | 31 | 8.4 (2.4) | 1.7 (2.3) | 0.5 (2.8) | 0.05 (1.6) |
| IT | 22 | 20.5 (1.6) | 2.9 (2.1) | 1.2 (1.8) | 0.06 (1.3) | 28 | 17.3 (1.9) | 3.4 (2.4) | 0.7 (3.2) | 0.04 (2.0) |
| FR | 396 | 21.4 (1.9) | 4.4 (2.2) | 1.6 (2.9) | 0.07 (2.0) | 545 | 21.9 (1.9) | 5.0 (2.2) | 1.4 (3.1) | 0.07 (2.1) |
| TOTAL | 555 | 20.3 (1.9) | 3.9 (2.3) | 1.4 (2.8) | 0.07 (1.9) | 745 | 19.9 (2.0) | 4.0 (2.4) | 1.2 (3.0) | 0.06 (2.0) |

There was no significant gender difference for the cortisol levels (Tableau 39): geometric means for morning levels were slightly higher for men compared to women (20.3 nmol.L⁻¹ and 19.9 nmol.L⁻¹ respectively), whereas geometric means for evening levels were slightly lower for men compared to women (3.9 nmol.L⁻¹ and 4.0 nmol.L⁻¹ respectively). Men showed a slightly higher geometric mean for the variation per hour than women (1.4 nmol.L⁻¹.H⁻¹ and 1.2 nmol.L⁻¹.H⁻¹ for men and women respectively.) The geometric means for the average relative-variation per hour in men and in women were significantly different (0.07 and 0.06 respectively (p=0.037)).

Crude and adjusted linear regression coefficients after exponentiation for each of the cortisol outcomes (morning and evening cortisol levels, variation per hour, and relative-variation per hour) in relation to aircraft noise levels are shown in Tableau 40. Analyses were performed for each noise indicator separately. No significant association was found in men, for any of the cortisol outcomes, or noise indicators, both for univariate and multivariate analyses. Statistically significant crude estimates were shown in women only for the L_{night} in relation to the evening level, and both all the noise indicators in relation to the relative variation. For multivariate analyses, aircraft noise levels were not related to the morning concentration of cortisol, but were associated with an increase in evening cortisol concentration (exp(β)=1.08, CI95% 1.00-1.16 for a 10-dB(A) increase in LA_{eq,16h}; exp(β)=1.09, CI95% 1.01-1.18 for a 10-dB(A) increase in L_{den}; exp(β)=1.11, CI95% 1.02-1.20 for a 10-dB(A) increase in L_{night} – while the relation between evening level and LA_{eq,24h} was borderline significant exp(β)=1.08, CI95% 1.00-1.17 per 10-dB(A) increase) in women. For cortisol variation per hour, an association at the borderline of the statistical significance was found with L_{night} suggesting a 11%-decrease in the average difference between both samplings (exp(β)=0.89, CI95% 0.80-1.00 per 10-dB(A) increase). Considering the relative-variation per hour, significant associations were seen for a decrease of the relative difference between both samplings, whatever the noise indicator (a decrease of 8 to 11% according to the considered noise indicator). The strongest association was found for the L_{night} exposure (exp(β)=0.89, CI95% 0.83-0.96 per 10-dB(A) increase).

No obvious differences were observed when noise annoyance or noise sensitivity were included in the model. When these factors were regarded as secondary risk factor of interest, results did not show statistically significant association with cortisol outcomes, except an association between aircraft noise annoyance and the relative variation of cortisol (exp(β)=0.82, CI95% 0.72-0.93 for highly annoyed people compared to not annoyed people).

Tableau 40 : Linear regression coefficient after exponentiation for the relation between cortisol outcomes and aircraft noise levels

| | | MALE | | | | | | | | FEMALE | | | | | | | |
|------------------------------|----------------------------|-------------------------|-------------|-------------------------|-------------|--|-------------|------------------------|-------------|-------------------------|-------------|-------------------------|--------------------|--|--------------------|------------------------|--------------------|
| | | Morning level | | Evening level | | Variation per hour | | Relative-variation per | | Morning level | | Evening level | | Variation per hour | | Relative-variation per | |
| | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹ .H ⁻¹) | | hour | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹ .H ⁻¹) | | hour | |
| | | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% |
| Crude estimates | L_{Aeq,16h} | 0.96 | (0.90-1.02) | 0.99 | (0.91-1.07) | 0.90 | (0.82-1.00) | 0.95 | (0.88-1.01) | 1.00 | (0.94-1.07) | 1.04 | (0.96-1.13) | 0.92 | (0.83-1.01) | 0.91 | (0.86-0.97) |
| | L_{Aeq,24h} | 0.95 | (0.88-1.02) | 0.98 | (0.9-1.070) | 0.90 | (0.80-1.00) | 0.95 | (0.88-1.02) | 1.02 | (0.95-1.09) | 1.06 | (0.97-1.15) | 0.93 | (0.84-1.04) | 0.92 | (0.86-0.98) |
| | L_{den} | 0.96 | (0.89-1.03) | 1.00 | (0.91-1.09) | 0.90 | (0.81-1.01) | 0.94 | (0.88-1.01) | 1.01 | (0.95-1.08) | 1.08 | (1.00-1.18) | 0.91 | (0.82-1.02) | 0.91 | (0.85-0.97) |
| | L_{night} | 1.01 | (0.94-1.08) | 1.08 | (1.00-1.17) | 0.99 | (0.89-1.09) | 0.98 | (0.92-1.05) | 1.04 | (0.97-1.10) | 1.24 | (1.15-1.34) | 0.97 | (0.87-1.07) | 0.93 | (0.88-0.99) |
| Adjusted models ^a | L_{Aeq,16h} | 0.99 | (0.92-1.06) | 1.04 | (0.95-1.12) | 0.95 | (0.86-1.06) | 0.97 | (0.90-1.04) | 1.04 | (0.98-1.10) | 1.08 | (1.00-1.16) | 0.95 | (0.86-1.06) | 0.92 | (0.86-0.98) |
| | L_{Aeq,24h} | 0.98 | (0.91-1.05) | 1.03 | (0.94-1.12) | 0.94 | (0.84-1.06) | 0.96 | (0.89-1.04) | 1.05 | (0.98-1.12) | 1.08 | (1.00-1.17) | 0.96 | (0.86-1.08) | 0.92 | (0.85-0.98) |
| | L_{den} | 0.99 | (0.92-1.06) | 1.04 | (0.95-1.14) | 0.95 | (0.85-1.06) | 0.96 | (0.89-1.04) | 1.03 | (0.97-1.10) | 1.09 | (1.01-1.18) | 0.93 | (0.84-1.04) | 0.90 | (0.84-0.97) |
| | L_{night} | 1.00 | (0.93-1.08) | 1.05 | (0.97-1.15) | 0.95 | (0.85-1.06) | 0.95 | (0.88-1.02) | 1.00 | (0.94-1.07) | 1.11 | (1.02-1.20) | 0.89 | (0.80-1.00) | 0.89 | (0.83-0.96) |

^a adjusted for country, alcohol intake, smoking habits, physical activity, education level, age and BMI (Significant values in bold)

When analyses were carried out removing one country from the HYENA study in turn from the study population, results were similar to those found for the whole study population (See Supplementary, Tableau 41).

Analyses carried for women under or above 50 years of age showed statistically significant associations between aircraft noise exposure and cortisol outcomes in women under 50, whereas no significant association was found in women 50 and older (See Supplementary, Tableau 42).

Finally, the results of the sensitivity analyses with the adjusted cortisol levels (results not shown) to overcome differences in the cortisol determination method (ELISA versus RIA method) were similar to the results in Tableau 40.

4. Discussion

This study provides some support for the hypothesis that psychological stress induced by aircraft noise exposure, results in disruption of hormonal rhythms, with an increase in evening cortisol levels and a flattening of the usual (absolute or relative) variation per hour. These results are partly in line with those found based on the DEBATS participants only [77], where similar conclusions were drawn, but in that study no difference were shown between gender subgroups. Considering the HYENA participants only, significant associations were found only in women, but for an increase in the morning cortisol levels [76]. The HYDE pooled-analyses, providing a greater statistical power, found significant associations between aircraft noise exposure and modification of the cortisol stress-hormone secretion for women only. Moreover, the main finding of this study was the significant associations between noise levels and noise annoyance and the average relative-variation per hour.

The use of relative-variation per hour contributes to a new approach to analysis of cortisol in relation to noise exposure. It also allows for potential measurement differences between HYENA and DEBATS related to sampling and laboratory analysis: the ELISA (enzyme-linked immunosorbent) method in the DEBATS study and the RIA (radioimmunoassay) method in the HYENA. For morning and evening cortisol levels, the use of the linear relationship between ELISA and RIA methods [189] makes levels of cortisol concentrations directly comparable for the HYDE study. Regression conclusions were similar to those presented in Tableau 40, carried out without the use of this equation.

Although procedures in samplings were similar, differences occurred in the morning sampling which was requested to be collected 30 minutes after awakening in HYENA, and directly at

awakening in DEBATS. It has been shown that cortisol levels rapidly rise by 50-75% within the first 30 minutes after awakening, and remain elevated for the next 30 minutes after the peak. This pattern in cortisol secretion has been shown to be independent of time of awakening, sleep quality, sleep duration, and age [349]. However, it seems quite difficult to define precisely when the awakening occurred. If morning cortisol samples were collected before the cortisol peak in the DEBATS study, it is likely that these cortisol levels were lower than the peak level. However, this measurement bias is independent from the noise levels, and could stand for a non-differential measurement error. Thus, it could have led to biased results toward the null value and could explain the fact that no association was observed for morning concentrations. Despite this, a significant association was still observed for morning-evening cortisol variation and average relative cortisol variation per hour.

The present study found significant associations between aircraft noise levels and cortisol outcomes only in women. These results are in line with those showing that women were more sensitive to stressors in general [350], [351]. But they are not in line with those of previous studies considering gender-differences and showing significant associations between aircraft or traffic noise exposure and hypertension only in men [60], [61], [63]. As significant associations in women were stronger considering aircraft noise levels during the night with the L_{night} , the hypothesis that women have a higher susceptibility to noise during sleep could be relevant. Recent research has pointed out different physiological characteristics in both men and women, leading to differences in the pathogenesis of cardiovascular diseases. Indeed, several studies on the effects of traffic noise exposure on the risk of hypertension showed stronger associations for men [64], [81], [291], [292]. This interaction could also explain the findings of the present study concerning the results of analyses in women under and over 50 years of age. Indeed, the associations were stronger in women under 50 years of age, while there was no significant relationship in women over 50 years of age. After 50 years of age, with the disappearance of oestrogens, women's hormonal systems tend to get closer to those of men, thus could explain that the results were almost similar in men and in women after 50 years of age in this study.

Significant associations in women were stronger for aircraft noise levels during the night. These results support the hypothesis that susceptibility to noise would be higher during the night [352]. Sleep duration could be regarded as a confounder in the relation between aircraft noise exposure and the cortisol secretion [253], [353]; therefore analyses were also carried out adding this variable in the models. Nevertheless, the results remained very similar. As restrictions in night traffic concerned every airport except London's Heathrow and Amsterdam Schiphol, we added

an interaction term between country and noise exposure levels in multivariate models. Nevertheless, no substantial difference between countries was seen (results not shown). In sensitivity analyses, the results remained similar when the HYENA countries were removed one at a time from analyses. Associations were even stronger when the UK, the country with the highest noise exposure levels, was removed.

Aircraft noise levels were estimated at home address of each participant, but this may result in some exposure misclassification. It was not possible to take into account their noise exposure outside their home because no information was collected on time schedule and the work or leisure places of each participant. It is more likely that people are in their home at night, so night-time exposure is more likely to be close to the estimated noise level and may be the reason that the strongest associations were observed for L_{night} .

When annoyance from aircraft noise or noise sensitivity were included as confounders in the models, no obvious differences were seen in results. These findings suggest that cortisol variations may be directly connected to aircraft noise exposure rather than mediated through noise annoyance and noise sensitivity.

The findings of the present study support a hypothesis that noise induces stress and are coherent with previous studies finding associations between aircraft noise exposure and hypertension or antihypertensive and anxiolytic medication intake [60], [61], [121]. There is evidence suggesting a role for cortisol in hypertension [174], [354], and other stated for an increase in the cortisol stress response responding to mental stress tasks, thus leading to incident hypertension [173].

5. Conclusions

The present results support the hypothesis that exposure to aircraft noise, at night in particular, could make the HPA axis less flexible, especially in women, resulting in higher average values for the evening cortisol concentration, and therefore a flattening of the difference between morning and evening levels. The cause/effect relations and the biological process between noise exposure and HPA dysregulation are of major importance and need to be further elucidated.

Ethics approval: The research undertaken by each of the HYENA partners was covered by local agreements concerning the ethical use of data and the protection of confidentiality of individuals. Ethics approvals have been obtained in all partner countries.

The DEBATS study was approved by two national authorities in France: the French Advisory Committee for Data Processing in Health Research and the French National Commission for Data Protection and Liberties.

The HYDE study (titled HYDE project: HYena and DEbats studies) was approved by the University Ethics Sub-Committee of Medicine and Biological Sciences from the University of Leicester.

Consent for publication: Not applicable

Availability of data and materials: Not applicable

Competing interests: None.

Funding: The HYENA study was funded by a grant from the European Commission (Directorate General Research) in the Fifth Framework Programme, Quality of Life and Management of Living Resources, Key Action 4 - Environment and Health (grant QLRT-2001-02501).

The DEBATS study was supported by funds from the French Ministry of Health, the French Ministry of the Environment, and the French Civil Aviation Authority. The authors would like to thank them for their kind assistance.

The HYDE joint-research project was sustained by a grant from the European and International Affairs Department (DAEI) of IFSTTAR (French Institute of science and technology for transport, development and networks).

Authors' contribution: For the HYENA consortium: Jenny Selander (JS), Wolfgang Babisch (WB), Ennio Cadum (EC), Konstantina Dimakopoulou (KD), Danny Huithuijs (DH), Göran Pershagen (GP), Töres Theorell (TT), Venetia Velonaki (VV) designed and conducted the original HYENA study.

For the DEBATS study: Anne-Sophie Evrard (ASE) and Bernard Laumon (BL) with Jacques Lambert (JL) and Patricia Champelovier (PC) conceived and designed the DEBATS study. ASE and Marie Lefèvre (ML) conducted the study. JL interpreted the aircraft noise data and PC interpreted the annoyance data. ML was involved in data extraction and preparation. Marie-Christine Carlier (MCC) was involved in cortisol determination and data interpretation.

For the HYDE analysis: Clémence Baudin (CB), ASE and Anna Hansell (AH) designed the HYDE study, CB performed the statistical analyses, supervised by AH, ASE and BL. The analyses were interpreted by CB, AH and ASE with BL, MCC and JS. CB, AH and ASE drafted

the initial report. All coauthors revised the report and approved the final version. ASE and AH are responsible for the overall content as the guarantors of this paper.

Acknowledgements: For HYENA study: Thanks to Lars Jarup, HYENA principal investigator and other members of the HYENA study team responsible for conducting the study. Thanks to the aviation administration and the road administration in each of the participating countries for their contribution to the noise exposure assessment.

For DEBATS study: Thanks to the Airport Pollution Control Authority (Acnusa) for requesting the French Institute of Science and Technology for Transport, Development and Networks (Ifsttar) to carry out this study; thanks to Paris Airports and the French Civil Aviation Authority for providing noise exposure maps.

The authors are grateful to all the participants in both HYENA and DEBATS studies and their interviewers. The authors thank Sarah Floud for data extraction and preparation and variable interpretation, and Liacine Bouaoun for his statistical help.

6. Additional files (included in the paper)

Tableau 41 : Linear regression coefficient after exponentiation for the relation between cortisol outcomes and aircraft noise levels in women under and above 50 years old

| | | MALE | | | | | | | | FEMALE | | | | | | | |
|---------------------------|----------------------------|-------------------------|-------------|-------------------------|--------------------|--|-------------|--------------------|-------------|-------------------------|-------------|-------------------------|--------------------|--|--------------------|------------------------|--------------------|
| | | Morning level | | Evening level | | Variation per hour | | Relative-variation | | Morning level | | Evening level | | Variation per hour | | Relative-variation per | |
| | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹ .H ⁻¹) | | per hour | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹ .H ⁻¹) | | hour | |
| | | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% |
| Removing UK -66 people | L_{Aeq,16h} | 0.98 | (0.91-1.06) | 1.02 | (0.93-1.12) | 0.93 | (0.83-1.05) | 0.95 | (0.88-1.03) | 1.02 | (0.95-1.09) | 1.06 | (0.97-1.15) | 0.91 | (0.81-1.02) | 0.90 | (0.83-0.96) |
| | L_{Aeq,24h} | 0.97 | (0.89-1.05) | 1.01 | (0.92-1.12) | 0.91 | (0.80-1.04) | 0.95 | (0.87-1.03) | 1.03 | (0.95-1.11) | 1.06 | (0.97-1.16) | 0.92 | (0.81-1.04) | 0.89 | (0.82-0.97) |
| | L_{den} | 0.98 | (0.90-1.06) | 1.03 | (0.94-1.14) | 0.92 | (0.81-1.05) | 0.95 | (0.87-1.03) | 1.01 | (0.94-1.08) | 1.07 | (0.98-1.17) | 0.88 | (0.78-1.00) | 0.88 | (0.81-0.95) |
| | L_{night} | 0.98 | (0.90-1.07) | 1.05 | (0.95-1.16) | 0.91 | (0.80-1.04) | 0.93 | (0.85-1.02) | 0.97 | (0.90-1.05) | 1.09 | (1.00-1.19) | 0.84 | (0.74-0.94) | 0.86 | (0.79-0.93) |
| Removing GE -67 people | L_{Aeq,16h} | 0.98 | (0.91-1.06) | 1.07 | (0.98-1.17) | 0.94 | (0.84-1.05) | 0.96 | (0.89-1.03) | 1.05 | (0.98-1.12) | 1.09 | (1.00-1.18) | 0.95 | (0.85-1.06) | 0.91 | (0.84-0.97) |
| | L_{Aeq,24h} | 0.97 | (0.90-1.05) | 1.07 | (0.97-1.17) | 0.93 | (0.82-1.05) | 0.95 | (0.88-1.03) | 1.06 | (0.99-1.14) | 1.09 | (1.00-1.19) | 0.96 | (0.85-1.08) | 0.90 | (0.83-0.98) |
| | L_{den} | 0.98 | (0.91-1.06) | 1.08 | (0.99-1.19) | 0.93 | (0.83-1.05) | 0.95 | (0.88-1.03) | 1.04 | (0.97-1.12) | 1.10 | (1.01-1.20) | 0.92 | (0.82-1.04) | 0.89 | (0.82-0.96) |
| | L_{night} | 1.00 | (0.92-1.08) | 1.10 | (1.00-1.20) | 0.93 | (0.83-1.05) | 0.94 | (0.86-1.01) | 1.00 | (0.94-1.08) | 1.12 | (1.02-1.22) | 0.88 | (0.78-0.99) | 0.88 | (0.81-0.95) |
| Removing NL -57 people | L_{Aeq,16h} | 0.99 | (0.92-1.06) | 1.03 | (0.95-1.12) | 0.96 | (0.86-1.07) | 0.97 | (0.91-1.04) | 1.04 | (0.98-1.11) | 1.09 | (1.01-1.17) | 0.95 | (0.86-1.06) | 0.92 | (0.85-0.98) |
| | L_{Aeq,24h} | 0.98 | (0.91-1.05) | 1.02 | (0.94-1.12) | 0.95 | (0.84-1.06) | 0.97 | (0.90-1.05) | 1.05 | (0.98-1.12) | 1.09 | (1.01-1.19) | 0.96 | (0.86-1.08) | 0.91 | (0.85-0.98) |
| | L_{den} | 0.99 | (0.91-1.06) | 1.04 | (0.95-1.13) | 0.95 | (0.85-1.07) | 0.97 | (0.90-1.04) | 1.03 | (0.97-1.10) | 1.10 | (1.01-1.19) | 0.93 | (0.83-1.04) | 0.90 | (0.84-0.97) |
| | L_{night} | 1.00 | (0.93-1.07) | 1.06 | (0.97-1.15) | 0.95 | (0.85-1.06) | 0.95 | (0.88-1.03) | 1.01 | (0.94-1.08) | 1.11 | (1.02-1.20) | 0.90 | (0.80-1.00) | 0.89 | (0.83-0.96) |
| Removing SW -74 people | L_{Aeq,16h} | 0.99 | (0.92-1.07) | 1.04 | (0.96-1.14) | 0.95 | (0.85-1.07) | 0.96 | (0.89-1.04) | 1.04 | (0.97-1.11) | 1.08 | (0.99-1.17) | 0.94 | (0.84-1.05) | 0.91 | (0.84-0.97) |
| | L_{Aeq,24h} | 0.98 | (0.90-1.06) | 1.03 | (0.94-1.14) | 0.94 | (0.83-1.06) | 0.96 | (0.89-1.04) | 1.05 | (0.98-1.13) | 1.08 | (0.99-1.18) | 0.95 | (0.84-1.08) | 0.90 | (0.83-0.98) |
| | L_{den} | 0.99 | (0.91-1.07) | 1.05 | (0.96-1.15) | 0.95 | (0.84-1.07) | 0.96 | (0.89-1.04) | 1.03 | (0.96-1.11) | 1.09 | (1.00-1.19) | 0.92 | (0.82-1.04) | 0.89 | (0.83-0.97) |
| | L_{night} | 1.00 | (0.93-1.08) | 1.07 | (0.98-1.17) | 0.95 | (0.84-1.07) | 0.95 | (0.88-1.03) | 1.01 | (0.94-1.08) | 1.11 | (1.02-1.20) | 0.89 | (0.80-1.00) | 0.89 | (0.82-0.95) |

| | | MALE | | | | | | | | FEMALE | | | | | | | |
|---------------------------|----------------------------|-------------------------|-------------|-------------------------|-------------|--|-------------|--------------------|-------------|-------------------------|--------------------|-------------------------|--------------------|--|-------------|------------------------|--------------------|
| | | Morning level | | Evening level | | Variation per hour | | Relative-variation | | Morning level | | Evening level | | Variation per hour | | Relative-variation per | |
| | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹ .H ⁻¹) | | per hour | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹ .H ⁻¹) | | hour | |
| | | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% |
| Removing GR -45 people | L_{Aeq,16h} | 0.99 | (0.93-1.06) | 1.03 | (0.95-1.12) | 0.96 | (0.86-1.06) | 0.96 | (0.90-1.03) | 1.03 | (0.97-1.10) | 1.09 | (1.01-1.17) | 0.95 | (0.86-1.06) | 0.92 | (0.86-0.98) |
| | L_{Aeq,24h} | 0.98 | (0.91-1.06) | 1.02 | (0.93-1.11) | 0.94 | (0.84-1.06) | 0.96 | (0.89-1.04) | 1.04 | (0.98-1.12) | 1.09 | (1.01-1.19) | 0.96 | (0.86-1.08) | 0.92 | (0.86-0.99) |
| | L_{den} | 0.99 | (0.92-1.07) | 1.04 | (0.95-1.13) | 0.95 | (0.85-1.06) | 0.96 | (0.89-1.03) | 1.03 | (0.96-1.10) | 1.10 | (1.02-1.19) | 0.93 | (0.83-1.04) | 0.91 | (0.84-0.97) |
| | L_{night} | 1.00 | (0.93-1.08) | 1.05 | (0.96-1.15) | 0.95 | (0.85-1.06) | 0.95 | (0.88-1.03) | 1.01 | (0.94-1.07) | 1.11 | (1.03-1.20) | 0.90 | (0.81-1.00) | 0.90 | (0.83-0.96) |
| Removing IT -50 people | L_{Aeq,16h} | 1.00 | (0.93-1.08) | 1.05 | (0.97-1.14) | 0.96 | (0.86-1.08) | 0.96 | (0.89-1.03) | 1.05 | (0.99-1.12) | 1.10 | (1.02-1.19) | 0.96 | (0.86-1.07) | 0.91 | (0.85-0.98) |
| | L_{Aeq,24h} | 1.00 | (0.92-1.08) | 1.05 | (0.96-1.14) | 0.95 | (0.85-1.07) | 0.96 | (0.89-1.04) | 1.07 | (1.00-1.14) | 1.11 | (1.02-1.20) | 0.97 | (0.87-1.09) | 0.91 | (0.85-0.98) |
| | L_{den} | 1.00 | (0.93-1.08) | 1.06 | (0.97-1.16) | 0.96 | (0.85-1.08) | 0.96 | (0.89-1.03) | 1.05 | (0.98-1.12) | 1.11 | (1.02-1.20) | 0.94 | (0.84-1.05) | 0.90 | (0.84-0.97) |
| | L_{night} | 1.01 | (0.94-1.09) | 1.07 | (0.98-1.17) | 0.96 | (0.85-1.08) | 0.95 | (0.88-1.03) | 1.02 | (0.95-1.08) | 1.12 | (1.03-1.22) | 0.90 | (0.81-1.01) | 0.89 | (0.83-0.96) |

Tableau 42 : Linear regression coefficient after exponentiation for the relation between cortisol outcomes and aircraft noise levels in women under and above 50 years old

| | | FEMALE <50 years old | | | | | | | | FEMALE ≥50 years old | | | | | | | |
|----------------------------|--|-------------------------|--------------------|-------------------------|--------------------|--|-------------|--------------------|--------------------|-------------------------|-------------|-------------------------|-------------|--|-------------|--------------------|-------------|
| | | Morning level | | Evening level | | Variation per hour | | Relative-variation | | Morning level | | Evening level | | Variation per hour | | Relative-variation | |
| | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹ .H ⁻¹) | | per hour | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹ .H ⁻¹) | | per hour | |
| | | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% | exp(β) | CI95% |
| L_{Aeq,16h} | | 1.11 | (1.00;1.25) | 1.21 | (1.05;1.40) | 0.93 | (0.76;1.14) | 0.84 | (0.73;0.96) | 1.01 | (0.93;1.09) | 1.02 | (0.93;1.11) | 0.95 | (0.83;1.07) | 0.94 | (0.87;1.02) |
| L_{Aeq,24h} | | 1.18 | (1.03;1.34) | 1.28 | (1.08;1.51) | 0.95 | (0.76;1.20) | 0.81 | (0.70;0.95) | 1.01 | (0.93;1.10) | 1.01 | (0.92;1.11) | 0.95 | (0.83;1.09) | 0.94 | (0.87;1.02) |
| L_{den} | | 1.12 | (0.99;1.26) | 1.26 | (1.08;1.47) | 0.91 | (0.73;1.12) | 0.81 | (0.70;0.93) | 1.00 | (0.92;1.09) | 1.01 | (0.92;1.12) | 0.93 | (0.81;1.06) | 0.93 | (0.86;1.01) |
| L_{night} | | 1.06 | (0.95;1.18) | 1.24 | (1.07;1.43) | 0.84 | (0.69;1.03) | 0.80 | (0.70;0.91) | 0.97 | (0.89;1.06) | 1.03 | (0.93;1.13) | 0.89 | (0.78;1.03) | 0.92 | (0.84;1.00) |

7. Résultats complémentaires

Le Tableau 43 présente les résultats des analyses pour lesquelles la gêne due au bruit des avions (Modèle M1) ou la sensibilité au bruit (Modèle M2) ont été incluses dans le modèle M0, en plus du niveau de bruit des avions et des facteurs de confusion.

Chez les hommes, aucune association significative n'est montrée entre l'exposition au bruit des avions et les variables de cortisol dans le modèle M1 ajusté sur la gêne due au bruit des avions (comme dans le modèle initial présenté dans l'article). Chez les femmes, les associations significatives observées dans le modèle initial présenté dans l'article restent similaires dans le modèle M1 (ou à la limite de la significativité) : augmentation du niveau de cortisol le soir ($\exp(\beta) = 1,11$; IC95% 1,02-1,20 pour une augmentation de 10 dB(A) du L_{night}), et diminution de la variation relative par heure ($\exp(\beta) = 0,91$; IC95% 0,85-0,98 pour une augmentation de 10 dB(A) du L_{night}).

Avec le modèle M2, aucune association n'est montrée chez les hommes, tandis que chez les femmes, l'exposition au bruit des avions pendant la nuit est associée significativement à une augmentation du niveau de cortisol le soir ($\exp(\beta) = 1,11$; IC95% 1,02-1,20 pour une augmentation de 10 dB(A) du L_{night}), et une diminution de la variation relative par heure ($\exp(\beta) = 0,90$; IC95% 0,83-0,96 pour une augmentation de 10 dB(A) du L_{night}).

Ces deux modèles ne vont pas dans le sens d'une médiation, ni par la gêne due au bruit des avions, ni par la sensibilité au bruit, de la relation entre l'exposition au bruit et la sécrétion de cortisol.

Tableau 43 : Coefficients de régression linéaire après exponentiation pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et les variables de cortisol, ajustés sur la gêne due au bruit des avions (modèle M1) ou sur la sensibilité au bruit (modèle M2) et les facteurs de confusion^a

| | | HOMMES | | | | | | | | FEMMES | | | | | | | |
|--------------|--|-------------------------|-------------|-------------------------|-------------|--|-------------|------------------------|-------------|-------------------------|-------------|-------------------------|--------------------|--|-------------|------------------------|--------------------|
| | | Concentration matin | | Concentration soir | | Variation par heure | | Variation relative par | | Concentration matin | | Concentration soir | | Variation par heure | | Variation relative par | |
| | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹ .H ⁻¹) | | heure | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹) | | (nmol.L ⁻¹ .H ⁻¹) | | heure | |
| | | exp(β) | IC95% | exp(β) | IC95% | exp(β) | IC95% | exp(β) | IC95% | exp(β) | IC95% | exp(β) | IC95% | exp(β) | IC95% | exp(β) | IC95% |
| Modèle M1 | L_{Aeq,16h}^b | 0,99 | (0,93;1,07) | 1,05 | (0,96;1,14) | 0,94 | (0,84;1,05) | 0,95 | (0,88;1,02) | 1,04 | (0,97;1,10) | 1,08 | (1,00;1,16) | 0,97 | (0,87;1,08) | 0,94 | (0,87;1,00) |
| | L_{Aeq,24h}^b | 0,99 | (0,91;1,06) | 1,04 | (0,95;1,14) | 0,93 | (0,82;1,04) | 0,94 | (0,87;1,02) | 1,05 | (0,98;1,12) | 1,08 | (0,99;1,18) | 0,98 | (0,88;1,10) | 0,94 | (0,87;1,01) |
| | L_{den}^b | 0,99 | (0,92;1,07) | 1,06 | (0,96;1,15) | 0,93 | (0,83;1,05) | 0,94 | (0,87;1,02) | 1,03 | (0,96;1,10) | 1,09 | (1,00;1,18) | 0,95 | (0,85;1,07) | 0,92 | (0,86;0,99) |
| | L_{night}^b | 1,01 | (0,93;1,09) | 1,07 | (0,98;1,17) | 0,93 | (0,83;1,05) | 0,93 | (0,86;1,01) | 1,00 | (0,93;1,07) | 1,11 | (1,02;1,2) | 0,91 | (0,81;1,02) | 0,91 | (0,85;0,98) |
| Modèle M2 | L_{Aeq,16h}^b | 0,99 | (0,92;1,06) | 1,03 | (0,95;1,12) | 0,96 | (0,86;1,06) | 0,97 | (0,90;1,04) | 1,04 | (0,98;1,11) | 1,08 | (1,00;1,17) | 0,96 | (0,87;1,06) | 0,92 | (0,86;0,98) |
| | L_{Aeq,24h}^b | 0,98 | (0,91;1,06) | 1,02 | (0,94;1,12) | 0,94 | (0,84;1,06) | 0,96 | (0,89;1,04) | 1,06 | (0,99;1,13) | 1,09 | (1,00;1,18) | 0,97 | (0,87;1,08) | 0,92 | (0,85;0,99) |
| | L_{den}^b | 0,99 | (0,92;1,07) | 1,04 | (0,95;1,13) | 0,95 | (0,85;1,06) | 0,96 | (0,89;1,04) | 1,04 | (0,97;1,11) | 1,09 | (1,01;1,18) | 0,94 | (0,84;1,05) | 0,91 | (0,84;0,97) |
| | L_{night}^b | 1,00 | (0,93;1,08) | 1,05 | (0,96;1,14) | 0,95 | (0,85;1,07) | 0,95 | (0,88;1,03) | 1,01 | (0,94;1,08) | 1,11 | (1,02;1,20) | 0,90 | (0,81;1,01) | 0,90 | (0,83;0,96) |

^a ajusté sur le pays, la consommation d'alcool, le tabagisme, l'activité physique, le niveau d'éducation, l'âge et l'IMC (valeurs significatives en gras)

^b pour une augmentation de 10 dB(A) du niveau de bruit des avions

Le Tableau 44 présente les résultats des analyses menées chez les participants fortement gênés et chez ceux pas fortement gênés par le bruit des avions, tandis que le Tableau 45 présente les résultats des analyses chez les participants fortement, moyennement, et faiblement sensibles au bruit.

Les coefficients observés chez les hommes fortement gênés sont supérieurs (niveaux de cortisol le soir) ou inférieurs (variations absolue et relative) – montrant des associations statistiquement significatives – à ceux observés chez les hommes pas fortement gênés, pour lesquels aucune association n'est observée (Tableau 44). Les coefficients sont du même ordre de grandeur chez les femmes fortement gênées et chez celles pas fortement gênées par le bruit des avions (Tableau 44). Ces résultats suggèrent, chez les hommes seulement, une modulation par la gêne due au bruit des avions de la relation entre l'exposition au bruit des avions et la concentration de cortisol.

Enfin, les coefficients de régression pour les variations (absolue et relative) de cortisol tendent à être inférieurs chez les hommes et chez les femmes fortement sensibles au bruit (Tableau 45). Cependant, aucune différence n'est significative.

Tableau 44 : Coefficients de régression linéaire après exponentiation pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et les variables de cortisol ajustés sur les facteurs de confusion^a, chez les participants fortement gênés ($N_{hommes} = 108$; $N_{femmes} = 143$) et pas fortement gênés ($N_{hommes} = 447$; $N_{femmes} = 601$) par le bruit des avions

| | | HOMMES | | | | FEMMES | | | | | |
|--|-----------------------------------|-----------------|--------------------|---------------------|-------------|---------------------|------------------|-------------|----------------------|--------------------|---------------------|
| | | Fortement gênés | | Pas fortement gênés | | p-value interaction | Fortement gênées | | Pas fortement gênées | | p-value interaction |
| | | exp(β) | IC95% | exp(β) | IC95% | | exp(β) | IC95% | exp(β) | IC95% | |
| Concentration matin (nmol.L ⁻¹) | L _{Aeq,16h} ^b | 0,88 | (0,68;1,14) | 0,99 | (0,92;1,07) | 0,96 | 1,05 | (0,85;1,29) | 1,04 | (0,97;1,11) | 0,88 |
| | L _{Aeq,24h} ^b | 0,87 | (0,66;1,15) | 0,98 | (0,90;1,06) | 0,93 | 1,04 | (0,84;1,28) | 1,06 | (0,98;1,14) | 0,72 |
| | L _{den} ^b | 0,91 | (0,70;1,19) | 0,99 | (0,91;1,07) | 0,71 | 1,03 | (0,84;1,26) | 1,04 | (0,96;1,11) | 0,81 |
| | L _{night} ^b | 0,98 | (0,76;1,27) | 0,99 | (0,91;1,08) | 0,45 | 0,97 | (0,79;1,18) | 1,01 | (0,94;1,08) | 0,98 |
| Concentration soir (nmol.L ⁻¹) | L _{Aeq,16h} ^b | 1,16 | (0,88;1,51) | 1,04 | (0,95;1,14) | 0,83 | 1,03 | (0,77;1,37) | 1,08 | (1,00;1,17) | 0,54 |
| | L _{Aeq,24h} ^b | 1,21 | (0,91;1,61) | 1,03 | (0,93;1,14) | 0,61 | 1,01 | (0,76;1,35) | 1,09 | (1,00;1,19) | 0,46 |
| | L _{den} ^b | 1,18 | (0,90;1,54) | 1,04 | (0,94;1,15) | 0,61 | 1,06 | (0,80;1,40) | 1,09 | (1,00;1,19) | 0,75 |
| | L _{night} ^b | 1,15 | (0,89;1,50) | 1,06 | (0,95;1,17) | 0,36 | 1,12 | (0,85;1,46) | 1,10 | (1,01;1,20) | 0,62 |
| Variation par heure (nmol.L ⁻¹ .H ⁻¹) | L _{Aeq,16h} ^b | 0,69 | (0,49;0,96) | 0,97 | (0,86;1,10) | 0,32 | 1,01 | (0,67;1,53) | 0,97 | (0,87;1,08) | 0,66 |
| | L _{Aeq,24h} ^b | 0,68 | (0,47;0,97) | 0,95 | (0,83;1,09) | 0,42 | 1,00 | (0,66;1,51) | 0,98 | (0,87;1,10) | 0,76 |
| | L _{den} ^b | 0,71 | (0,50;0,99) | 0,96 | (0,84;1,10) | 0,46 | 0,96 | (0,63;1,44) | 0,95 | (0,85;1,07) | 0,82 |
| | L _{night} ^b | 0,74 | (0,53;1,03) | 0,96 | (0,84;1,10) | 0,59 | 0,85 | (0,57;1,25) | 0,91 | (0,81;1,03) | 0,83 |
| Variation relative par heure | L _{Aeq,16h} ^b | 0,79 | (0,64;0,98) | 0,98 | (0,90;1,06) | 0,17 | 0,96 | (0,74;1,25) | 0,93 | (0,86;1,00) | 0,42 |
| | L _{Aeq,24h} ^b | 0,79 | (0,63;0,99) | 0,97 | (0,89;1,06) | 0,24 | 0,96 | (0,73;1,25) | 0,93 | (0,86;1,00) | 0,42 |
| | L _{den} ^b | 0,78 | (0,63;0,97) | 0,97 | (0,89;1,06) | 0,18 | 0,93 | (0,72;1,21) | 0,92 | (0,85;0,99) | 0,57 |
| | L _{night} ^b | 0,76 | (0,62;0,94) | 0,97 | (0,89;1,06) | 0,15 | 0,88 | (0,68;1,13) | 0,91 | (0,84;0,98) | 0,73 |

^a ajusté sur le pays, la consommation d'alcool, le tabagisme, l'activité physique, le niveau d'éducation, l'âge et l'IMC (valeurs significatives en gras)

^b pour une augmentation de 10 dB(A) du niveau de bruit des avions

Tableau 45 : Coefficients de régression linéaire après exponentiation pour la relation entre l'exposition au bruit des avions et les variables de cortisol ajustés sur les facteurs de confusion^a, chez les participants fortement ($N_{hommes} = 163$; $N_{femmes} = 271$), moyennement ($N_{hommes} = 242$; $N_{femmes} = 312$) et faiblement sensibles ($N_{hommes} = 145$; $N_{femmes} = 159$) au bruit

| | | HOMMES | | | | | | | FEMMES | | | | | | |
|--|-----------------------------------|---------------------|-------------|-----------------------|--------------------|----------------------|-------------|---------------------|---------------------|-------------|-----------------------|--------------------|----------------------|--------------------|---------------------|
| | | Fortement sensibles | | Moyennement sensibles | | Faiblement sensibles | | p-value interaction | Fortement sensibles | | Moyennement sensibles | | Faiblement sensibles | | p-value interaction |
| | | exp(β) | IC95% | exp(β) | IC95% | exp(β) | IC95% | | exp(β) | IC95% | exp(β) | IC95% | exp(β) | IC95% | |
| Concentration matin (nmol.L ⁻¹) | L _{Aeq,16h} ^b | 1,03 | (0,90;1,18) | 0,93 | (0,83;1,04) | 1,06 | (0,90;1,24) | 0,97 | 1,03 | (0,92;1,14) | 1,06 | (0,95;1,17) | 1,15 | (1,01;1,32) | 0,43 |
| | L _{Aeq,24h} ^b | 1,00 | (0,87;1,16) | 0,92 | (0,82;1,04) | 1,06 | (0,90;1,26) | 0,79 | 1,04 | (0,93;1,16) | 1,08 | (0,96;1,21) | 1,17 | (1,01;1,34) | 0,46 |
| | L _{den} ^b | 1,03 | (0,89;1,19) | 0,92 | (0,82;1,04) | 1,07 | (0,90;1,28) | 0,99 | 1,02 | (0,91;1,14) | 1,06 | (0,95;1,18) | 1,15 | (1,00;1,33) | 0,40 |
| | L _{night} ^b | 1,12 | (0,97;1,28) | 0,92 | (0,82;1,02) | 1,05 | (0,87;1,26) | 0,28 | 0,96 | (0,86;1,08) | 1,02 | (0,92;1,13) | 1,15 | (0,99;1,34) | 0,17 |
| Concentration soir (nmol.L ⁻¹) | L _{Aeq,16h} ^b | 1,12 | (0,96;1,29) | 1,03 | (0,90;1,19) | 1,00 | (0,85;1,18) | 0,14 | 1,05 | (0,93;1,19) | 1,15 | (1,00;1,31) | 1,14 | (0,98;1,32) | 0,86 |
| | L _{Aeq,24h} ^b | 1,13 | (0,96;1,32) | 1,01 | (0,86;1,18) | 1,00 | (0,84;1,2) | 0,12 | 1,04 | (0,91;1,20) | 1,17 | (1,01;1,36) | 1,15 | (0,99;1,35) | 0,99 |
| | L _{den} ^b | 1,15 | (0,98;1,34) | 1,03 | (0,89;1,19) | 1,00 | (0,83;1,2) | 0,10 | 1,05 | (0,92;1,20) | 1,18 | (1,02;1,35) | 1,13 | (0,96;1,32) | 0,89 |
| | L _{night} ^b | 1,17 | (1,00;1,36) | 1,04 | (0,90;1,20) | 0,97 | (0,80;1,18) | 0,10 | 1,09 | (0,95;1,24) | 1,17 | (1,02;1,33) | 1,11 | (0,94;1,31) | 0,89 |
| Variation par heure (nmol.L ⁻¹ .H ⁻¹) | L _{Aeq,16h} ^b | 0,97 | (0,79;1,20) | 0,83 | (0,69;0,99) | 1,08 | (0,88;1,33) | 0,70 | 0,97 | (0,83;1,14) | 0,9 | (0,76;1,07) | 1,16 | (0,90;1,50) | 0,43 |
| | L _{Aeq,24h} ^b | 0,92 | (0,73;1,15) | 0,83 | (0,68;1,00) | 1,08 | (0,87;1,35) | 0,46 | 0,98 | (0,83;1,17) | 0,91 | (0,75;1,10) | 1,17 | (0,90;1,54) | 0,44 |
| | L _{den} ^b | 0,94 | (0,75;1,18) | 0,82 | (0,68;0,99) | 1,12 | (0,89;1,40) | 0,51 | 0,95 | (0,80;1,13) | 0,88 | (0,73;1,06) | 1,16 | (0,88;1,52) | 0,40 |
| | L _{night} ^b | 1,01 | (0,81;1,26) | 0,79 | (0,66;0,95) | 1,15 | (0,90;1,46) | 0,90 | 0,88 | (0,74;1,04) | 0,85 | (0,72;1,01) | 1,16 | (0,87;1,55) | 0,18 |
| Variation relative par heure | L _{Aeq,16h} ^b | 0,94 | (0,82;1,08) | 0,89 | (0,79;1,00) | 1,02 | (0,89;1,17) | 0,54 | 0,95 | (0,86;1,04) | 0,85 | (0,76;0,95) | 1,01 | (0,86;1,19) | 0,63 |
| | L _{Aeq,24h} ^b | 0,92 | (0,79;1,06) | 0,9 | (0,79;1,02) | 1,02 | (0,88;1,18) | 0,39 | 0,95 | (0,85;1,05) | 0,84 | (0,74;0,95) | 1,01 | (0,85;1,20) | 0,60 |
| | L _{den} ^b | 0,91 | (0,79;1,06) | 0,89 | (0,79;1,01) | 1,04 | (0,89;1,22) | 0,32 | 0,94 | (0,85;1,04) | 0,83 | (0,74;0,94) | 1,01 | (0,84;1,20) | 0,60 |
| | L _{night} ^b | 0,91 | (0,78;1,05) | 0,87 | (0,77;0,98) | 1,09 | (0,93;1,29) | 0,38 | 0,91 | (0,82;1,01) | 0,84 | (0,75;0,94) | 1,01 | (0,84;1,21) | 0,43 |

^a ajusté sur le pays, la consommation d'alcool, le tabagisme, l'activité physique, le niveau d'éducation, l'âge et l'IMC (valeurs significatives en gras)

^b pour une augmentation de 10 dB(A) du niveau de bruit des avions

Partie 4 : DISCUSSION GÉNÉRALE, CONCLUSIONS, PERSPECTIVES

VII - DISCUSSION GÉNÉRALE

Ce travail de thèse avait pour objectif d'évaluer les effets de l'exposition au bruit des avions sur la santé des riverains d'aéroports.

Une partie de ce travail s'inscrit dans le programme de recherche DEBATS cherchant à mieux connaître et mieux quantifier les effets sanitaires de l'exposition au bruit des avions au voisinage des aéroports en France. L'autre partie s'inscrit dans le cadre d'une collaboration menée entre l'IFSTTAR, qui assure la coordination scientifique de DEBATS, et l'Université de Leicester représentée par Anna Hansell, l'une des investigatrices du programme de recherche HYENA. Avec les mêmes objectifs que ceux de DEBATS, HYENA a été mené à proximité de sept aéroports européens majeurs au Royaume-Uni (London Heathrow), en Allemagne (Berlin Tegel), aux Pays-Bas (Amsterdam Schiphol), en Suède (Arlanda and Bromma), en Italie (Milan Malpensa) et en Grèce (Athens Eleftherios Venizelos). Cette collaboration a permis d'associer les données de DEBATS avec celles de HYENA afin d'augmenter la puissance statistique des analyses, et d'élargir la portée géographique des résultats.

Les effets de l'exposition au bruit des avions sur la santé constituent une préoccupation grandissante tant pour la population que pour les décideurs politiques en Europe et dans le monde [11]. La plupart des études épidémiologiques réalisées jusqu'à présent ont porté sur la gêne due au bruit, les perturbations du sommeil, les pathologies cardiovasculaires et les troubles de la cognition. Elles ont mis en évidence des associations significatives entre cette exposition et ces effets sur la santé [27]. Cependant, les effets du bruit des avions sur d'autres événements de santé restent peu étudiés.

Dans ce contexte, le présent travail de thèse visait dans un premier temps à caractériser et quantifier les associations entre l'exposition au bruit des avions et la mauvaise santé perçue, la consommation de médicaments, la détresse psychologique, l'hypertension artérielle et les modifications de la sécrétion de cortisol.

Dans certaines études, un effet modificateur et/ou médiateur de la gêne due au bruit des avions et de la sensibilité au bruit sur les associations entre l'exposition au bruit et des effets délétères sur la santé a été évoqué. Mais le rôle exact de ces facteurs reste incertain [43], [252], [311]. Ce travail de thèse a donc cherché dans un second temps à déterminer le rôle joué par la gêne due au bruit des avions et par la sensibilité au bruit dans les associations entre l'exposition au bruit des avions et les événements de santé précédemment investigués.

1. Résultats

Tous les résultats obtenus dans ce travail de thèse confirment ce qui a été montré dans la littérature, même si celle-ci est peu abondante sur la plupart des événements de santé étudiés ici.

1.1. Etat de santé perçu

Tout d'abord, nous avons montré une association entre l'exposition au bruit des avions et un mauvais état de santé perçu. Elle est positive et à la limite de la signification pour le L_{den} (mais significative pour les autres indicateurs acoustiques) uniquement chez les hommes (OR = 1,53, IC95% 0,99-2,35, pour une augmentation de 10 dB(A) du L_{den}).

Dans la littérature, les quelques études portant sur l'état de santé perçu ont montré un risque accru de dégradation de celui-ci lorsque le niveau de bruit des avions augmente [194], [195], [286]. Cependant, les méthodes utilisées par chacune d'elles pour évaluer l'état de santé perçu sont différentes, ce qui rend les comparaisons difficiles. Par ailleurs, ces études n'ont pas réalisé d'analyses séparées chez les hommes et chez les femmes.

1.2. Détresse psychologique

Ensuite, de même que dans toutes les études, nous n'avons trouvé aucune association entre le niveau de bruit des avions et la détresse psychologique évaluée par le GHQ-12 (OR = 1,02, IC95% 0,78-1,34, pour une augmentation de 10 dB(A) du L_{den}) [207]–[209], [216], [248].

1.3. Hypertension

D'après la littérature, il est bien établi que le risque d'hypertension augmente avec le niveau de bruit des avions [81], [224], [225]. Ce travail de thèse confirme cette association (OR = 1,08, IC95% 1,00-1,15, pour une augmentation de 10 dB(A) du L_{night}).

Il est à noter que nous n'avons trouvé aucune différence entre les hommes et les femmes alors que certaines études – peu nombreuses – suggèrent une relation significative uniquement chez les hommes [60], [63], [295]. Des recherches récentes ont mis l'accent sur des caractéristiques physiologiques différentes chez les hommes et les femmes, conduisant à des différences dans la pathogénèse des maladies cardiovasculaires, ce qui pourrait expliquer les différences de résultats obtenues dans certaines recherches [291], [292]. Ces différences seraient notamment dues à l'interaction des hormones féminines avec les systèmes de régulation. Mais l'abondante littérature portant sur l'HTA est très parcimonieuse sur les différences liées au sexe. Les mécanismes les expliquant ne sont que partiellement élucidés en raison de la complexité des interactions entre les gènes d'une part et des interactions gènes-environnement d'autre part.

1.4. Consommation de médicaments

Dans ce travail de thèse, comme dans la littérature, nous retrouvons également des relations significatives entre le niveau de bruit des avions et la consommation de médicaments – en particulier d'antihypertenseurs (OR = 1,43, IC95% 1,19-1,73 au Royaume-Uni, pour une augmentation de 10 dB(A) du L_{night}) et d'anxiolytiques (OR = 1,48, IC95% 1,04-2,11 aux Pays-Bas, pour une augmentation de 10 dB(A) du L_{night}) – avec des différences selon les pays [121], [198], [286]. En effet, les résultats montrent que plus les individus sont exposés au bruit des avions, plus ils déclarent consommer des médicaments.

1.5. Cortisol

Dans la littérature, seules deux études ont porté sur l'association entre le niveau de bruit des avions et la concentration de cortisol : il s'agit de HYENA et de DEBATS. Dans HYENA, plus le niveau d'exposition au bruit des avions augmente, plus la concentration de cortisol le matin augmente, chez les femmes seulement [76] ; dans DEBATS, plus le niveau d'exposition au bruit des avions augmente, plus le niveau de cortisol le soir augmente, chez les hommes et chez les femmes [77].

L'analyse conjointe des données recueillies dans ces deux études que nous avons réalisée dans ce travail de thèse confirme en partie ces résultats en montrant une diminution significative des variations journalières – absolue ($\exp(\beta) = 0,90$, IC95% 0,80-1,00, pour une augmentation de 10 dB(A) du L_{night}) et relative ($\exp(\beta) = 0,89$, IC95% 0,83-0,96, pour une augmentation de 10 dB(A) du L_{night}) – de la concentration de cortisol, lorsque l'exposition au bruit des avions augmente, avec une augmentation significative de la concentration de cortisol le soir ($\exp(\beta) = 1,11$, IC95% 1,02-1,20, pour une augmentation de 10 dB(A) du L_{night}). Ces associations sont significatives uniquement chez les femmes. Elles sont plus fortes avec l'exposition au bruit des avions pendant la nuit.

1.6. Gêne due au bruit des avions et événements de santé

Dans la littérature, des associations ont été observées entre la gêne due au bruit des avions et certains événements de santé : plus le niveau de gêne augmente, plus la détérioration de l'état de santé perçu [244], le nombre de symptômes déclarés [239], la consommation de médicaments [121], et le risque de détresse psychologique [208] augmentent. En revanche, aucune relation n'a été montrée entre la gêne due au bruit des avions et le risque d'hypertension ou la concentration de cortisol [252], [253].

Nos résultats ne confirment qu'en partie ce qui a été trouvé dans la littérature. En effet, nous avons trouvé une association entre le niveau de gêne et la détérioration de l'état de santé perçu. Elle est positive et significative uniquement chez les hommes (OR = 1,80, IC95% 1,00-3,26, pour les hommes fortement gênés vs. ceux qui ne le sont pas). Par ailleurs, une relation significative a été observée entre le niveau de gêne due au bruit des avions et la détresse psychologique d'une part (gradient des ORs de 1,79 (IC95% 1,06–3,03) pour les personnes qui ne sont pas du tout gênées par le bruit des avions à 4,00 (IC95% CI 1,67–9,55) pour celles qui sont extrêmement gênées), la consommation de médicaments (antihypertenseurs (OR = 1,33, IC95% 1,14-1,56, pour les personnes fortement gênées vs. celles qui ne le sont pas), anxiolytiques (OR = 1,48, IC95% 1,08-2,05, pour les personnes fortement gênées vs. celles qui ne le sont pas), hypnotiques et sédatifs (OR = 1,60, IC95% 1,07-2,39, pour les personnes fortement gênées vs. celles qui ne le sont pas), et antiasthmatiques (OR = 1,44, IC95% 1,07-1,96, pour les personnes fortement gênées vs. celles qui ne le sont pas)) d'autre part. L'association de la gêne avec la consommation de médicaments est significative uniquement chez les hommes.

Par contre, contrairement à la littérature, nous avons observé une association entre la gêne due au bruit des avions et le risque d'hypertension (OR = 1,16, IC95% 1,00-1,34, pour les personnes fortement gênées vs. celles qui ne le sont pas). Cette association est significative uniquement chez les hommes.

1.7. Sensibilité au bruit et événements de santé

Concernant la sensibilité au bruit, certaines études ont montré des associations avec la dégradation de l'état de santé perçu [243], le nombre de symptômes déclarés [239], la consommation de médicaments [246], le risque de détresse psychologique [248] et le risque d'hypertension [43].

Nos résultats confirment ce qui a été trouvé dans la littérature. En effet, une association significative a été observée entre la sensibilité au bruit et le mauvais état de santé perçu (OR = 1,74, IC95% 1,13-2,68, chez les femmes fortement sensibles au bruit vs. celles qui sont faiblement sensibles), le risque de détresse psychologique (OR = 1,52, IC95% 1,09–2,14, chez les personnes fortement sensibles au bruit vs. celles qui ne le sont pas), le risque d'hypertension (OR = 1,17, IC95% 0,73-1,87, pour les personnes moyennement sensibles vs. celles qui sont faiblement sensibles; OR = 1,83, IC95% 1,17-2,88, pour les personnes fortement sensibles vs. celles qui sont faiblement sensibles, au Royaume-Uni) et la consommation d'antihypertenseurs, d'anxiolytiques-hypnotiques-sédatifs et d'antidépresseurs. Il est à noter que l'association avec

le mauvais état de santé perçu n'est significative que chez les femmes et que la relation avec la consommation de certains médicaments n'est significative que dans certains pays.

1.8. Rôle de la gêne due au bruit des avions dans les associations entre l'exposition au bruit des avions et les événements de santé

Des auteurs ont suggéré que la gêne due au bruit des avions pourrait avoir un rôle de modificateur ou de médiateur dans l'association entre le niveau de bruit des avions et la détresse psychologique [207], [209], [212], [215], le risque d'hypertension [252], et la consommation de médicaments [197]. Certaines études ont en effet montré des associations plus fortes entre l'exposition au bruit et la détresse psychologique [207], [209], [215], le risque d'hypertension [252] et la consommation de médicaments [197], chez les personnes gênées par le bruit des avions, ou sensibles au bruit, que chez celles qui ne le sont pas.

Dans nos analyses, nous ne retrouvons pas le rôle modificateur de la gêne due au bruit des avions dans la relation entre les niveaux de bruit et la détresse psychologique. En revanche, nous le retrouvons pour les associations avec le risque d'hypertension et la consommation de certains médicaments (antihypertenseurs et anxiolytiques notamment) : les risques sont plus élevés chez les personnes fortement gênées que chez celles qui ne le sont pas. Nous ne pouvons pas non plus exclure un rôle médiateur de la gêne dans les associations entre l'exposition au bruit des avions et le risque d'hypertension d'une part et la consommation de certains médicaments d'autre part car leur intensité diminue légèrement quand la gêne due au bruit est introduite dans les modèles.

Aucune étude ne s'est intéressée au rôle modificateur et/ou médiateur de la gêne due au bruit des avions et de la sensibilité au bruit dans la relation entre l'exposition au bruit des avions et la sécrétion de cortisol. Dans nos analyses, lorsque la gêne due au bruit des avions ou la sensibilité au bruit sont incluses dans les modèles, les résultats restent inchangés. Par contre, il semblerait que la gêne due au bruit des avions joue un rôle modificateur dans la relation entre l'exposition au bruit des avions et la concentration de cortisol, chez les hommes uniquement

1.9. Rôle de la sensibilité au bruit dans les associations entre l'exposition au bruit des avions et les événements de santé

Le rôle de la sensibilité au bruit est moins établi dans la littérature. Certaines études ont trouvé des associations entre l'exposition au bruit des avions et des événements de santé tels que le nombre de symptômes déclarés, la détresse psychologique, et le risque d'hypertension, plus

fortes chez les personnes très sensibles au bruit que chez les personnes moins ou pas sensibles [209], [210], [215], [239].

Nous retrouvons ici ce rôle modificateur de la sensibilité au bruit avec des associations entre l'exposition au bruit des avions et la détresse psychologique, le risque d'hypertension et la consommation de certains médicaments (antihypertenseurs notamment) chez les personnes fortement sensibles au bruit et aucune relation chez celles qui ne le sont pas.

2. Principales limites de ce travail de thèse

Ce travail de thèse comporte cependant quelques limites.

Tout d'abord, un biais de sélection ne peut pas être exclu. Dans l'étude DEBATS, une légère différence a été trouvée entre le profil des participants et celui des personnes qui ont refusé de participer mais qui ont répondu à un court questionnaire de refus, notamment en ce qui concerne l'âge et la catégorie socio-professionnelle [60], [61]. Dans HYENA, aucune différence dans la distribution selon le genre n'a été observée entre les répondants et les non-répondants, et un court questionnaire de non-réponse distribué à un échantillon de non-répondants n'a révélé aucune différence pour la prévalence de l'hypertension déclarée par les non-répondants et les participants [61]. Cependant, ces non-participants ne sont eux-mêmes probablement pas représentatifs de l'ensemble des personnes qui ont refusé de participer. Se pose également la question de la représentativité de la population d'étude comparativement à l'ensemble des individus vivant à proximité d'un aéroport en France (pour DEBATS) ou en Europe (pour HYENA). Toutefois, en raison d'un manque d'information, nous n'avons pas pu répondre à cette question.

Une autre forme de biais de sélection a notamment pu se produire lors de l'estimation de la prévalence du mauvais état de santé perçu, de la détresse psychologique, de la gêne due au bruit des avions et de la sensibilité au bruit. Ces prévalences peuvent avoir été sous-estimées dans les zones les plus bruyantes aux abords des aéroports. En effet, les personnes pensant avoir un mauvais état de santé ou sujettes à la détresse psychologique, à une gêne accrue due au bruit des avions, ou plus sensibles au bruit peuvent être réticentes à vivre dans des conditions bruyantes. Aucune information n'est disponible dans les études DEBATS et HYENA pour en juger. Cependant, si c'était le cas, ceci conduirait à sous-estimer les associations entre l'exposition au bruit des avions d'une part, et le mauvais état de santé perçu, et la détresse psychologique d'autre part. Ceci conduirait également à sous-estimer les effets potentiels de la

gêne due au bruit des avions ou de la sensibilité au bruit sur les événements de santé étudiés dans cette thèse.

Un autre biais de sélection lié au recrutement ne peut pas non plus être exclu : les riverains les plus gênés par le bruit des avions ou les plus sensibles au bruit ont pu être plus enclins à participer à l'étude pour dénoncer et montrer leur mécontentement. Leurs réponses au questionnaire ont pu être influencées par ce mécontentement, ce qui pourrait avoir conduit à surestimer les associations entre l'exposition au bruit des avions d'une part, et le mauvais état de santé perçu, et la détresse psychologique d'autre part, mais également les effets potentiels de la gêne due au bruit des avions ou de la sensibilité au bruit sur les événements de santé étudiés.

D'un autre côté, certaines associations observées entre la gêne due au bruit des avions ou la sensibilité au bruit, et la consommation de médicaments pourraient également résulter d'un biais de déclaration. En effet, les participants qui prennent des médicaments pourraient surestimer leur gêne ou leur sensibilité au bruit parce qu'ils attribuent leurs problèmes de santé à des facteurs extérieurs dont le bruit [316]. Par ailleurs, il est possible que les participants en mauvaise santé soient plus susceptibles d'être vulnérables aux facteurs de stress environnementaux, ce qui pourrait entraîner une plus grande gêne ou sensibilité au bruit [197].

Dans DEBATS et dans HYENA, l'exposition au bruit des avions a été estimée à partir de cartes de bruit, en façade du domicile de chaque participant. Ces estimations ne tiennent donc pas compte de l'isolation phonique du logement et des pratiques d'ouverture/fermeture des fenêtres. Cependant, la plupart des études sur le terrain ainsi que les réglementations françaises et européennes se basent sur cette exposition en façade. Par ailleurs, comme aucune information n'était disponible sur les lieux et le temps passé en dehors du logement (sur le lieu de travail ou dans les transports notamment), l'estimation du niveau d'exposition au bruit pendant la journée peut être erronée. Néanmoins, il est peu probable que cette mauvaise classification de l'exposition dépende de l'occurrence des événements de santé considérés dans ce travail. Il s'agirait donc d'un biais non différentiel, qui tendrait à réduire la force des associations que nous avons observées : si cette mauvaise classification existe, elle conduirait à les sous-estimer. Par ailleurs, il est plus vraisemblable que les participants soient dans leur logement la nuit, et par conséquent, l'estimation de leur exposition au bruit des avions pendant la nuit à partir des cartes devrait être plus proche de leur exposition réelle que l'estimation de leur exposition pendant la journée, réduisant ainsi les biais potentiels de classement. Comme la plupart des associations trouvées dans ce travail de thèse le sont notamment pour l'exposition au bruit des

avons pendant la nuit, nous pouvons supposer que ces associations sont plus proches de la réalité que celle trouvées avec l'exposition pendant la journée.

La plupart des études épidémiologiques ont utilisé et utilisent encore des indicateurs énergétiques pour estimer l'exposition au bruit des avions, soit une "dose" moyenne de bruit sur une période déterminée. L'utilisation de ces indicateurs est préconisée par la Directive Européenne de 2002 [5] relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement. Cependant, les indicateurs événementiels (comme par exemple le nombre total d'événements acoustiques ou le nombre d'événements sonores dépassant un certain seuil de bruit défini) sont actuellement recommandés par l'OMS [116], car ils caractériseraient mieux les bruits des avions [303]. Par ailleurs, des travaux menés sur une sous-population de DEBATS ont montré des associations significatives entre l'exposition au bruit des avions caractérisée par des indicateurs événementiels et des paramètres objectifs de la qualité du sommeil, alors qu'aucune association n'a été trouvée avec l'exposition au bruit des avions caractérisée par des indicateurs énergétiques [355]. L'une des perspectives de ce travail de thèse pourrait être d'analyser les effets du bruit des avions sur les événements de santé étudiés ici sur cette même sous-population de DEBATS ce qui permettrait de caractériser leur exposition au bruit des avions par les indicateurs événementiels.

Par ailleurs, des biais de confusion résiduels ne peuvent pas être exclus dans ce travail. A proximité des aéroports, la valeur des propriétés résidentielles et des terrains à bâtir peut être réduite, surtout en raison du bruit des avions [296]–[298]. Ceci pourrait conduire à une surreprésentation dans DEBATS et dans HYENA des résidents ayant un statut socio-économique faible, et un état de santé général moins bon [299], menant cette fois-ci à une surestimation des associations observées en lien avec l'exposition au bruit des avions. Cependant, tous les modèles ont été ajustés sur une variable sociodémographique, le revenu du foyer, ou le niveau d'éducation, lui-même corrélé au revenu [356].

La synthèse de la littérature réalisée dans la première partie de ce travail de thèse a montré que l'exposition au bruit du trafic routier peut également avoir des effets sur la santé des populations. Cependant, le bruit provenant d'autres sources de bruit que le trafic aérien, notamment le bruit du trafic routier qui est la première source d'exposition au bruit environnemental [116], n'a pas été inclus comme facteur de confusion dans les modèles. Néanmoins, des analyses précédentes menées sur les données de HYENA ont montré que l'exposition au bruit routier ne confondait pas les effets de l'exposition au bruit des avions [61]. Dans DEBATS, il n'a pas été possible d'introduire l'exposition au bruit routier dans les modèles. En effet, à l'époque où DEBATS a

été initié, il n'était possible d'obtenir des estimations de cette exposition que pour les riverains de l'aéroport Paris-Charles-de-Gaulle. Mais du fait de l'imprécision de cette estimation, la prendre en compte dans les modèles aurait conduit à réduire la puissance statistique à montrer l'existence d'une association entre l'exposition au bruit des avions et les évènements de santé investigués ici.

Il a été montré par ailleurs que la pollution de l'air pouvait avoir un effet sur le risque d'hypertension et de pathologies cardiovasculaires [66]. Cependant, les concentrations de certains polluants de l'air (NO₂ et PM₁₀) n'ont pas été incluses dans les analyses présentées ici pour les raisons suivantes. Tout d'abord, lorsque DEBATS a été initié, ces données n'étaient pas disponibles en routine pour l'aéroport de Toulouse-Blagnac. Elles avaient été collectées, auprès de Airparif et Atmo Rhône-Alpes, pour les aéroports de Paris-Charles-de-Gaulle et Lyon-Saint-Exupéry, à l'échelle de la commune. La prise en compte de la pollution de l'air dans une étude écologique incluse dans DEBATS de l'association entre l'exposition au bruit des avions et la mortalité par maladies cardiovasculaires à l'échelle de la commune ne modifiait pas les résultats [357]. Il en a été de même dans l'étude de l'association entre l'exposition au bruit des avions et le risque d'hypertension [83]. Par ailleurs, une étude antérieure menée sur les participants de HYENA a montré que les effets du bruit routier sur les pathologies cardiovasculaires n'étaient pas confondus par la pollution atmosphérique [358]. Néanmoins, l'une des perspectives à l'issue de ce travail de thèse pourrait être d'obtenir les concentrations des polluants de l'air pour tous les aéroports, à l'adresse des participants, et de les prendre en compte dans les différents modèles pour déterminer si la pollution atmosphérique joue un rôle de confusion dans les différentes associations que nous avons observées ici.

Enfin, ce travail de thèse a dans un deuxième temps évalué le rôle de modérateur et de médiateur de la gêne due au bruit et de la sensibilité au bruit. Pour cela, ces deux facteurs ont été introduits comme facteurs de confusion ou en interaction avec les niveaux de bruit dans les modèles statistiques. Cette méthodologie permet d'approcher le rôle de modulation et de médiation de ces deux facteurs. Cependant, il faudrait tester le rôle de modulation et de médiation de la gêne due au bruit et de la sensibilité au bruit par des modèles statistiques spécifiquement dédiés à ce type d'analyses.

3. Principaux points forts de ce travail de thèse

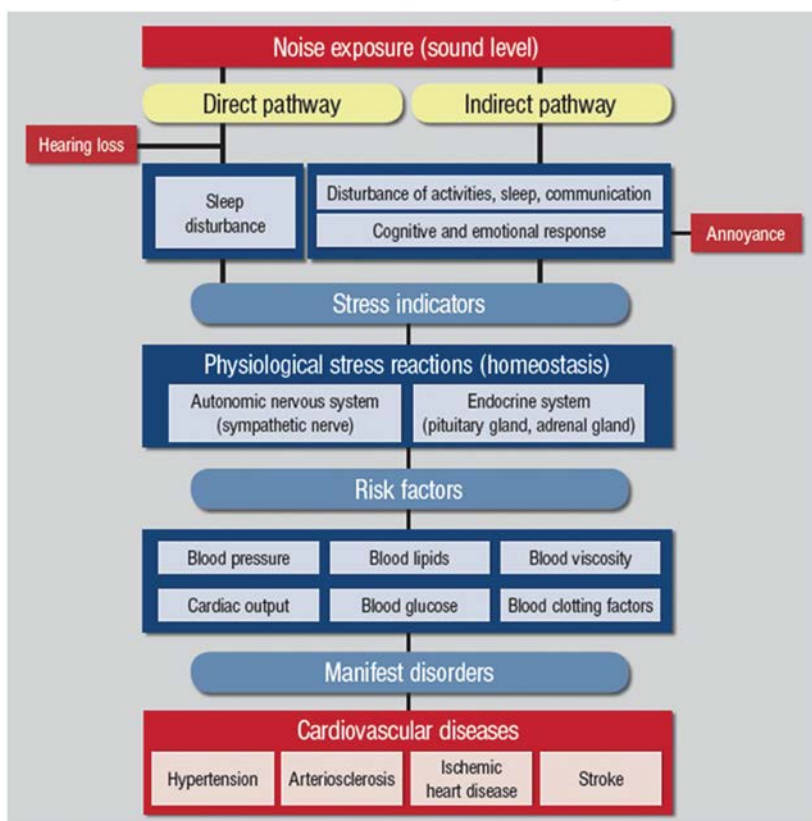
Un des points forts de ce travail de thèse réside dans le grand nombre de facteurs qui ont pu être inclus dans les analyses grâce aux nombreuses informations recueillies dans les questionnaires de DEBATS et de HYENA. Ceci a certainement conduit à limiter les biais de confusion.

Un autre point fort de ce travail concerne l'estimation des niveaux de bruit des avions au lieu de résidence de chaque participant à l'aide des modèles INM [289] et ANCON [322]. En France, ces niveaux de bruit modélisés ont été validés par comparaison avec les mesures de stations permanentes [318] ou de campagnes spécifiques menées autour des aéroports [319]. Les différences se situaient surtout entre 0,5 et 1,5 dB(A) en termes de L_{den} . Par ailleurs, des mesures acoustiques ont été réalisées sur un sous-échantillon de 112 participants à DEBATS. Les niveaux moyens de bruit des avions estimés grâce aux cartes de bruit à l'adresse de ces 112 participants sont relativement similaires à ceux calculés à partir des mesures acoustiques réalisées en façade extérieure de la chambre à coucher de ces participants. Cette comparaison a permis de valider les niveaux de bruit d'avions estimés au domicile des 1 244 participants à DEBATS à partir des cartes de bruit.

De plus, les outils et questions utilisés pour l'évaluation des événements de santé étudiés dans ce travail de thèse ont été validés, et leur utilisation a été largement recommandée : la santé générale a été évaluée à la fois à l'aide de l'état de santé perçu par les participants eux-mêmes avec la question simple en cinq modalités de réponse [117], et grâce à la consommation de médicaments [119] ; la détresse psychologique a été évaluée à partir du GHQ-12 [264] ; l'HTA a été mesurée selon les recommandations de la Haute Autorité de Santé (HAS) et de la Société Française d'HTA (SFHTA) [164], [359], et la concentration de cortisol a été mesurée à l'aide de prélèvements de salive et de tests immunologiques [349]. [35], [120], [138], [141], [142].

L'un des points forts de cette thèse réside dans le fait que nous nous soyons intéressés non seulement aux niveaux de bruit des avions mais aussi à la gêne due au bruit des avions et à la sensibilité au bruit, en lien avec plusieurs événements de santé physique mais aussi mentale. Ceci nous a permis d'étayer le mécanisme proposé par Babisch en 2002. Selon lui, le bruit est un facteur de stress psycho-social qui active le système sympathique et endocrinien, et qui met en jeu une voie directe, par le biais d'interactions synaptiques, et une voie indirecte, par la perception cognitive du bruit (via la gêne), qui expliqueraient les événements de santé observés (Figure 19) [75], [192].

Figure 19 : Schéma de réaction des effets de bruit. Adapté de Babisch [192]



Source : Münzel et al. (2014) [308]

Enfin, le principal point fort de ce travail de thèse réside dans la collaboration entre l’Ifsttar et l’Université de Leicester pour réaliser les analyses conjointes des données recueillies dans DEBATS et dans HYENA. Tous les pays inclus dans HYENA ont suivi le même protocole pour évaluer l'exposition au bruit et collecter les données. Il en a été de même dans DEBATS mené en France, ce qui a permis d'assurer la comparabilité entre les pays. Il existe certes des différences entre DEBATS et HYENA, ainsi qu'entre les pays inclus dans ces deux études, notamment en termes de mode et d'année de recrutement, de compréhension du questionnaire dans chaque pays mais aussi de législation relative aux heures de vol des avions en particulier. Cependant, différents modèles statistiques – dont des modèles mixtes - ont été utilisés, notamment pour prendre en compte le facteur pays et ainsi permettre une adéquation maximale avec les données. Nous avons ainsi montré que les effets observés du bruit des avions sur les événements de santé considérés variaient peu selon les pays. En outre, des analyses de sensibilité où chaque pays est tour à tour exclu des analyses ont permis de confirmer la stabilité des résultats présentés.

VIII - CONCLUSION GÉNÉRALE

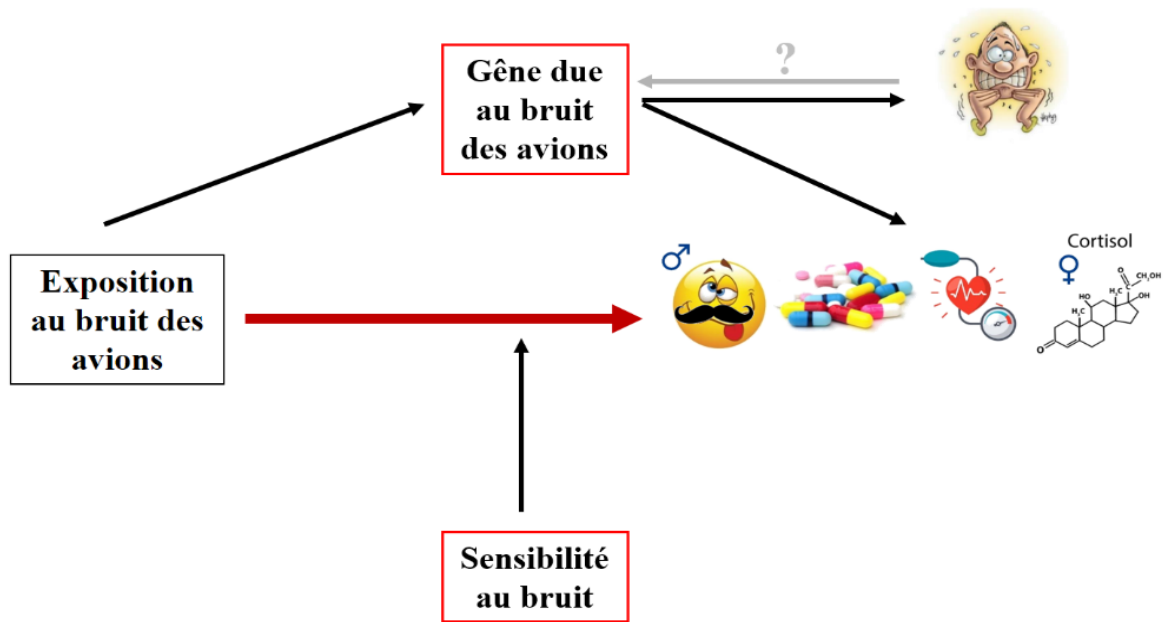
L'exposition au bruit des avions, dont le trafic est en constante augmentation, n'est pas sans risque pour la santé des populations riveraines des aéroports. Des effets sont déjà bien établis, il s'agit de la gêne due au bruit, des perturbations du sommeil, de l'altération des performances cognitives (notamment chez les enfants) ou des effets sur le système cardiovasculaire. En revanche, d'autres effets sont davantage débattus dans la littérature. Ce travail de thèse a permis d'approfondir les connaissances concernant ces effets du bruit des avions sur la santé des riverains d'aéroports, notamment grâce à l'analyse des données recueillies dans les programmes de recherche DEBATS et HYENA. Il a aussi permis d'éclaircir le rôle de la gêne due au bruit des avions et de la sensibilité au bruit dans ces associations.

Le présent travail a montré que l'exposition au bruit des avions peut affecter la perception que les riverains ont de leur propre état de santé, la consommation de certains médicaments, le risque d'hypertension, et la concentration de cortisol (marqueur biologique des états de stress).

Des différences sont observées entre les hommes et les femmes mais les études les distinguant sont parcimonieuses. Les associations entre le niveau de bruit des avions et le risque d'hypertension d'une part, et entre la gêne due au bruit des avions et la consommation de certains médicaments d'autre part, ne sont observées que chez les hommes. A l'inverse, la relation entre le bruit des avions et la concentration de cortisol n'est significative que chez les femmes. Les mécanismes expliquant ces différences ne sont que partiellement élucidés en raison de la complexité des interactions entre les gènes d'une part et les gènes et l'environnement d'autre part [291], [292].

Des associations ont été trouvées entre la gêne due au bruit des avions ou la sensibilité au bruit, d'une part, et l'état de santé perçu, la détresse psychologique, la consommation de médicaments, et le risque d'hypertension, d'autre part. Ces deux facteurs modifient les relations entre l'exposition au bruit des avions et les événements de santé étudiés dans cette thèse (la détresse psychologique, la consommation de médicaments, le risque d'hypertension et la sécrétion de cortisol) (Figure 20). Il est donc important de les prendre en considération dans chacune des associations entre l'exposition au bruit des avions et les événements de santé précédemment évoqués.

Figure 20 : Synthèse des résultats obtenus dans cette thèse



Les résultats issus de ce travail de thèse pourraient permettre une prise de conscience par les pouvoirs publics des effets du bruit des avions sur la santé des populations vivant à proximité des aéroports. Cependant, il semble prématuré de définir ce qu'il faudrait faire pour améliorer la situation, et déterminer les priorités. Il semble nécessaire d'agir auprès des personnes sensibles au bruit, mais à l'heure actuelle il est encore difficile de donner une définition précise de la sensibilité au bruit, et de la population concernée.

IX - PERSPECTIVES

Des perspectives de recherche s'ouvrent ainsi suite à ce travail :

- Réaliser des analyses investiguant les effets du bruit des avions sur la santé en utilisant des indicateurs événementiels pour caractériser l'exposition au bruit des avions et déterminer si, comme pour la qualité objective du sommeil, ces indicateurs sont davantage associés aux événements de santé étudiés dans cette thèse ;
- Évaluer l'évolution temporelle des effets du bruit des avions observés dans ce travail de thèse en réalisant les analyses longitudinales des données recueillies dans DEBATS en 2015 et en 2017 ;
- Tester le rôle de modulation et de médiation de la gêne due au bruit et de la sensibilité au bruit par des modèles statistiques spécifiquement dédiés à ce type d'analyses (par exemple, la méthode de Baron and Kenny, le test de Sobel) ;
- Mener d'autres analyses conjointes avec des données recueillies dans des études dont la méthodologie est similaire à celle de DEBATS et de HYENA pour élargir encore la portée géographique des résultats – par exemple, l'étude NORAH (Noise-Related Annoyance, cognition and Health) dont l'objectif est d'améliorer les connaissances des effets du bruit des transports en général (et notamment du bruit des avions) sur la santé des riverains de l'aéroport de Francfort. Le protocole de NORAH est relativement similaire à ceux de DEBATS et de HYENA. Par ailleurs, NORAH a été mené en même temps que DEBATS ;
- Élucider les mécanismes permettant d'expliquer les différences observées entre les hommes et les femmes, notamment en utilisant des équations structurelles²³, ou par des études en laboratoire²⁴, menées séparément chez les hommes et chez les femmes ;
- Approfondir les connaissances sur les mécanismes biologiques mis en jeu lors de l'exposition au bruit des avions et menant à des événements de santé délétères, par des études expérimentales en laboratoire.

Par ailleurs, d'autres études épidémiologiques de même envergure pourraient également être menées en procédant à un recueil d'informations supplémentaires :

- Obtenir des informations sur l'emploi du temps et les lieux visités chaque jour par les participants (Budget Espace-Temps) afin d'affiner l'estimation de leur exposition au

²³ Elles permettent par exemple de tenir compte de variables latentes qui représentent des phénomènes indirectement observables, ou des interactions complexes.

²⁴ Elles permettent d'étudier les réactions physiologiques et biologiques à des événements, tels que le stress.

- bruit lors des moments hors domicile, et travailler avec des acousticiens pour tenter de déterminer l'exposition à l'intérieur de leur résidence à partir de l'exposition en façade ;
- Prendre en compte l'exposition au bruit routier et au bruit ferré des participants à partir des nouvelles cartes de bruit qui sont a priori moins imprécises que ne l'étaient les premières cartes ;
 - Recueillir davantage d'informations sur les expositions aux polluants de l'air pour estimer les effets potentiellement synergiques entre les pollutions sonores et atmosphériques ;
 - Utiliser des outils de mesure ou des indicateurs de santé différents, notamment pour l'évaluation de la santé perçue et de la détresse psychologique, comme par exemple l'échelle "Perceived Well-Being Scale" pour évaluer l'état de santé perçue, ou le "Medical Outcome Study Short Form" qui permet d'avoir un aperçu de la qualité de vie mentale, et également physique. Ces deux échelles sont également utilisées dans la littérature en lien avec l'étude des effets des bruits des avions sur la santé ;
 - Mesurer la concentration d'autres hormones de stress, comme par exemple la noradrénaline, produite par la médullosurrénale, correspondant à une réponse de l'organisme au bruit [360].

X - RÉFÉRENCES

- [1] J. Lambert and C. Philipps-Bertin, 'Les nuisances environnementales des transports : résultats d'une enquête nationale', p. 131, Nov. 2009.
- [2] Commissariat général au développement durable, 'Chiffres clés du transport - Édition 2018', *MINISTÈRE DE Transit. ÉCOLOGIQUE SOLIDAIRE*, p. 72, 2018.
- [3] 'Bruit. Définitions - Risques - INRS'. [Online]. Available: <http://www.inrs.fr/risques/bruit/definitions.html>. [Accessed: 18-Jun-2019].
- [4] Bruitparif, 'Perception - Bruitparif'. [Online]. Available: <https://www.bruitparif.fr/perception/>. [Accessed: 07-Aug-2019].
- [5] The European parliament and the Council of the European Union, 'EU Directive on the Assessment and Management of Environmental Noise (END)', 2002. [Online]. Available: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32002L0049&from=en>.
- [6] Organisation Internationale de Normalisation, 'ISO 1996-1:2003(fr), Acoustique — Description, mesure et évaluation du bruit de l'environnement — Partie 1: Grandeurs fondamentales et méthodes d'évaluation'. [Online]. Available: <https://www.iso.org/obp/ui#iso:std:iso:1996:-1:ed-2:v1:fr:sec:6.5>. [Accessed: 11-Sep-2019].
- [7] 'Directive n° 96/61/CE du 24/09/96 relative à la prévention et à la réduction intégrées de la pollution'. [Online]. Available: https://aida.ineris.fr/consultation_document/1031. [Accessed: 10-Jul-2019].
- [8] 'Bruit. Exposition au risque - Risques - INRS'. [Online]. Available: <http://www.inrs.fr/risques/bruit/exposition-risque.html>. [Accessed: 10-Jul-2019].
- [9] C. Meyer-Bisch, 'Hypoacousie due au bruit: la réglementation évolue', *médecine/sciences*, vol. 21, no. 12, pp. 1089–1095, Dec. 2005, doi: 10.1051/medsci/200521121089.
- [10] ADEME, 'Bruit dans l'environnement', *ADEME*, 2018. [Online]. Available: <https://www.ademe.fr/expertises/air-bruit/chiffres-cles-observations/dossier/bruit-lenvironnement/chiffres-cles>. [Accessed: 07-Aug-2019].
- [11] European Environment Agency, 'Noise in Europe 2014'. [Online]. Available: <https://www.eea.europa.eu/publications/noise-in-europe-2014>. [Accessed: 14-May-2018].
- [12] A. Muzet *et al.*, 'Évaluation des impacts sanitaires extra-auditifs du bruit environnemental: Saisine 2009-SA-0333: avis de l'ANSES: Rapport d'expertise collective', p. 314, 2013.
- [13] 'Population exposure to environmental noise', *European Environment Agency*. [Online]. Available: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/exposure-to-and-annoyance-by-2/assessment-3>. [Accessed: 10-Jul-2019].
- [14] European Environment Agency, 'Population exposure to environmental noise', *European Environment Agency*. [Online]. Available: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/exposure-to-and-annoyance-by-2/assessment-3>. [Accessed: 17-Jun-2019].
- [15] ADEME, 'Analyse bibliographique des travaux français et européens - Le coût social des pollutions sonores', 2016. [Online]. Available: https://www.ademe.fr/sites/default/files/assets/documents/cout-social-pollutions-sonores-france_2016-05-04-rapport.pdf.
- [16] C. Léon, 'Article - Bulletin épidémiologique hebdomadaire'. [Online]. Available: http://invs.santepubliquefrance.fr/beh/2016/2-3/2016_2-3_3.html. [Accessed: 18-Jun-2019].

- [17] ‘WHO | 1.1 billion people at risk of hearing loss’, *WHO*. [Online]. Available: <https://www.who.int/mediacentre/news/releases/2015/ear-care/en/>. [Accessed: 18-Jun-2019].
- [18] C. Léon, F. David, and E. du Roscoät, ‘Écoute de musique amplifiée, analyse des comportements chez les 15-35 ans : résultats du Baromètre Santé 2014’, *Bull. Épidémiologique Hebd.*, 2016.
- [19] WHO, ‘Comment l’OMS définit-elle la santé?’ [Online]. Available: <https://www.who.int/fr/about/who-we-are/frequently-asked-questions>. [Accessed: 29-Jun-2019].
- [20] C. Meyer-Bisch, ‘Hypoacousie due au bruit : la réglementation évoluée’, *médecine/sciences*, vol. 21, no. 12, pp. 1089–1095, Dec. 2005, doi: 10.1051/medsci/200521121089.
- [21] Bruitparif, ‘Effets sur l’audition’. [Online]. Available: <https://www.bruitparif.fr/effets-sur-l-audition/>. [Accessed: 19-Jun-2019].
- [22] Agence française de sécurité sanitaire environnementale, ‘Impacts sanitaires du bruit : état des lieux, indicateurs bruit-santé’. 2004.
- [23] B. Acoucity - Observatoire de l’environnement sonore, ‘Les effets du bruit sur la santé - Bruit et Santé, Synthèse documentaire’. 2016.
- [24] Inserm, ‘Acouphènes’, *Inserm - La science pour la santé*. [Online]. Available: <https://www.inserm.fr/information-en-sante/dossiers-information/acouphenes>. [Accessed: 19-Jun-2019].
- [25] M. Potier, C. Hoquet, R. Lloyd, C. Nicolas-Puel, A. Uziel, and J.-L. Puel, ‘The risks of amplified music for disc-jockeys working in nightclubs’, *Ear Hear.*, vol. 30, no. 2, pp. 291–293, Apr. 2009, doi: 10.1097/AUD.0b013e31819769fc.
- [26] D. R. Moore, O. Zobay, R. C. Mackinnon, W. M. Whitmer, and M. A. Akeroyd, ‘Lifetime leisure music exposure associated with increased frequency of tinnitus’, *Hear. Res.*, vol. 347, pp. 18–27, Apr. 2017, doi: 10.1016/j.heares.2016.10.030.
- [27] ‘Burden of disease from environmental noise: Quantification of healthy life years lost in Europe | EU Science Hub’. [Online]. Available: <https://ec.europa.eu/jrc/en/publication/books/burden-disease-environmental-noise-quantification-healthy-life-years-lost-europe>. [Accessed: 19-Jun-2019].
- [28] ‘Inserm_Audition - Troubles auditifs_2017.pdf’.
- [29] M. Śliwińska-Kowalska and K. Zaborowski, ‘WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Permanent Hearing Loss and Tinnitus’, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 14, no. 10, 27 2017, doi: 10.3390/ijerph14101139.
- [30] A. Lie *et al.*, ‘Occupational noise exposure and hearing: a systematic review’, *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, vol. 89, no. 3, pp. 351–372, Apr. 2016, doi: 10.1007/s00420-015-1083-5.
- [31] M. Basner *et al.*, ‘ICBEN review of research on the biological effects of noise 2011-2014’, *Noise Health*, vol. 17, no. 75, pp. 57–82, Apr. 2015, doi: 10.4103/1463-1741.153373.
- [32] H. M. Nasir and K. G. Rampal, ‘Hearing loss and contributing factors among airport workers in Malaysia’, *Med. J. Malaysia*, vol. 67, no. 1, pp. 81–86, Feb. 2012.
- [33] H. Atalay, S. T. Babakurban, and E. Aydın, ‘Evaluation of Hearing Loss in Pilots’, *Turk. Arch. Otorhinolaryngol.*, vol. 53, no. 4, pp. 155–162, Dec. 2015, doi: 10.5152/tao.2015.1330.
- [34] Y. Peng *et al.*, ‘Tunnel driving occupational environment and hearing loss in train drivers in China’, *Occup. Environ. Med.*, vol. 76, no. 2, pp. 97–104, Feb. 2019, doi: 10.1136/oemed-2018-105269.

- [35] A. S. M. Barbosa and M. R. A. Cardoso, 'Hearing loss among workers exposed to road traffic noise in the city of São Paulo in Brazil', *Auris. Nasus. Larynx*, vol. 32, no. 1, pp. 17–21, Mar. 2005, doi: 10.1016/j.anl.2004.11.012.
- [36] M. Basner *et al.*, 'Auditory and non-auditory effects of noise on health', *The Lancet*, vol. 383, no. 9925, pp. 1325–1332, Apr. 2014, doi: 10.1016/S0140-6736(13)61613-X.
- [37] B. Berglund and C. Maschke, 'Bruit et Santé'. Organisation Mondiale de la Santé, 2000.
- [38] J. LAMBERT, M. VALLET, and B. VINCENT, 'Bruit des transports : effets sur l'homme, indices et réglementations', *Tech. Ing.*, Sep. 2018.
- [39] H. M. Miedema and H. Vos, 'Exposure-response relationships for transportation noise', *J. Acoust. Soc. Am.*, vol. 104, no. 6, pp. 3432–3445, Dec. 1998.
- [40] H. M. Miedema and C. G. Oudshoorn, 'Annoyance from transportation noise: relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals.', *Environ. Health Perspect.*, vol. 109, no. 4, pp. 409–416, Apr. 2001.
- [41] M. Brink *et al.*, 'A survey on exposure-response relationships for road, rail, and aircraft noise annoyance: Differences between continuous and intermittent noise', *Environ. Int.*, vol. 125, pp. 277–290, Apr. 2019, doi: 10.1016/j.envint.2019.01.043.
- [42] W. Babisch *et al.*, 'Annoyance due to aircraft noise has increased over the years--results of the HYENA study', *Environ. Int.*, vol. 35, no. 8, pp. 1169–1176, Nov. 2009, doi: 10.1016/j.envint.2009.07.012.
- [43] A. Fyhri and R. Klæboe, 'Road traffic noise, sensitivity, annoyance and self-reported health—A structural equation model exercise', *Environ. Int.*, vol. 35, no. 1, pp. 91–97, Jan. 2009, doi: 10.1016/j.envint.2008.08.006.
- [44] R. Guski, D. Schreckenber, and R. Schuemer, 'WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Annoyance', *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 14, no. 12, p. 1539, 08 2017, doi: 10.3390/ijerph14121539.
- [45] 'Baromètre santé environnement 2007'. INPES, 2007.
- [46] R. S. Job, 'Noise sensitivity as a factor influencing human reaction to noise', *Noise Health*, vol. 1, no. 3, p. 57, Jan. 1999.
- [47] T. Kawada, 'Noise and health--sleep disturbance in adults', *J. Occup. Health*, vol. 53, no. 6, pp. 413–416, 2011.
- [48] S. Perron, L.-F. Tétreault, N. King, C. Plante, and A. Smargiassi, 'Review of the effect of aircraft noise on sleep disturbance in adults', *Noise Health*, vol. 14, no. 57, pp. 58–67, Apr. 2012, doi: 10.4103/1463-1741.95133.
- [49] M. Abbasi, M. R. Monazzam, A. Akbarzadeh, S. A. Zakerian, and M. H. Ebrahimi, 'Impact of wind turbine sound on general health, sleep disturbance and annoyance of workers: a pilot- study in Manjil wind farm, Iran', *J. Environ. Health Sci. Eng.*, vol. 13, Oct. 2015, doi: 10.1186/s40201-015-0225-8.
- [50] Y. de Kluizenaar, S. A. Janssen, F. J. van Lenthe, H. M. E. Miedema, and J. P. Mackenbach, 'Long-term road traffic noise exposure is associated with an increase in morning tiredness', *J. Acoust. Soc. Am.*, vol. 126, no. 2, pp. 626–633, Aug. 2009, doi: 10.1121/1.3158834.
- [51] S. J. Kim *et al.*, 'Exposure-Response Relationship Between Aircraft Noise and Sleep Quality: A Community-based Cross-sectional Study', *Osong Public Health Res. Perspect.*, vol. 5, no. 2, pp. 108–114, Apr. 2014, doi: 10.1016/j.phrp.2014.03.004.
- [52] S. Morrell, R. Taylor, and D. Lyle, 'A review of health effects of aircraft noise', *Aust. N. Z. J. Public Health*, vol. 21, no. 2, pp. 221–236, Apr. 1997.
- [53] A.-M. Nassur, M. Lefèvre, B. Laumon, D. Léger, and A.-S. Evrard, 'Aircraft noise exposure and subjective sleep quality: the results of the DEBATS study in France', *Behav. Sleep. Med.*, pp. 1–12, Nov. 2017, doi: 10.1080/15402002.2017.1409224.

- [54] E. E. M. M. van Kempen, H. Kruize, H. C. Boshuizen, C. B. Ameling, B. A. M. Staatsen, and A. E. M. de Hollander, 'The association between noise exposure and blood pressure and ischemic heart disease: a meta-analysis', *Environ. Health Perspect.*, vol. 110, no. 3, pp. 307–317, Mar. 2002.
- [55] WHO, 'Night noise guidelines for Europe'. 2009.
- [56] J.-P. Camard, A. Lefranc, I. Gremy, and R. Ferry, 'Effets du bruit sur la santé : données épidémiologiques récentes', *Environ. Risques Santé*, vol. 3, no. 4, pp. 235–242, Jul. 2004.
- [57] S. A. Stansfeld *et al.*, 'Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: a cross-national study', *Lancet*, vol. 365, no. 9475, pp. 1942–1949, Jun. 2005, doi: 10.1016/S0140-6736(05)66660-3.
- [58] S. Stansfeld, S. Hygge, C. Clark, and T. Alfred, 'Night time aircraft noise exposure and children's cognitive performance', *Noise Health*, vol. 12, no. 49, pp. 255–262, Dec. 2010, doi: 10.4103/1463-1741.70504.
- [59] W. Babisch, 'Cardiovascular effects of noise', *Noise Health*, vol. 13, no. 52, pp. 201–204, Jun. 2011, doi: 10.4103/1463-1741.80148.
- [60] A.-S. Evrard, M. Lefèvre, P. Champelovier, J. Lambert, and B. Laumon, 'Does aircraft noise exposure increase the risk of hypertension in the population living near airports in France?', *Occup. Environ. Med.*, vol. 74, pp. 123–129, 2017, doi: 10.1136/oemed-2016-103648.
- [61] L. Jarup *et al.*, 'Hypertension and exposure to noise near airports: the HYENA study', *Environ. Health Perspect.*, vol. 116, no. 3, pp. 329–333, Mar. 2008, doi: 10.1289/ehp.10775.
- [62] G. L. Bluhm, N. Berglind, E. Nordling, and M. Rosenlund, 'Road traffic noise and hypertension', *Occup. Environ. Med.*, vol. 64, no. 2, pp. 122–126, Feb. 2007, doi: 10.1136/oem.2005.025866.
- [63] C. Eriksson, G. Bluhm, A. Hilding, C.-G. Ostenson, and G. Pershagen, 'Aircraft noise and incidence of hypertension-gender specific effects', *Environ. Res.*, vol. 110, no. 8, pp. 764–772, Nov. 2010, doi: 10.1016/j.envres.2010.09.001.
- [64] A. Pyko *et al.*, 'Transportation noise and incidence of hypertension', *Int. J. Hyg. Environ. Health*, vol. 221, no. 8, pp. 1133–1141, 2018, doi: 10.1016/j.ijheh.2018.06.005.
- [65] M. Rosenlund, N. Berglind, G. Pershagen, L. Järup, and G. Bluhm, 'Increased prevalence of hypertension in a population exposed to aircraft noise', *Occup. Environ. Med.*, vol. 58, no. 12, pp. 769–773, Dec. 2001.
- [66] S. Floud *et al.*, 'Exposure to aircraft and road traffic noise and associations with heart disease and stroke in six European countries: a cross-sectional study', *Environ. Health Glob. Access Sci. Source*, vol. 12, p. 89, Oct. 2013, doi: 10.1186/1476-069X-12-89.
- [67] A.-S. Evrard, L. Bouaoun, P. Champelovier, J. Lambert, and B. Laumon, '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*, vol. 17, no. 78, pp. 328–336, Oct. 2015, doi: 10.4103/1463-1741.165058.
- [68] A. W. Correia, J. L. Peters, J. I. Levy, S. Melly, and F. Dominici, 'Residential exposure to aircraft noise and hospital admissions for cardiovascular diseases: multi-airport retrospective study', *BMJ*, vol. 347, p. f5561, Oct. 2013, doi: 10.1136/bmj.f5561.
- [69] A. Huss, A. Spoerri, M. Egger, M. Röösli, and Swiss National Cohort Study Group, 'Aircraft noise, air pollution, and mortality from myocardial infarction', *Epidemiol. Camb. Mass*, vol. 21, no. 6, pp. 829–836, Nov. 2010, doi: 10.1097/EDE.0b013e3181f4e634.
- [70] M. Sørensen *et al.*, 'Road traffic noise and stroke: a prospective cohort study', *Eur. Heart J.*, vol. 32, no. 6, pp. 737–744, Mar. 2011, doi: 10.1093/eurheartj/ehq466.

- [71] A. L. Hansell *et al.*, ‘Aircraft noise and cardiovascular disease near Heathrow airport in London: small area study’, *BMJ*, vol. 347, p. f5432, Oct. 2013, doi: 10.1136/bmj.f5432.
- [72] S. A. Stansfeld and M. P. Matheson, ‘Noise pollution: non-auditory effects on health’, *Br. Med. Bull.*, vol. 68, pp. 243–257, 2003, doi: 10.1093/bmb/ldg033.
- [73] V. Kovess, M. Boisson, C. Godot, and S. Sauneron, ‘La santé mentale, l’affaire de tous : pour une approche cohérente de la qualité de la vie’, FRANCE. Centre d’analyse stratégique, 2009.
- [74] A. Baum and N. Grunberg, ‘Measurement of stress hormones’, in *Measuring stress: A guide for health and social scientists*, New York, NY, US: Oxford University Press, 1995, pp. 175–192.
- [75] W. Babisch, ‘Stress hormones in the research on cardiovascular effects of noise’, *Noise Health*, vol. 5, no. 18, pp. 1–11, Mar. 2003.
- [76] J. Selander *et al.*, ‘Saliva cortisol and exposure to aircraft noise in six European countries’, *Environ. Health Perspect.*, vol. 117, no. 11, pp. 1713–1717, Nov. 2009, doi: 10.1289/ehp.0900933.
- [77] M. Lefèvre, M.-C. Carlier, P. Champelovier, J. Lambert, B. Laumon, and A.-S. Evrard, ‘Effects of aircraft noise exposure on saliva cortisol near airports in France’, *Occup. Environ. Med.*, vol. 74, no. 8, pp. 612–618, 2017, doi: 10.1136/oemed-2016-104208.
- [78] R. Poll, M. Straetemans, and N. Nicolson, ‘Ambient noise in daily life: a pilot study’, presented at the Proceedings of the International Congress and Exhibition on Noise Control Engineering, 2001, vol. 2001.
- [79] J. Wagner *et al.*, ‘Feasibility of testing three salivary stress biomarkers in relation to naturalistic traffic noise exposure’, *Int. J. Hyg. Environ. Health*, vol. 213, no. 2, pp. 153–155, Mar. 2010, doi: 10.1016/j.ijheh.2009.08.004.
- [80] A. M. Dzhambov and D. D. Dimitrova, ‘Exposure-response relationship between traffic noise and the risk of stroke: a systematic review with meta-analysis’, *Arh. Hig. Rada Toksikol.*, vol. 67, no. 2, pp. 136–151, Jun. 2016, doi: 10.1515/aiht-2016-67-2751.
- [81] E. van Kempen, M. Casas, G. Pershagen, and M. Foraster, ‘WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary’, *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 15, no. 2, Feb. 2018, doi: 10.3390/ijerph15020379.
- [82] V. M. Weihofen, J. Hegewald, U. Euler, P. Schlattmann, H. Zeeb, and A. Seidler, ‘Aircraft Noise and the Risk of Stroke’, *Dtsch. Arzteblatt Int.*, vol. 116, no. 14, pp. 237–244, Apr. 2019, doi: 10.3238/arztebl.2019.0237.
- [83] A.-S. Evrard, M. Lefèvre, P. Champelovier, J. Lambert, and B. Laumon, ‘Does aircraft noise exposure increase the risk of hypertension in the population living near airports in France?’, *Occup. Environ. Med.*, vol. 74, no. 2, pp. 123–129, Feb. 2017, doi: 10.1136/oemed-2016-103648.
- [84] A. L. Seidler *et al.*, ‘The effect of aircraft, road, and railway traffic noise on stroke - results of a case-control study based on secondary data’, *Noise Health*, vol. 20, no. 95, pp. 152–161, Aug. 2018, doi: 10.4103/nah.NAH_7_18.
- [85] A. Pyko *et al.*, ‘Exposure to traffic noise and markers of obesity’, *Occup. Environ. Med.*, vol. 72, no. 8, pp. 594–601, Aug. 2015, doi: 10.1136/oemed-2014-102516.
- [86] C. Eriksson, A. Hilding, A. Pyko, G. Bluhm, G. Pershagen, and C.-G. Östenson, ‘Long-Term Aircraft Noise Exposure and Body Mass Index, Waist Circumference, and Type 2 Diabetes: A Prospective Study’, *Environ. Health Perspect.*, vol. 122, no. 7, pp. 687–694, Jul. 2014, doi: 10.1289/ehp.1307115.
- [87] A. Pyko *et al.*, ‘Long-Term Exposure to Transportation Noise in Relation to Development of Obesity—a Cohort Study’, *Environ. Health Perspect.*, vol. 125, no. 11, p. 117005, 20 2017, doi: 10.1289/EHP1910.

- [88] J. S. Christensen *et al.*, ‘Long-term exposure to residential traffic noise and changes in body weight and waist circumference: A cohort study’, *Environ. Res.*, vol. 143, no. Pt A, pp. 154–161, Nov. 2015, doi: 10.1016/j.envres.2015.10.007.
- [89] A. Wallas *et al.*, ‘Traffic noise exposure in relation to adverse birth outcomes and body mass between birth and adolescence’, *Environ. Res.*, vol. 169, pp. 362–367, Feb. 2019, doi: 10.1016/j.envres.2018.11.039.
- [90] M. Foraster *et al.*, ‘Long-term exposure to transportation noise and its association with adiposity markers and development of obesity’, *Environ. Int.*, vol. 121, no. Pt 1, pp. 879–889, 2018, doi: 10.1016/j.envint.2018.09.057.
- [91] J. Cramer *et al.*, ‘Road traffic noise and markers of adiposity in the Danish Nurse Cohort: A cross-sectional study’, *Environ. Res.*, vol. 172, pp. 502–510, May 2019, doi: 10.1016/j.envres.2019.03.001.
- [92] B. Oftedal *et al.*, ‘Road traffic noise and markers of obesity - a population-based study’, *Environ. Res.*, vol. 138, pp. 144–153, Apr. 2015, doi: 10.1016/j.envres.2015.01.011.
- [93] I. C. Eze *et al.*, ‘Long-term exposure to transportation noise and air pollution in relation to incident diabetes in the SAPALDIA study’, *Int. J. Epidemiol.*, vol. 46, no. 4, p. 1115, Aug. 2017, doi: 10.1093/ije/dyx020.
- [94] M. Sørensen *et al.*, ‘Long-term exposure to road traffic noise and incident diabetes: a cohort study’, *Environ. Health Perspect.*, vol. 121, no. 2, pp. 217–222, Feb. 2013, doi: 10.1289/ehp.1205503.
- [95] N. Mamelle, B. Laumon, and P. Lazar, ‘Prematurity and occupational activity during pregnancy’, *Am. J. Epidemiol.*, vol. 119, no. 3, pp. 309–322, Mar. 1984, doi: 10.1093/oxfordjournals.aje.a113750.
- [96] B. Luke *et al.*, ‘The association between occupational factors and preterm birth: a United States nurses’ study. Research Committee of the Association of Women’s Health, Obstetric, and Neonatal Nurses’, *Am. J. Obstet. Gynecol.*, vol. 173, no. 3 Pt 1, pp. 849–862, Sep. 1995, doi: 10.1016/0002-9378(95)90354-2.
- [97] A. D. McDonald, J. C. McDonald, B. Armstrong, N. M. Cherry, A. D. Nolin, and D. Robert, ‘Prematurity and work in pregnancy’, *Br. J. Ind. Med.*, vol. 45, no. 1, pp. 56–62, Jan. 1988, doi: 10.1136/oem.45.1.56.
- [98] E. F. Magann *et al.*, ‘The effects of standing, lifting and noise exposure on preterm birth, growth restriction, and perinatal death in healthy low-risk working military women’, *J. Matern.-Fetal Neonatal Med. Off. J. Eur. Assoc. Perinat. Med. Fed. Asia Ocean. Perinat. Soc. Int. Soc. Perinat. Obstet.*, vol. 18, no. 3, pp. 155–162, Sep. 2005, doi: 10.1080/14767050500224810.
- [99] J. Selander, L. Rylander, M. Albin, U. Rosenhall, M. Lewné, and P. Gustavsson, ‘Full-time exposure to occupational noise during pregnancy was associated with reduced birth weight in a nationwide cohort study of Swedish women’, *Sci. Total Environ.*, vol. 651, no. Pt 1, pp. 1137–1143, Feb. 2019, doi: 10.1016/j.scitotenv.2018.09.212.
- [100] L. M. Schell, ‘Environmental noise and human prenatal growth’, *Am. J. Phys. Anthropol.*, vol. 56, no. 1, pp. 63–70, Sep. 1981, doi: 10.1002/ajpa.1330560107.
- [101] P. Knipschild, H. Meijer, and H. Sallé, ‘Aircraft noise and birth weight’, *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, vol. 48, no. 2, pp. 131–136, 1981.
- [102] T. Matsui, T. Matsuno, K. Ashimine, T. Miyakita, K. Hiramatsu, and T. Yamamoto, ‘[Association between the rates of low birth-weight and/or preterm infants and aircraft noise exposure]’, *Nihon Eiseigaku Zasshi Jpn. J. Hyg.*, vol. 58, no. 3, pp. 385–394, Sep. 2003.
- [103] Y. Ando and H. Hattori, ‘Reaction of infants to aircraft noise and effects of the noise on human fetal life’, *Pract Otol Kyoto*, vol. 67, pp. 129–136, 1974.

- [104] R. B. Smith *et al.*, ‘Impact of London’s road traffic air and noise pollution on birth weight: retrospective population based cohort study’, *BMJ*, vol. 359, p. j5299, 05 2017, doi: 10.1136/bmj.j5299.
- [105] M. Pedersen *et al.*, ‘Exposure to air pollution and noise from road traffic and risk of congenital anomalies in the Danish National Birth Cohort’, *Environ. Res.*, vol. 159, pp. 39–45, 2017, doi: 10.1016/j.envres.2017.07.031.
- [106] D. Hjortebjerg, A. M. N. Andersen, M. Ketznel, M. Pedersen, O. Raaschou-Nielsen, and M. Sørensen, ‘Associations between maternal exposure to air pollution and traffic noise and newborn’s size at birth: A cohort study’, *Environ. Int.*, vol. 95, pp. 1–7, Oct. 2016, doi: 10.1016/j.envint.2016.07.003.
- [107] L. M. Schell and R. J. Norelli, ‘Airport noise exposure and the postnatal growth of children’, *Am. J. Phys. Anthropol.*, vol. 61, no. 4, pp. 473–482, 1983, doi: 10.1002/ajpa.1330610410.
- [108] L. M. Schell and Y. Ando, ‘Postnatal growth of children in relation to noise from Osaka International Airport’, *J. Sound Vib.*, vol. 151, no. 3, pp. 371–382, Dec. 1991, doi: 10.1016/0022-460X(91)90534-Q.
- [109] M. Sørensen, M. Ketznel, K. Overvad, A. Tjønneland, and O. Raaschou-Nielsen, ‘Exposure to road traffic and railway noise and postmenopausal breast cancer: A cohort study’, *Int. J. Cancer*, vol. 134, no. 11, pp. 2691–2698, Jun. 2014, doi: 10.1002/ijc.28592.
- [110] J. Hegewald *et al.*, ‘Breast cancer and exposure to aircraft, road, and railway-noise: a case-control study based on health insurance records’, *Scand. J. Work. Environ. Health*, vol. 43, no. 6, pp. 509–518, 01 2017, doi: 10.5271/sjweh.3665.
- [111] Z. J. Andersen *et al.*, ‘Long-term exposure to road traffic noise and incidence of breast cancer: a cohort study’, *Breast Cancer Res. BCR*, vol. 20, no. 1, p. 119, 05 2018, doi: 10.1186/s13058-018-1047-2.
- [112] N. Roswall *et al.*, ‘Residential traffic noise and mammographic breast density in the Diet, Cancer, and Health cohort’, *Cancer Causes Control CCC*, vol. 29, no. 4–5, pp. 399–404, 2018, doi: 10.1007/s10552-018-1021-4.
- [113] N. Roswall, P. E. Bidstrup, O. Raaschou-Nielsen, S. S. Jensen, A. Olsen, and M. Sørensen, ‘Residential road traffic noise exposure and survival after breast cancer - A cohort study’, *Environ. Res.*, vol. 151, pp. 814–820, Nov. 2016, doi: 10.1016/j.envres.2016.09.016.
- [114] B. Cui and K. Li, ‘Chronic noise exposure and Alzheimer disease: Is there an etiological association?’, *Med. Hypotheses*, vol. 81, no. 4, pp. 623–626, Oct. 2013, doi: 10.1016/j.mehy.2013.07.017.
- [115] WHO, ‘Guidelines for community noise’. 1999.
- [116] WHO and Regional Office for Europe, *Environmental noise guidelines for the European Region*. 2018.
- [117] O. Lundberg and K. Manderbacka, ‘Assessing reliability of a measure of self-rated health’, *Scand. J. Soc. Med.*, vol. 24, no. 3, pp. 218–224, Sep. 1996, doi: 10.1177/140349489602400314.
- [118] Valerio Baćak and Sigrún Ólafsdóttir, ‘Gender and validity of self-rated health in nineteen European countries’, *Scand. J. Public Health*, vol. 45, no. 6, pp. 647–653, Aug. 2017, doi: 10.1177/1403494817717405.
- [119] H. H. Dayal, Y.-H. Li, V. D. Ph.D, C. K. Mittal, and W. Snodgrass, ‘Use of Medication Data to Validate an Association in Community-based Symptom Prevalence Studies’, *Arch. Environ. Health Int. J.*, vol. 49, no. 2, pp. 93–97, Apr. 1994, doi: 10.1080/00039896.1994.9937460.

- [120] S. A. Hollingworth, D. D. Kim, and P. Jagals, 'A Review of Medication Use as an Indicator of Human Health Impact in Environmentally Stressed Areas', *Ann. Glob. Health*, vol. 82, no. 1, pp. 111–118, Jan. 2016, doi: 10.1016/j.aogh.2016.01.010.
- [121] S. Floud *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.*, vol. 68, no. 7, pp. 518–524, Jul. 2011, doi: 10.1136/oem.2010.058586.
- [122] E. a. M. Franssen, C. M. a. G. van Wiechen, N. J. D. Nagelkerke, and E. Lebet, 'Aircraft noise around a large international airport and its impact on general health and medication use', *Occup. Environ. Med.*, vol. 61, no. 5, pp. 405–413, May 2004.
- [123] Direction de la recherche, des études, de l'évaluation et des statistiques, 'Indicateurs de suivi de l'état de santé de la population', p. 524.
- [124] C. Yamada, K. Moriyama, and E. Takahashi, 'Self-rated health as a comprehensive indicator of lifestyle-related health status', *Environ. Health Prev. Med.*, vol. 17, no. 6, pp. 457–462, Nov. 2012, doi: 10.1007/s12199-012-0274-x.
- [125] R. M. Bowler, S. Gysens, C. Hartney, L. Ngo, S. S. Rauch, and J. Midtling, 'Increased Medication Use in a Community Environmentally Exposed to Chemicals', *Ind. Health*, vol. 40, no. 4, pp. 335–344, 2002, doi: 10.2486/indhealth.40.335.
- [126] Statistique Canada, 'Santé perçue'. [Online]. Available: <https://www150.statcan.gc.ca/n1/pub/82-229-x/2009001/status/phx-fra.htm>. [Accessed: 29-Jun-2019].
- [127] C. Daniau, 'Surveillance épidémiologique fondée sur des indicateurs de santé déclarée : pertinence et faisabilité d'un dispositif à l'échelle locale en santé environnement', Conservatoire national des arts et métiers - CNAM, 2014.
- [128] M. Bergner, R. A. Bobbitt, W. E. Pollard, D. P. Martin, and B. S. Gilson, 'The sickness impact profile: validation of a health status measure', *Med. Care*, vol. 14, no. 1, pp. 57–67, Jan. 1976.
- [129] G. Reker and P. Wong, 'Psychological and Physical Well-Being in the Elderly: The Perceived Well-Being Scale (PWB)', *Can. J. Aging*, pp. 23–32, 1984, doi: 10.1017/S0714980800006437.
- [130] J. E. Ware and C. D. Sherbourne, 'The MOS 36-item short-form health survey (SF-36). I. Conceptual framework and item selection', *Med. Care*, vol. 30, no. 6, pp. 473–483, Jun. 1992.
- [131] S. Suzuki and R. E. Roberts, *Methods and applications in mental health surveys : the Todai health index*. [Tokyo] : University of Tokyo Press, 1991.
- [132] Insee Références, 'Fiches – Qualité de vie - "État de santé de la population"'. 2016.
- [133] B. Apouey, 'Les disparités sociales de santé perçue au cours de la vie : la cas de la France (2004-2012)', *Bull. Épidémiologique Hebd.*, 2015.
- [134] S. Shields, 'Déterminants de l'autoévaluation de la santé', Statistique Canada, Dec. 2001.
- [135] J. Pisarik, T. Rochereau, and N. Célant, 'Etat de santé des Français et facteurs de risque. Premiers résultats de l'Enquête santé européenne-Enquête santé et protection sociale 2014', p. 8, 2014.
- [136] G. D. Mantzavinis, N. Pappas, I. D. K. Dimoliatis, and J. P. A. Ioannidis, 'Multivariate models of self-reported health often neglected essential candidate determinants and methodological issues', *J. Clin. Epidemiol.*, vol. 58, no. 5, pp. 436–443, May 2005, doi: 10.1016/j.jclinepi.2004.08.016.
- [137] WHO International Working Group for Drug Statistics WHO Collaborating Centre for Drug Statistics Methodology, WHO Collaborating Centre for Drug Utilization Research, and Clinical Pharmacological Services, and the International Working Group for Drug Statistics Methodology, *Introduction to drug utilization research*. World Health Organization, 2003.

- [138] WHO, 'WHOCC - ATC/DDD Index'. [Online]. Available: https://www.whocc.no/atc_ddd_index/. [Accessed: 30-Jun-2019].
- [139] Ansm, 'Analyse des ventes de médicaments en France en 2013', p. 36, 2014.
- [140] 'SNIIR-AM', *Ameli - Assurance Maladie*. [Online]. Available: <https://www.ameli.fr/l-assurance-maladie/statistiques-et-publications/sniiram/utilisateurs-du-sniiram-acces-et-accompagnement.php>. [Accessed: 12-Jul-2019].
- [141] Statista Research Department, 'Thème: Les Français et les médicaments', *www.statista.com*, 2017. [Online]. Available: <https://fr.statista.com/themes/3404/les-francais-et-les-medicaments/>. [Accessed: 01-Jul-2019].
- [142] Direction de la recherche, des études, de l'évaluation et des statistiques, 'Du marché du médicament à sa consommation au sens comptable'. 2017.
- [143] Santé Publique France, 'Points sur les connaissances / Santé mentale / Travail et santé / Dossiers thématiques / Accueil', 2014. [Online]. Available: <http://invs.santepubliquefrance.fr/Dossiers-thematiques/Travail-et-sante/Sante-mentale/Points-sur-les-connaissances>. [Accessed: 22-Jun-2019].
- [144] WHO, 'Mental disorders'. [Online]. Available: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/mental-disorders>. [Accessed: 22-Jun-2019].
- [145] M. Touzani and T. Salaani, 'Le processus de validation des échelles de mesure : fiabilité et validité', p. 19.
- [146] D. Goldberg and P. Williams, *A User's Guide to the General Health Questionnaire*. NFER-Nelson, 1988.
- [147] R. P. Snaith and A. S. Zigmond, 'The hospital anxiety and depression scale.', *Br. Med. J. Clin. Res. Ed*, vol. 292, no. 6516, p. 344, Feb. 1986.
- [148] L. S. Radloff, 'The CES-D Scale: A Self-Report Depression Scale for Research in the General Population', *Appl. Psychol. Meas.*, vol. 1, no. 3, pp. 385–401, Jun. 1977, doi: 10.1177/014662167700100306.
- [149] Harvard Program in Refugee Trauma, 'Hopkins Symptom Checklist (HSCL)', *Harvard Program in Refugee Trauma*, 11-Jan-2011. [Online]. Available: <http://hprt-cambridge.org/screening/hopkins-symptom-checklist/>. [Accessed: 15-Jul-2019].
- [150] WHO, 'OMS | Une personne sur quatre souffre de troubles mentaux', *WHO*. [Online]. Available: https://www.who.int/whr/2001/media_centre/press_release/fr/. [Accessed: 02-Jul-2019].
- [151] Z. Steel *et al.*, 'The global prevalence of common mental disorders: a systematic review and meta-analysis 1980–2013', *Int. J. Epidemiol.*, vol. 43, no. 2, pp. 476–493, Apr. 2014, doi: 10.1093/ije/dyu038.
- [152] WHO, 'WHO WMH-CIDI – The World Health Organization World Mental Health Composite International Diagnostic Interview'. [Online]. Available: <https://www.hcp.med.harvard.edu/wmhcid/>. [Accessed: 28-Aug-2019].
- [153] E. Couty, 'Rapport "Missions et organisation de la santé mentale et de la psychiatrie" - Santé - Ministère des Affaires sociales et de la Santé', 2009.
- [154] V. Bellamy, J.-L. Roelandt, and A. Caria, 'Premiers résultats de l'enquête Santé mentale en population générale: images et réalités', *Inf. Psychiatr.*, vol. 81, no. 4, pp. 295–304, 2005.
- [155] D. Sapinho, C. Chan-Chee, X. Briffault, R. Guignard, and F. Beck, 'Mesure de l'épisode dépressif majeur en population générale: apports et limites des outils', *Bull. Épidémiologique Hebd.*, vol. 35, pp. 313–7, 2008.
- [156] J.-P. Grémy, 'Questions et réponses : quelques résultats sur les effets de la formulation des questions dans les sondages', *Sociétés Contemp.*, vol. 16, no. 1, pp. 165–176, 1993, doi: 10.3406/socco.1993.1146.

- [157] WHO, 'La santé mentale: renforcer notre action'. [Online]. Available: <https://www.who.int/fr/news-room/fact-sheets/detail/mental-health-strengthening-our-response>. [Accessed: 03-Jul-2019].
- [158] F. Chabaud, I. Benradia, R. Bouet, A. Caria, and J. L. Roelandt, 'Facteurs de risque sociodémographiques et troubles mentaux : modèle global et spécificités locales, d'après les résultats de l'enquête «santé mentale en population générale» dans 18 sites internationaux', */data/revues/00137006/unassign/S0013700616301403/*, Sep. 2016.
- [159] WHO secretariat, 'Les risques pour la santé mentale : aperçu des vulnaribilités et des facteurs de risque'. 2012.
- [160] D. Sebbane and B. De Rosario, 'La promotion de la santé mentale : un enjeu individuel, collectif et citoyen - Santé Publique France'. 2017.
- [161] Inserm, 'Hypertension artérielle (HTA)', *Inserm - La science pour la santé*. [Online]. Available: <https://www.inserm.fr/information-en-sante/dossiers-information/hypertension-arterielle-hta>. [Accessed: 03-Jul-2019].
- [162] R. O. for the E. M. WHO, 'Clinical guidelines for the management of hypertension'. 2005.
- [163] World Health Organization, 'WHO | The world health report 2002 - Reducing Risks, Promoting Healthy Life', 2002.
- [164] Haute Autorité de Santé and Société Française d'HTA, 'Prise en charge de l'hypertension artérielle de l'adulte - Fiche mémo'. 2016.
- [165] A.-L. Perrine, C. Lecoffre, J. Blacher, and V. Olié, 'L'hypertension artérielle en France : prévalence, traitement et contrôle en 2015 et évolutions depuis 2006', *Bull. Épidémiologique Hebd.*, 2018.
- [166] A. Wagner *et al.*, 'État des lieux sur l'hypertension artérielle en France en 2007 : l'étude Mona Lisa', *Bull. Épidémiologique Hebd.*, 2008.
- [167] A. Atallah, M. Kelly-Irving, J.-B. Ruidavets, R. de Gaudemaris, J. Inamo, and T. Lang, 'Prévalence et prise en charge de l'hypertension artérielle en Guadeloupe, France', *Bull. Épidémiologique Hebd.*, 2008.
- [168] R. Cooper *et al.*, 'The prevalence of hypertension in seven populations of west African origin.', *Am. J. Public Health*, vol. 87, no. 2, pp. 160–168, Feb. 1997.
- [169] M. A. Mendez, R. Cooper, R. Wilks, A. Luke, and T. Forrester, 'Income, education, and blood pressure in adults in Jamaica, a middle-income developing country', *Int. J. Epidemiol.*, vol. 32, no. 3, pp. 400–408, Jun. 2003, doi: 10.1093/ije/dyg083.
- [170] P. Ordunez, J. L. B. Munoz, A. Espinosa-Brito, L. C. Silva, and R. S. Cooper, 'Ethnicity, education, and blood pressure in Cuba', *Am. J. Epidemiol.*, vol. 162, no. 1, pp. 49–56, Jul. 2005, doi: 10.1093/aje/kwi163.
- [171] InVS, 'BEH_Surveillance de l'hypertension artérielle en France-2008', 2008.
- [172] A. Bennett, P. Parto, and S. R. Krim, 'Hypertension and ethnicity', *Curr. Opin. Cardiol.*, vol. 31, no. 4, pp. 381–386, 2016, doi: 10.1097/HCO.0000000000000293.
- [173] M. Hamer and A. Steptoe, 'Cortisol Responses to Mental Stress and Incident Hypertension in Healthy Men and Women', *J. Clin. Endocrinol. Metab.*, vol. 97, no. 1, pp. E29–E34, Jan. 2012, doi: 10.1210/jc.2011-2132.
- [174] N. Ahmed, B. de la Torre, and N. G. Wahlgren, 'Salivary cortisol, a biological marker of stress, is positively associated with 24-hour systolic blood pressure in patients with acute ischaemic stroke', *Cerebrovasc. Dis. Basel Switz.*, vol. 18, no. 3, pp. 206–213, 2004, doi: 10.1159/000079943.
- [175] S. J. Thomas and D. Calhoun, 'Sleep, insomnia, and hypertension: current findings and future directions', *J. Am. Soc. Hypertens. JASH*, vol. 11, no. 2, pp. 122–129, 2017, doi: 10.1016/j.jash.2016.11.008.

- [176] M.-Y. Liu, N. Li, W. A. Li, and H. Khan, 'Association between psychosocial stress and hypertension: a systematic review and meta-analysis', *Neurol. Res.*, vol. 39, no. 6, pp. 573–580, Jun. 2017, doi: 10.1080/01616412.2017.1317904.
- [177] R. M. Bruno *et al.*, 'Environmental Factors and Hypertension', *Curr. Pharm. Des.*, vol. 23, no. 22, pp. 3239–3246, 2017, doi: 10.2174/1381612823666170321162233.
- [178] K. B. Fuks *et al.*, 'Long-term exposure to ambient air pollution and traffic noise and incident hypertension in seven cohorts of the European study of cohorts for air pollution effects (ESCAPE)', *Eur. Heart J.*, vol. 38, no. 13, pp. 983–990, 01 2017, doi: 10.1093/eurheartj/ehw413.
- [179] T. Nagayama, M. Nishida, M. Hizue, Y. Ogino, and M. Fujiyoshi, 'Adverse Drug Reactions for Medicines Newly Approved in Japan from 1999 to 2013: Hypertension and Hypotension', *Basic Clin. Pharmacol. Toxicol.*, vol. 118, no. 4, pp. 306–312, Apr. 2016, doi: 10.1111/bcpt.12494.
- [180] E. D. Weitzman, D. Fukushima, C. Nogueire, H. Roffwarg, T. F. Gallagher, and L. Hellman, 'Twenty-four hour pattern of the episodic secretion of cortisol in normal subjects', *J. Clin. Endocrinol. Metab.*, vol. 33, no. 1, pp. 14–22, Jul. 1971, doi: 10.1210/jcem-33-1-14.
- [181] P. M. Horrocks *et al.*, 'Patterns of ACTH and cortisol pulsatility over twenty-four hours in normal males and females', *Clin. Endocrinol. (Oxf.)*, vol. 32, no. 1, pp. 127–134, Jan. 1990.
- [182] M. Debono *et al.*, 'Modified-release hydrocortisone to provide circadian cortisol profiles', *J. Clin. Endocrinol. Metab.*, vol. 94, no. 5, pp. 1548–1554, May 2009, doi: 10.1210/jc.2008-2380.
- [183] M. E. Roerink *et al.*, 'Hair and salivary cortisol in a cohort of women with chronic fatigue syndrome', *Horm. Behav.*, vol. 103, pp. 1–6, Jul. 2018, doi: 10.1016/j.yhbeh.2018.05.016.
- [184] J.-S. Raul, V. Cirimele, B. Ludes, and P. Kintz, 'Detection of physiological concentrations of cortisol and cortisone in human hair', *Clin. Biochem.*, vol. 37, no. 12, pp. 1105–1111, Dec. 2004, doi: 10.1016/j.clinbiochem.2004.02.010.
- [185] E. Russell, G. Koren, M. Rieder, and S. Van Uum, 'Hair cortisol as a biological marker of chronic stress: current status, future directions and unanswered questions', *Psychoneuroendocrinology*, vol. 37, no. 5, pp. 589–601, May 2012, doi: 10.1016/j.psyneuen.2011.09.009.
- [186] T. Stalder and C. Kirschbaum, 'Analysis of cortisol in hair – State of the art and future directions', *Brain. Behav. Immun.*, vol. 26, no. 7, pp. 1019–1029, Oct. 2012, doi: 10.1016/j.bbi.2012.02.002.
- [187] M. F. Keil, 'Salivary cortisol: a tool for biobehavioral research in children', *J. Pediatr. Nurs.*, vol. 27, no. 3, pp. 287–289, Jun. 2012, doi: 10.1016/j.pedn.2012.02.003.
- [188] E. Aardal and A. C. Holm, 'Cortisol in saliva--reference ranges and relation to cortisol in serum', *Eur. J. Clin. Chem. Clin. Biochem. J. Forum Eur. Clin. Chem. Soc.*, vol. 33, no. 12, pp. 927–932, Dec. 1995.
- [189] S. Baecher, S. C. Azad, M. Vogeser, and M. der C. im Speichel, 'Inter-method comparison of salivary cortisol measurement', 2013.
- [190] R. Miller *et al.*, 'The CIRCORT database: Reference ranges and seasonal changes in diurnal salivary cortisol derived from a meta-dataset comprised of 15 field studies', *Psychoneuroendocrinology*, vol. 73, pp. 16–23, 2016, doi: 10.1016/j.psyneuen.2016.07.201.
- [191] J. Strahler, N. Skoluda, M. B. Kappert, and U. M. Nater, 'Simultaneous measurement of salivary cortisol and alpha-amylase: Application and recommendations', *Neurosci. Biobehav. Rev.*, vol. 83, pp. 657–677, Dec. 2017, doi: 10.1016/j.neubiorev.2017.08.015.

- [192] W. Babisch, 'The noise/stress concept, risk assessment and research needs', *Noise Health*, vol. 4, no. 16, p. 1, Jan. 2002.
- [193] F. S. Maheu and S. J. Lupien, '[Memory in the grip of emotions and stress: a necessarily harmful impact?]', *Med. Sci. MS*, vol. 19, no. 1, pp. 118–124, Jan. 2003, doi: 10.1051/medsci/2003191118.
- [194] K. Hiramatsu, T. Yamamoto, K. Taira, A. Ito, and T. Nakasone, 'A survey on health effects due to aircraft noise on residents living around Kadena air base in the Ryukyus', *J. Sound Vib.*, vol. 205, no. 4, pp. 451–460, Aug. 1997, doi: 10.1006/jsvi.1997.1011.
- [195] E. A. Meister and R. J. Donatelle, 'The Impact of Commercial-Aircraft Noise on Human Health: A Neighborhood Study in Metropolitan Minnesota', *J. Environ. Health*, vol. 63, no. 4, p. 9, Nov. 2000.
- [196] P. Knipschild and N. Oudshoorn, 'VII. Medical effects of aircraft noise: Drug survey', *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, vol. 40, no. 3, pp. 197–200, Nov. 1977, doi: 10.1007/BF01842083.
- [197] G. Watkins, A. Tarnopolsky, and L. M. Jenkins, 'Aircraft noise and mental health: II. Use of medicines and health care services', *Psychol. Med.*, vol. 11, no. 1, pp. 155–168, Feb. 1981, doi: 10.1017/S003329170005337X.
- [198] E. Greiser, C. Greiser, and K. Janhsen, 'Night-time aircraft noise increases prevalence of prescriptions of antihypertensive and cardiovascular drugs irrespective of social class—the Cologne-Bonn Airport study', *J. Public Health*, vol. 15, no. 5, pp. 327–337, Oct. 2007, doi: 10.1007/s10389-007-0137-x.
- [199] M. Brink, 'Parameters of well-being and subjective health and their relationship with residential traffic noise exposure — A representative evaluation in Switzerland', *Environ. Int.*, vol. 37, no. 4, pp. 723–733, May 2011, doi: 10.1016/j.envint.2011.02.011.
- [200] J. I. Halonen *et al.*, 'Associations of traffic noise with self-rated health and psychotropic medication use', *Scand. J. Work. Environ. Health*, vol. 40, no. 3, pp. 235–243, May 2014, doi: 10.5271/sjweh.3408.
- [201] P. J. Lee, B. K. Lee, J. Y. Jeon, M. Zhang, and J. Kang, 'Impact of noise on self-rated job satisfaction and health in open-plan offices: a structural equation modelling approach', *Ergonomics*, vol. 59, no. 2, pp. 222–234, 2016, doi: 10.1080/00140139.2015.1066877.
- [202] S. A. Stansfeld, M. M. Haines, M. Burr, B. Berry, and P. Lercher, 'A review of environmental noise and mental health', *Noise Health*, vol. 2, no. 8, p. 1, Jan. 2000.
- [203] Y. de Kluizenaar, R. T. Gansevoort, H. M. E. Miedema, and P. E. de Jong, 'Hypertension and Road Traffic Noise Exposure', *J. Occup. Environ. Med.*, vol. 49, no. 5, p. 484, May 2007, doi: 10.1097/JOM.0b013e318058a9ff.
- [204] A. Bocquier *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*, vol. 24, no. 2, pp. 298–303, Apr. 2014, doi: 10.1093/eurpub/ckt117.
- [205] R. C. Kessler *et al.*, 'Short screening scales to monitor population prevalences and trends in non-specific psychological distress', *Psychol. Med.*, vol. 32, no. 6, pp. 959–976, Aug. 2002.
- [206] F. van den Berg, C. Verhagen, and D. Uitenbroek, 'The Relation between Self-Reported Worry and Annoyance from Air and Road Traffic', *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 12, no. 3, pp. 2486–2500, Mar. 2015, doi: 10.3390/ijerph120302486.
- [207] A. Tarnopolsky, G. Watkins, and D. J. Hand, 'Aircraft noise and mental health: I. Prevalence of individual symptoms', *Psychol. Med.*, vol. 10, no. 4, pp. 683–698, Nov. 1980.
- [208] I. van Kamp, D. Houthuijs, C. van Wiechen, and O. Breugelmans, 'Environmental noise and mental health: evidence from the Schiphol monitoring program', in *Proceedings of*

- the 2007 International congress and Exhibition on Noise Control Engineering*, Istanbul, Turkish, 2007.
- [209] M. Miyakawa *et al.*, ‘Relationship between subjective health and disturbances of daily life due to aircraft noise exposure—Questionnaire study conducted around Narita International Airport’, in *Proceedings of the 9th International conference on Noise as a Public Health Problem*, Mashantucket - Connecticut, USA, 2008, pp. 314–321.
- [210] D. Schreckenberg, B. Griefahn, and M. Meis, ‘The associations between noise sensitivity, reported physical and mental health, perceived environmental quality, and noise annoyance’, *Noise Health*, vol. 12, no. 46, pp. 7–16, Mar. 2010, doi: 10.4103/1463-1741.59995.
- [211] G. Vilagut *et al.*, ‘The mental component of the short-form 12 health survey (SF-12) as a measure of depressive disorders in the general population: results with three alternative scoring methods’, *Value Health J. Int. Soc. Pharmacoeconomics Outcomes Res.*, vol. 16, no. 4, pp. 564–573, Jun. 2013, doi: 10.1016/j.jval.2013.01.006.
- [212] I. Van Kamp and H. Davies, ‘Environmental noise and mental health: Five year review and future directions’, in *Proceedings of the 9th International Congress on Noise as a Public Health Problem*, Mashantucket - Connecticut, USA, 2008.
- [213] R. Persson, J. Björk, J. Ardö, M. Albin, and K. Jakobsson, ‘Trait anxiety and modeled exposure as determinants of self-reported annoyance to sound, air pollution and other environmental factors in the home’, *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, vol. 81, no. 2, pp. 179–191, Nov. 2007, doi: 10.1007/s00420-007-0204-1.
- [214] J. P. Gustavsson, H. Bergman, G. Edman, L. Ekselius, L. von Knorring, and J. Linder, ‘Swedish universities Scales of Personality (SSP): construction, internal consistency and normative data’, *Acta Psychiatr. Scand.*, vol. 102, no. 3, pp. 217–225, Sep. 2000, doi: 10.1034/j.1600-0447.2000.102003217.x.
- [215] H. Kishikawa, T. Matsui, I. Uchiyama, M. Miyakawa, K. Hiramatsu, and S. A. Stansfeld, ‘Noise sensitivity and subjective health: questionnaire study conducted along trunk roads in Kusatsu, Japan’, *Noise Health*, vol. 11, no. 43, pp. 111–117, Jun. 2009, doi: 10.4103/1463-1741.50696.
- [216] K. Rocha, K. Pérez, M. Rodríguez-Sanz, J. E. Obiols, and C. Borrell, ‘Perception of environmental problems and common mental disorders (CMD)’, *Soc. Psychiatry Psychiatr. Epidemiol.*, vol. 47, no. 10, pp. 1675–1684, Oct. 2012, doi: 10.1007/s00127-012-0474-0.
- [217] E. Orban *et al.*, ‘Residential road traffic noise and high depressive symptoms after five years of follow-up: results from the Heinz Nixdorf Recall Study’, *Environ. Health Perspect.*, vol. 124, no. 5, pp. 578–585, 2016, doi: 10.1289/ehp.1409400.
- [218] S. Stansfeld, J. Gallacher, W. Babisch, and M. Shipley, ‘Road traffic noise and psychiatric disorder: prospective findings from the Caerphilly Study.’, *BMJ*, vol. 313, no. 7052, pp. 266–267, Aug. 1996.
- [219] S. A. Stansfeld, M. M. Haines, B. Berry, and M. Burr, ‘Reduction of road traffic noise and mental health: an intervention study’, *Noise Health*, vol. 11, no. 44, pp. 169–175, Sep. 2009, doi: 10.4103/1463-1741.53364.
- [220] K. Sygna, G. M. Aasvang, G. Aamodt, B. Oftedal, and N. H. Krog, ‘Road traffic noise, sleep and mental health’, *Environ. Res.*, vol. 131, pp. 17–24, May 2014, doi: 10.1016/j.envres.2014.02.010.
- [221] E. van Kempen, M. Casas, G. Pershagen, and M. Foraster, ‘Cardiovascular and metabolic effects of environmental noise: Systematic evidence review in the framework of the development of the WHO environmental noise guidelines for the European Region’, Nov. 2017, doi: 10.21945/RIVM-2017-0078.

- [222] W. Babisch, 'Road traffic noise and cardiovascular risk', *Noise Health*, vol. 10, no. 38, pp. 27–33, Mar. 2008.
- [223] W. Babisch, 'Transportation noise and cardiovascular risk: updated review and synthesis of epidemiological studies indicate that the evidence has increased', *Noise Health*, vol. 8, no. 30, pp. 1–29, Mar. 2006.
- [224] W. Babisch and I. van Kamp, 'Exposure-response relationship of the association between aircraft noise and the risk of hypertension', *Noise Health*, vol. 11, no. 44, pp. 161–168, Sep. 2009, doi: 10.4103/1463-1741.53363.
- [225] D. Huang, X. Song, Q. Cui, J. Tian, Q. Wang, and K. Yang, 'Is there an association between aircraft noise exposure and the incidence of hypertension? A meta-analysis of 16784 participants', *Noise Health*, vol. 17, no. 75, pp. 93–97, Apr. 2015, doi: 10.4103/1463-1741.153400.
- [226] E. van Kempen and W. Babisch, 'The quantitative relationship between road traffic noise and hypertension: a meta-analysis', *J. Hypertens.*, vol. 30, no. 6, pp. 1075–1086, Jun. 2012, doi: 10.1097/HJH.0b013e328352ac54.
- [227] L. Argalášová-Sobotová, J. Lekaviciute, S. Jeram, L. Sevcíková, and J. Jurkovicová, 'Environmental noise and cardiovascular disease in adults: research in Central, Eastern and South-Eastern Europe and Newly Independent States', *Noise Health*, vol. 15, no. 62, pp. 22–31, Feb. 2013, doi: 10.4103/1463-1741.107149.
- [228] G. Bluhm, M. Rosenlund, and N. Berglind, 'Traffic noise and health effects, in Noise Effects '98', presented at the Proceedings of the 7th International Congress on Noise as a Public Health Problem, Sydney, 1998, vol. National Capital Printing, ACT Sydney.
- [229] W. Schulte and H. Otten, 'Ergebnisse einer Tieffluglarmstudie in der Bundesrepublik Deutschland: Extraaurale Langzeitwirkungen. In Lärm und Krankheit', presented at the Proceedings of the International Symposium, Berlin 1991, 1993, pp. 322–338.
- [230] J. Kastka *et al.*, 'Cortisolausscheidung als Nachweis einer Streßreaktion von Anwohnern eines Großflughafens', *Rindt, Fulda*, pp. 655–657, 1999.
- [231] W. Babisch and H. Ising, 'Längsschnittstudie zu gesundheitlichen Auswirkungen des Lärms, Caerphilly (Wales)', *Umweltforschungsplan Bundesminist. Inn. Lärmbekämpfung*, vol. 86-10501208/03, 1986.
- [232] K. P. Wayne, A. Clow, S. Edwards, F. Hucklebridge, and R. Rylander, 'Effects of nighttime low frequency noise on the cortisol response to awakening and subjective sleep quality', *Life Sci.*, vol. 72, no. 8, pp. 863–875, Jan. 2003, doi: 10.1016/s0024-3205(02)02336-6.
- [233] S. A. Stansfeld, D. Sharp, J. Gallacher, and W. Babisch, 'Road traffic noise, noise sensitivity and psychological disorder', *Schriftenr. Ver. Wasser. Boden. Lufthyg.*, vol. 88, pp. 167–188, 1993.
- [234] J. K. Ryu and J. Y. Jeon, 'Influence of noise sensitivity on annoyance of indoor and outdoor noises in residential buildings', *Appl. Acoust.*, vol. 72, no. 6, pp. 336–340, May 2011, doi: 10.1016/j.apacoust.2010.12.005.
- [235] D. Shepherd, D. Welch, K. N. Dirks, and R. Mathews, 'Exploring the Relationship between Noise Sensitivity, Annoyance and Health-Related Quality of Life in a Sample of Adults Exposed to Environmental Noise', *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 7, no. 10, pp. 3579–3594, Oct. 2010, doi: 10.3390/ijerph7103580.
- [236] S. A. Stansfeld, 'Noise, noise sensitivity and psychiatric disorder: epidemiological and psychophysiological studies', *Psychol. Med. Monogr. Suppl.*, vol. 22, pp. 1–44, 1992.
- [237] G. A. Luz, 'Noise sensitivity rating of individuals', *Sound & vibration*, pp. 39(8):14–17, 2005.
- [238] H. Ursin, I. M. Endresen, and G. Ursin, 'Psychological factors and self-reports of muscle pain', *Eur. J. Appl. Physiol.*, vol. 57, no. 3, pp. 282–290, 1988.

- [239] M. E. Nivison and I. M. Endresen, 'An analysis of relationships among environmental noise, annoyance and sensitivity to noise, and the consequences for health and sleep', *J. Behav. Med.*, vol. 16, no. 3, pp. 257–276, Jun. 1993.
- [240] J. Hatfield, R. F. S. Job, N. L. Carter, P. Peplow, R. Taylor, and S. Morrell, 'The influence of psychological factors on self-reported physiological effects of noise', *Noise Health*, vol. 3, no. 10, pp. 1–13, 2001.
- [241] J. Yzermans, C. Baliatsas, S. van Dulmen, and I. Van Kamp, 'Assessing non-specific symptoms in epidemiological studies: Development and validation of the Symptoms and Perceptions (SaP) questionnaire', *Int. J. Hyg. Environ. Health*, vol. 219, no. 1, pp. 53–65, Jan. 2016, doi: 10.1016/j.ijheh.2015.08.006.
- [242] K. van der Zee and R. Sanderma, 'RAND-36. Groningen: Northern Centre for Health Care Research', *Univ. Gron. Neth.*, vol. 1, p. 28, 1993.
- [243] C. Baliatsas, I. van Kamp, W. Swart, M. Hooiveld, and J. Yzermans, 'Noise sensitivity: Symptoms, health status, illness behavior and co-occurring environmental sensitivities', *Environ. Res.*, vol. 150, pp. 8–13, 2016, doi: 10.1016/j.envres.2016.05.029.
- [244] N. Riedel, A. Loerbroks, G. Bolte, and J. Li, 'Do perceived job insecurity and annoyance due to air and noise pollution predict incident self-rated poor health? A prospective analysis of independent and joint associations using a German national representative cohort study', *BMJ Open*, vol. 7, no. 1, p. e012815, 23 2017, doi: 10.1136/bmjopen-2016-012815.
- [245] J. Y. Ou, J. L. Peters, J. I. Levy, R. Bongiovanni, A. Rossini, and M. K. Scammell, 'Self-rated health and its association with perceived environmental hazards, the social environment, and cultural stressors in an environmental justice population', *BMC Public Health*, vol. 18, no. 1, p. 970, Aug. 2018, doi: 10.1186/s12889-018-5797-7.
- [246] M. Heinonen-Guzejev, H. S. Vuorinen, H. Mussalo-Rauhamaa, K. Heikkilä, M. Koskenvuo, and J. Kaprio, 'Somatic and Psychological Characteristics of Noise-Sensitive Adults in Finland', *Arch. Environ. Health Int. J.*, vol. 59, no. 8, pp. 410–417, Aug. 2004, doi: 10.3200/AEOH.59.8.410-417.
- [247] C. D. Spielberger, R. L. Gorsuch, and R. E. Lushene, *STAI Manual for the State-Trait Anxiety Inventory*, Consulting Psychologists Press. 1970.
- [248] S. A. Stansfeld and M. Shipley, 'Noise sensitivity and future risk of illness and mortality', *Sci. Total Environ.*, vol. 520, pp. 114–119, Jul. 2015, doi: 10.1016/j.scitotenv.2015.03.053.
- [249] B. Löwe, K. Gräfe, S. Zipfel, S. Witte, B. Loerch, and W. Herzog, 'Diagnosing ICD-10 depressive episodes: superior criterion validity of the Patient Health Questionnaire', *Psychother. Psychosom.*, vol. 73, no. 6, pp. 386–390, Dec. 2004, doi: 10.1159/000080393.
- [250] K. Kroenke, R. L. Spitzer, J. B. W. Williams, P. O. Monahan, and B. Löwe, 'Anxiety disorders in primary care: prevalence, impairment, comorbidity, and detection', *Ann. Intern. Med.*, vol. 146, no. 5, pp. 317–325, Mar. 2007, doi: 10.7326/0003-4819-146-5-200703060-00004.
- [251] M. E. Beutel *et al.*, 'Noise Annoyance Is Associated with Depression and Anxiety in the General Population- The Contribution of Aircraft Noise', *PloS One*, vol. 11, no. 5, p. e0155357, 2016, doi: 10.1371/journal.pone.0155357.
- [252] W. Babisch *et al.*, 'Noise annoyance -a modifier of the association between noise level and cardiovascular health?', *Sci. Total Environ.*, vol. 452–453, pp. 50–57, May 2013, doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.02.034.
- [253] A. Wallas *et al.*, 'Road traffic noise and determinants of saliva cortisol levels among adolescents', *Int. J. Hyg. Environ. Health*, vol. 221, no. 2, pp. 276–282, 2018, doi: 10.1016/j.ijheh.2017.11.003.

- [254] C. Eriksson, M. Rosenlund, G. Pershagen, A. Hilding, C.-G. Ostenson, and G. Bluhm, 'Aircraft noise and incidence of hypertension', *Epidemiol. Camb. Mass.*, vol. 18, no. 6, pp. 716–721, Nov. 2007, doi: 10.1097/EDE.0b013e3181567e77.
- [255] A. D. Wu and B. D. Zumbo, 'Understanding and Using Mediators and Moderators', *Soc. Indic. Res.*, vol. 87, no. 3, pp. 367–392, 2008.
- [256] J. Hall and P. Sammons, 'Mediation, Moderation & Interaction', in *Handbook of Quantitative Methods for Educational Research*, T. Teo, Ed. Rotterdam: SensePublishers, 2013, pp. 267–286.
- [257] A. J. Figueredo, R. A. Garcia, T. C. de Baca, J. C. Gable, and D. Weise, 'Revisiting Mediation in the Social and Behavioral Sciences', *J. Methods Meas. Soc. Sci.*, vol. 4, no. 1, pp. 1–19, Nov. 2013, doi: 10.2458/v4i1.17761.
- [258] D. Schreckenber, S. Benz, C. Belke, U. Möhler, and R. Guski, 'The relationship between aircraft sound levels, noise annoyance and mental well-being: An analysis of moderated mediation', in *Proceedings of the 12th ICBEN Congress on Noise as a Public Health Problem*, Zurich, Switzerland, 2017.
- [259] European Commission 1996., 'FUTURE NOISE POLICY - European Commission Green Paper', 1996.
- [260] S. Pattenden, 'Air traffic noise and hypertension in Stockholm County', *Occup. Environ. Med.*, vol. 58, no. 12, p. 761, Dec. 2001, doi: 10.1136/oem.58.12.761.
- [261] L. Jarup *et al.*, 'Hypertension and Exposure to Noise near Airports (HYENA): Study Design and Noise Exposure Assessment', *Environ. Health Perspect.*, vol. 113, no. 11, pp. 1473–1478, Nov. 2005, doi: 10.1289/ehp.8037.
- [262] Airport Council International, 'TOP 30 European airports 2013'. .
- [263] V. Langevin, M. François, S. Boini, and A. Riou, 'General Health Questionnaire (GHQ) - INRS - Documents pour le Médecin du Travail'. 2011.
- [264] Z. Makowska, D. Merez, A. Mościcka, and W. Kolasa, 'The validity of general health questionnaires, GHQ-12 and GHQ-28, in mental health studies of working people', *Int. J. Occup. Med. Environ. Health*, vol. 15, no. 4, pp. 353–362, 2002.
- [265] M. Pawlaczyk-Łuszczynska, A. Dudarewicz, K. Zaborowski, M. Zamojska-Daniszevska, and M. Waszkowska, 'Evaluation of annoyance from the wind turbine noise: a pilot study', *Int. J. Occup. Med. Environ. Health*, vol. 27, no. 3, pp. 364–388, Jun. 2014, doi: 10.2478/s13382-014-0252-1.
- [266] I. McDowell, *Measuring Health: A guide to rating scales and questionnaires*, 3rd edition. Oxford ; New York: Oxford University Press, 2006.
- [267] J. A. Whitworth and World Health Organization, International Society of Hypertension Writing Group, '2003 World Health Organization (WHO)/International Society of Hypertension (ISH) statement on management of hypertension', *J. Hypertens.*, vol. 21, no. 11, pp. 1983–1992, Nov. 2003, doi: 10.1097/01.hjh.0000084751.37215.d2.
- [268] J. M. Fields *et al.*, 'Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: research and a recommendation', *J. Sound Vib.*, vol. 242, no. 4, pp. 641–679, May 2001, doi: 10.1006/jsvi.2000.3384.
- [269] 'ISO/TS 15666:2003(en), Acoustics — Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustic surveys'. [Online]. Available: <https://www.iso.org/obp/ui/#iso:std:iso:ts:15666:ed-1:v1:en>. [Accessed: 14-May-2018].
- [270] T. J. Schultz, 'Synthesis of social surveys on noise annoyance', *J. Acoust. Soc. Am.*, vol. 64, no. 2, pp. 377–405, Aug. 1978, doi: 10.1121/1.382013.
- [271] N. D. Weinstein, 'Individual differences in reactions to noise: A longitudinal study in a college dormitory', *J. Appl. Psychol.*, vol. 63, no. 4, pp. 458–466, 1978, doi: 10.1037/0021-9010.63.4.458.

- [272] M. Ennis, K. S. Kelly, and P. L. Lambert, 'Sex differences in cortisol excretion during anticipation of a psychological stressor: possible support for the tend-and-befriend hypothesis', *Stress Health*, vol. 17, no. 4, pp. 253–261, 2001, doi: 10.1002/smi.904.
- [273] A. Boyd *et al.*, 'Gender differences in psychotropic use across Europe: Results from a large cross-sectional, population-based study', *Eur. Psychiatry J. Assoc. Eur. Psychiatr.*, vol. 30, no. 6, pp. 778–788, Sep. 2015, doi: 10.1016/j.eurpsy.2015.05.001.
- [274] P. Goldberg, A. Gueguen, A. Schmaus, J. Nakache, and M. Goldberg, 'Longitudinal study of associations between perceived health status and self reported diseases in the French Gazel cohort', *J. Epidemiol. Community Health*, vol. 55, no. 4, pp. 233–238, Apr. 2001, doi: 10.1136/jech.55.4.233.
- [275] 'Santé et recours aux soins des femmes et des hommes - Ministère des Solidarités et de la Santé'. [Online]. Available: <http://drees.solidarites-sante.gouv.fr/etudes-et-statistiques/publications/etudes-et-resultats/article/sante-et-recours-aux-soins-des-femmes-et-des-hommes>. [Accessed: 27-Jun-2018].
- [276] H. Raff, P. J. Homar, and E. A. Burns, 'Comparison of two methods for measuring salivary cortisol', *Clin. Chem.*, vol. 48, no. 1, pp. 207–208, Jan. 2002.
- [277] R Core Team, *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria, 2015.
- [278] E. L. Idler and Y. Benyamini, 'Self-rated health and mortality: a review of twenty-seven community studies', *J. Health Soc. Behav.*, vol. 38, no. 1, pp. 21–37, Mar. 1997, doi: 10.2307/2955359.
- [279] I. Kim, J. Bahk, S.-C. Yun, and Y.-H. Khang, 'Income gaps in self-rated poor health and its association with life expectancy in 245 districts of Korea', *Epidemiol. Health*, vol. 39, Mar. 2017, doi: 10.4178/epih.e2017011.
- [280] E. Singer, R. Garfinkel, S. M. Cohen, and L. Srole, 'Mortality and mental health: evidence from the Midtown Manhattan Restudy', *Soc. Sci. Med.*, vol. 10, no. 11–12, pp. 517–525, Dec. 1976.
- [281] G. A. Kaplan and T. Camacho, 'Perceived health and mortality: a nine-year follow-up of the human population laboratory cohort', *Am. J. Epidemiol.*, vol. 117, no. 3, pp. 292–304, Mar. 1983, doi: 10.1093/oxfordjournals.aje.a113541.
- [282] E. L. Idler and R. J. Angel, 'Self-rated health and mortality in the NHANES-I Epidemiologic Follow-up Study.', *Am. J. Public Health*, vol. 80, no. 4, pp. 446–452, Apr. 1990, doi: 10.2105/AJPH.80.4.446.
- [283] J. Schnittker and V. Bacak, 'The Increasing Predictive Validity of Self-Rated Health', *PLoS ONE*, vol. 9, no. 1, Jan. 2014, doi: 10.1371/journal.pone.0084933.
- [284] E. L. Idler and S. Kasl, 'Health perceptions and survival: do global evaluations of health status really predict mortality?', *J. Gerontol.*, vol. 46, no. 2, pp. S55-65, Mar. 1991, doi: 10.1093/geronj/46.2.S55.
- [285] J. G. Simon, J. B. De Boer, I. M. A. Joung, H. Bosma, and J. P. Mackenbach, 'How is your health in general? A qualitative study on self-assessed health', *Eur. J. Public Health*, vol. 15, no. 2, pp. 200–208, Apr. 2005, doi: 10.1093/eurpub/cki102.
- [286] E. Franssen, C. M. A. G. van Wiechen, N. Nagelkerke, and E. Lebrecht, 'Aircraft noise around a large international airport and its impact on general health and medication use', *Occup. Environ. Med.*, vol. 61, no. 5, pp. 405–413, May 2004, doi: 10.1136/oem.2002.005488.
- [287] C. Baudin, M. Lefèvre, P. Champelovier, J. Lambert, B. Laumon, and A.-S. Evrard, 'Aircraft Noise and Psychological Ill-Health: The Results of a Cross-Sectional Study in France', *Int. J. Environ. Res. Public Health*, vol. 15, no. 8, Aug. 2018, doi: 10.3390/ijerph15081642.

- [288] M. Heinonen-Guzejev, H. S. Vuorinen, H. Mussalo-Rauhamaa, K. Heikkilä, M. Koskenvuo, and J. Kaprio, 'The association of noise sensitivity with coronary heart and cardiovascular mortality among Finnish adults', *Sci. Total Environ.*, vol. 372, no. 2–3, pp. 406–412, Jan. 2007, doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.08.048.
- [289] B. He *et al.*, 'Integrated Noise Model (INM) Version 7.0 User's Guide', Apr. 2007.
- [290] S. Wood, *Generalized Additive Models: an introduction with R*, 2nd New edition. Boca Raton: Productivity Press, 2006.
- [291] S. M. Dunlay and V. L. Roger, 'Gender differences in the pathophysiology, clinical presentation, and outcomes of ischemic heart failure', *Curr. Heart Fail. Rep.*, vol. 9, no. 4, pp. 267–276, Dec. 2012, doi: 10.1007/s11897-012-0107-7.
- [292] L. Mosca, E. Barrett-Connor, and N. K. Wenger, 'Sex/gender differences in cardiovascular disease prevention: what a difference a decade makes', *Circulation*, vol. 124, no. 19, pp. 2145–2154, Nov. 2011, doi: 10.1161/CIRCULATIONAHA.110.968792.
- [293] G. Bluhm and C. Eriksson, 'Cardiovascular effects of environmental noise: research in Sweden', *Noise Health*, vol. 13, no. 52, pp. 212–216, Jun. 2011, doi: 10.4103/1463-1741.80152.
- [294] W. Babisch, B. Beule, M. Schust, N. Kersten, and H. Ising, 'Traffic noise and risk of myocardial infarction', *Epidemiol. Camb. Mass*, vol. 16, no. 1, pp. 33–40, Jan. 2005.
- [295] L. Barregard, E. Bonde, and E. Ohrström, 'Risk of hypertension from exposure to road traffic noise in a population-based sample', *Occup. Environ. Med.*, vol. 66, no. 6, pp. 410–415, Jun. 2009, doi: 10.1136/oem.2008.042804.
- [296] J. P. Nelson, 'Meta-Analysis of Airport Noise and Hedonic Property Values: Problems and Prospects', *J. Transp. Econ. Policy*, vol. 38, no. 1, pp. 1–27, 2004.
- [297] J. E. C. Dekkers and J. W. van der Straaten, 'Monetary valuation of aircraft noise: A hedonic analysis around Amsterdam airport', *Ecol. Econ.*, vol. 68, no. 11, pp. 2850–2858, Sep. 2009, doi: 10.1016/j.ecolecon.2009.06.002.
- [298] N. Sedoarisoa, 'Les Impacts des nuisances sonores aériennes: dépréciation immobilière et inégalité sociale? Cas des aéroports de Paris Charles-de-Gaulle, Paris-Orly, Paris-le-Bourget, Lyon Sain-Exupéry et Toulouse-Blagnac', PhD Thesis, Cergy-Pontoise, 2015.
- [299] P. Franks, M. R. Gold, and K. Fiscella, 'Sociodemographics, self-rated health, and mortality in the US', *Soc. Sci. Med.* 1982, vol. 56, no. 12, pp. 2505–2514, Jun. 2003, doi: 10.1016/S0277-9536(02)00281-2.
- [300] D. Garbarski, J. Dykema, K. D. Croes, and D. F. Edwards, 'How participants report their health status: cognitive interviews of self-rated health across race/ethnicity, gender, age, and educational attainment', *BMC Public Health*, vol. 17, no. 1, p. 771, 04 2017, doi: 10.1186/s12889-017-4761-2.
- [301] European Commission 2017., 'Report From The Commission To The European Parliament And The Council On the Implementation of the Environmental Noise Directive in accordance with Article 11 of Directive 2002/49/EC.'
- [302] *Burden of disease from environmental noise: quantification of healthy life years lost in Europe*. Copenhagen: World Health Organization, Regional Office for Europe, 2011.
- [303] J. Lekaviciute Gadala, S. Kephelopoulos, S. Stansfeld, and C. Clark, 'Final Report of the ENNAH (European Network on Noise and Health) project', Publications Office of the European Union, 2013.
- [304] M. M. Haines *et al.*, 'The West London Schools Study: the effects of chronic aircraft noise exposure on child health', *Psychol. Med.*, vol. 31, no. 8, pp. 1385–1396, Nov. 2001, doi: 10.1017/S003329170100469X.
- [305] S. A. Janssen, H. Vos, E. E. M. M. van Kempen, O. R. P. Breugelmans, and H. M. E. Miedema, 'Trends in aircraft noise annoyance: The role of study and sample

- characteristics', *J. Acoust. Soc. Am.*, vol. 129, no. 4, pp. 1953–1962, Apr. 2011, doi: 10.1121/1.3533739.
- [306] I. van Kamp, R. F. S. Job, J. Hatfield, M. Haines, R. K. Stellato, and S. A. Stansfeld, 'The role of noise sensitivity in the noise-response relation: a comparison of three international airport studies', *J. Acoust. Soc. Am.*, vol. 116, no. 6, pp. 3471–3479, Dec. 2004.
- [307] M. Kroesen, E. J. E. Molin, and B. van Wee, 'Determining the direction of causality between psychological factors and aircraft noise annoyance', *Noise Health*, vol. 12, no. 46, pp. 17–25, Mar. 2010, doi: 10.4103/1463-1741.59996.
- [308] T. Münzel, T. Gori, W. Babisch, and M. Basner, 'Cardiovascular effects of environmental noise exposure', *Eur. Heart J.*, vol. 35, no. 13, pp. 829–836, Apr. 2014, doi: 10.1093/eurheartj/ehu030.
- [309] A. Z. Feldman, R. T. Shrestha, and J. V. Hennessey, 'Neuropsychiatric manifestations of thyroid disease', *Endocrinol. Metab. Clin. North Am.*, vol. 42, no. 3, pp. 453–476, Sep. 2013, doi: 10.1016/j.ecl.2013.05.005.
- [310] J. V. Zorn, R. R. Schür, M. P. Boks, R. S. Kahn, M. Joëls, and C. H. Vinkers, 'Cortisol stress reactivity across psychiatric disorders: A systematic review and meta-analysis', *Psychoneuroendocrinology*, vol. 77, pp. 25–36, Mar. 2017, doi: 10.1016/j.psyneuen.2016.11.036.
- [311] M. Kroesen, E. J. E. Molin, and B. van Wee, 'Testing a theory of aircraft noise annoyance: a structural equation analysis', *J. Acoust. Soc. Am.*, vol. 123, no. 6, pp. 4250–4260, Jun. 2008, doi: 10.1121/1.2916589.
- [312] D. P. Goldberg and B. Blackwell, 'Psychiatric Illness in General Practice: A Detailed Study Using a New Method of Case Identification', *BMJ*, vol. 2, no. 5707, pp. 439–443, May 1970.
- [313] S. L. Tamers, C. Okechukwu, A. A. Bohl, A. Guéguen, M. Goldberg, and M. Zins, 'The impact of stressful life events on excessive alcohol consumption in the French population: findings from the GAZEL cohort study', *PloS One*, vol. 9, no. 1, p. e87653, 2014, doi: 10.1371/journal.pone.0087653.
- [314] T. H. Holmes and R. H. Rahe, 'The social readjustment rating scale', *J. Psychosom. Res.*, vol. 11, no. 2, pp. 213–218, Aug. 1967, doi: 10.1016/0022-3999(67)90010-4.
- [315] 'European Commission. Position paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance - EU's Future Noise Policy, WG2 – Dose/Effect', Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 2002.
- [316] W. Babisch, H. Ising, and J. Gallacher, 'Health status as a potential effect modifier of the relation between noise annoyance and incidence of ischaemic heart disease', *Occup. Environ. Med.*, vol. 60, no. 10, pp. 739–745, Oct. 2003, doi: 10.1136/oem.60.10.739.
- [317] S. Stansfeld, C. Clark, M. Smuk, J. Gallacher, and W. Babisch, 'Noise sensitivity, health and mortality – a review and new analyses', in *Proceedings of the 12th International Congress on Noise as a Public Health Problem*, Zurich, Switzerland, 2017.
- [318] Aéroports de Paris., 'Exposition au bruit des avions: Aéroport Paris-Charles de Gaulle—Compte rendu annuel 2006', 2007.
- [319] R. Foret, J.-C. Bruyere, and N. D. Yombo, 'Etude empirique de la validité du Plan de Gêne Sonore de l'aéroport Lyon-Saint Exupéry (Rapport d'étude du 12 septembre 2005)', 2005.
- [320] S. A. Reijneveld, 'The impact of the Amsterdam aircraft disaster on reported annoyance by aircraft noise and on psychiatric disorders', *Int. J. Epidemiol.*, vol. 23, no. 2, pp. 333–340, Apr. 1994.

- [321] A. Seidler *et al.*, ‘Association between aircraft, road and railway traffic noise and depression in a large case-control study based on secondary data’, *Environ. Res.*, vol. 152, pp. 263–271, Jan. 2017, doi: 10.1016/j.envres.2016.10.017.
- [322] ‘R&D Report 9842: The UK Civil Aircraft Noise Contour Model ANCON - Improvements in Version 2’. [Online]. Available: <http://publicapps.caa.co.uk/modalapplication.aspx?catid=1&pagetype=65&appid=11&mode=detail&id=784&filter=2>. [Accessed: 18-Dec-2018].
- [323] J. J. Ashman, P. Rui, and S. M. Schappert, ‘Age Differences in Visits to Office-based Physicians by Adults With Hypertension: United States, 2013’, *NCHS Data Brief*, no. 263, pp. 1–8, Nov. 2016.
- [324] C. Baudin *et al.*, ‘Saliva cortisol in relation to aircraft noise exposure: pooled-analysis results from seven European countries’, *Environ Health*, p. under review, 2019.
- [325] T. Münzel *et al.*, ‘The Adverse Effects of Environmental Noise Exposure on Oxidative Stress and Cardiovascular Risk’, *Antioxid. Redox Signal.*, vol. 28, no. 9, pp. 873–908, 20 2018, doi: 10.1089/ars.2017.7118.
- [326] A. Sherwood, A. L. Hinderliter, L. L. Watkins, R. A. Waugh, and J. A. Blumenthal, ‘Impaired endothelial function in coronary heart disease patients with depressive symptomatology’, *J. Am. Coll. Cardiol.*, vol. 46, no. 4, pp. 656–659, Aug. 2005, doi: 10.1016/j.jacc.2005.05.041.
- [327] G. Bluhm, C. Eriksson, A. Hilding, and C.-G. Östenson, ‘Aircraft noise exposure and cardiovascular risk among men — first results from a study around Stockholm Arlanda airport. Proceedings of the 33 rd International Congress and Exhibition on Noise Control Engineering’, in *The Czech Acoustical Society, editor*, Prague, 2004.
- [328] H. Otten, W. Schulte, and A. W. Von Eiff, ‘Traffic noise, blood pressure and other risk factors: the Bonn traffic noise study.’, in *Noise as a Public Health Problem*, Swedish Council for Building Research., vol. 4, Stockholm, Sweden: Berglund B, Lindvall T (Eds), 1990, pp. 327–335.
- [329] C. Baliatsas, I. van Kamp, W. Swart, M. Hooiveld, and J. Yzermans, ‘Noise sensitivity: Symptoms, health status, illness behavior and co-occurring environmental sensitivities’, *Environ. Res.*, vol. 150, pp. 8–13, Oct. 2016, doi: 10.1016/j.envres.2016.05.029.
- [330] E. O. Okokon, T. Yli-Tuomi, A. W. Turunen, P. Tiittanen, J. Juutilainen, and T. Lanki, ‘Traffic noise, noise annoyance and psychotropic medication use’, *Environ. Int.*, vol. 119, pp. 287–294, Oct. 2018, doi: 10.1016/j.envint.2018.06.034.
- [331] ISO/TS 15666:2003, ‘Acoustics -- Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustic surveys’, *ISO*. [Online]. Available: <http://www.iso.org/cms/render/live/en/sites/isoorg/contents/data/standard/02/86/28630.html>. [Accessed: 18-Dec-2018].
- [332] ‘DIRECTIVE 2002/49/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL’.
- [333] S. Namba, S. Kuwano, and A. Schick, ‘A cross-cultural study on noise problems.’, *J. Acoust. Soc. Jpn. E*, vol. 7, no. 5, pp. 279–289, 1986, doi: 10.1250/ast.7.279.
- [334] C. Baudin *et al.*, ‘Aircraft noise exposure in relation to hypertension and medication use: A pooled analysis of HYENA and DEBATS studies’, *Occup Environ Med*, p. under review, 2019.
- [335] E. Chen and G. E. Miller, ‘Stress and Inflammation in Exacerbations of Asthma’, *Brain. Behav. Immun.*, vol. 21, no. 8, pp. 993–999, Nov. 2007, doi: 10.1016/j.bbi.2007.03.009.
- [336] A. Bockelbrink *et al.*, ‘Environmental noise and asthma in children: sex-specific differences’, *J. Asthma Off. J. Assoc. Care Asthma*, vol. 45, no. 9, pp. 770–773, Nov. 2008, doi: 10.1080/02770900802252127.

- [337] I. C. Eze *et al.*, ‘Transportation noise exposure, noise annoyance and respiratory health in adults: A repeated-measures study’, *Environ. Int.*, vol. 121, pp. 741–750, Dec. 2018, doi: 10.1016/j.envint.2018.10.006.
- [338] OCDE, ‘Health at a Glance 2007’, Nov. 2007, doi: 10.1787/health_glance-2007-en.
- [339] S. Grosse-Tebbe, *Snapshots of health systems*, Josep Figueras. Ministry of Social Affairs and Health., 2005.
- [340] M. Kliuchko *et al.*, ‘The association of noise sensitivity with music listening, training, and aptitude’, *Noise Health*, vol. 17, no. 78, pp. 350–357, 2015, doi: 10.4103/1463-1741.165065.
- [341] U. Lundberg, ‘Coping with Stress: Neuroendocrine Reactions and Implications for Health’, *Noise Health*, vol. 1, no. 4, pp. 67–74, 1999.
- [342] M. Spreng, ‘Central nervous system activation by noise’, *Noise Health*, vol. 2, no. 7, pp. 49–58, 2000.
- [343] J. Born and H. L. Fehm, ‘The neuroendocrine recovery function of sleep’, *Noise Health*, vol. 2, no. 7, pp. 25–38, 2000.
- [344] J. C. Beck and E. E. McGARRRY, ‘Physiological importance of cortisol’, *Br. Med. Bull.*, vol. 18, pp. 134–140, May 1962.
- [345] C. Eriksson and G. Pershagen, ‘Biological mechanisms related to cardiovascular and metabolic effects by environmental noise’. WHO, 2018.
- [346] ‘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’. [Online]. Available: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/fr/ALL/?uri=CELEX:32002L0049>. [Accessed: 21-Mar-2018].
- [347] D. L. Worthington, ‘Weinstein Noise Sensitivity Scale (WNSS)’, in *The Sourcebook of Listening Research*, John Wiley & Sons, Ltd, 2017, pp. 475–481.
- [348] A. Smith, ‘The concept of noise sensitivity: Implications for noise control’, *Noise Health*, vol. 5, no. 18, p. 57, Jan. 2003.
- [349] J. C. Pruessner *et al.*, ‘Free cortisol levels after awakening: a reliable biological marker for the assessment of adrenocortical activity’, *Life Sci.*, vol. 61, no. 26, pp. 2539–2549, 1997.
- [350] M. Alderling, T. Theorell, B. de la Torre, and I. Lundberg, ‘The demand control model and circadian saliva cortisol variations in a Swedish population based sample (The PART study)’, *BMC Public Health*, vol. 6, no. 1, p. 288, Nov. 2006, doi: 10.1186/1471-2458-6-288.
- [351] D. Hasson, T. Theorell, J. Bergquist, and B. Canlon, ‘Acute stress induces hyperacusis in women with high levels of emotional exhaustion’, *PloS One*, vol. 8, no. 1, p. e52945, 2013, doi: 10.1371/journal.pone.0052945.
- [352] A. S. Haralabidis *et al.*, ‘Can exposure to noise affect the 24 h blood pressure profile? Results from the HYENA study’, *J. Epidemiol. Community Health*, vol. 65, no. 6, pp. 535–541, Jun. 2011, doi: 10.1136/jech.2009.102954.
- [353] B. M. Kudielka, D. H. Hellhammer, and S. Wüst, ‘Why do we respond so differently? Reviewing determinants of human salivary cortisol responses to challenge’, *Psychoneuroendocrinology*, vol. 34, no. 1, pp. 2–18, Jan. 2009, doi: 10.1016/j.psyneuen.2008.10.004.
- [354] J. J. Kelly, G. Mangos, P. M. Williamson, and J. A. Whitworth, ‘Cortisol and hypertension’, *Clin. Exp. Pharmacol. Physiol. Suppl.*, vol. 25, pp. S51-56, Nov. 1998.
- [355] A. M. Nassur, ‘Effets de l’exposition au bruit des avions sur la qualité du sommeil des riverains des aéroports français’, thesis, Lyon, 2018.

- [356] M. Blaug, 'La signification de la corrélation « éducation-salaire »', *Rev. Économique*, vol. 22, no. 6, pp. 913–942, 1971, doi: 10.3406/reco.1971.407994.
- [357] L. Bouaoun, P. Champelovier, J. Lambert, B. Laumon, and A.-S. Evrard, 'Association entre bruit aérien et mortalité par maladies de l'appareil circulatoire, France', *Rev. D'Épidémiologie Santé Publique*, vol. 62, pp. S192–S193, Sep. 2014, doi: 10.1016/j.respe.2014.06.070.
- [358] S. Floud, 'The effect of exposure to aircraft noise, road traffic noise and air pollution on cardiovascular disease and medication use in population living near airports', 2012.
- [359] T. G. Pickering *et al.*, 'Recommendations for blood pressure measurement in humans and experimental animals: Part 1: blood pressure measurement in humans: a statement for professionals from the Subcommittee of Professional and Public Education of the American Heart Association Council on High Blood Pressure Research', *Hypertens. Dallas Tex 1979*, vol. 45, no. 1, pp. 142–161, Jan. 2005, doi: 10.1161/01.HYP.0000150859.47929.8e.
- [360] H. Ising, D. Dienel, T. Günther, and B. Markert, 'Health effects of traffic noise', *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, vol. 47, no. 2, pp. 179–190, Jan. 1980, doi: 10.1007/BF00716376.
- [361] T. Orders and F. A. A. He, 'Integrated Noise Model (INM) Version 7.0 User's Guide', 2007.
- [362] L. Letinturier, S. Meleze, M. Lefevre, and A.-S. Evrard, 'DEBATS - Discussion sur les Effets du Bruit des Aéronefs Touchant la Santé- Bilan méthodologique. Décembre 2013', IFSTTAR - Institut Français des Sciences et Technologies des Transports, de l'Aménagement et des Réseaux, 2014.
- [363] J. A. Staessen, E. T. O'Brien, L. Thijs, and R. H. Fagard, 'Modern approaches to blood pressure measurement', *Occup. Environ. Med.*, vol. 57, no. 8, pp. 510–520, Aug. 2000, doi: 10.1136/oem.57.8.510.
- [364] ECAC, 'Report on Standard Method of Computing Noise Contours around Civil Airports', Twenty First Plenary Session of ECAC, Strasbourg, 2nd ed., doc 29, 1997.

ANNEXES

Annexe 1 - Tableau récapitulatif des articles issus de la revue de la littérature

a) Santé générale et bruit du trafic aérien ou routier

| n° de réf. | Etude | Objectifs | Design & Population | Source de bruit | Mesures | Analyses statistiques | Résultats principaux |
|---|---|---|--|---------------------|--|--------------------------------------|--|
| <i>de Kluizenaar et al. (2009) : Long-term road traffic noise exposure is associated with an increase in morning tiredness</i> | | | | | | | |
| [50] | Pays-bas N = 18 973 | Etudier la relation entre l'exposition au bruit nocturne lié à la circulation routière (Lnight) et les problèmes de sommeil auto-déclarés | Etude transversale Sujets inclus dans la cohorte GLOBE : habitants non-institutionnalisés de 15-74 ans recensés dans l'un des 18 registres municipaux de population de la partie sud-est des Pays-Bas | Routes | <u>Événement</u> : question "Do you often use sleep medication or tranquilizers?" <u>Exposition</u> : exposition au bruit routier calculé par SKM2 en dBA | Régressions logistiques multivariées | Aucune association significative entre exposition au bruit routier et prise de médicaments pour le sommeil (OR=1,15 ; IC95% 0,92-1,45) pour les sujets les plus exposés Lnight > 50 dBA vs. <35dBA |
| <i>Floud et al. (2011) : Medication use in relation to noise from aircraft and road traffic in six European countries: results of the HYENA study</i> | | | | | | | |
| [121] | Royaume-Uni, Allemagne, Pays-Bas, Suède, Italie et Grèce N = 4 861 | Evaluer les associations entre prise de médicaments et bruit des avions et du trafic routier. | Etude transversale Habitants tirés au sort aux abords des 7 aéroports européens sélectionnés | Avions et routes | <u>Événement</u> : déclaration prise de médicaments dans les 2 dernières semaines, classés par code ATC <u>Exposition</u> : bruits aérien et routier modélisés (INM et ANCON) pour chaque adresse, en dBA + gêne liée au bruit des avions mesurée par question simple ICBEN | Régressions logistiques multiniveaux | Différences marquées entre les pays : - Pour une exposition au bruit des avions la nuit, association entre bruit (>10 dB) et prise d'hypertenseurs (OR=1,34, IC 95%: 1,14-1,57) pour le Royaume-Uni ; OR=1,19, IC95% 1,02-1,38 pour les Pays-Bas), mais aucune association significative n'a été constatée pour les autres pays. - Pour une exposition le jour, associations significatives au Royaume-Uni (OR=1,35; IC95%: 1,13-1,60), mais un déficit de risque pour l'Italie (OR=0,82; IC95%: 0,71-0,96). - Association significative entre prise d'anxiolytiques en relation avec le bruit des avions (OR=1,28; IC95%: 1,04-1,57 pour la journée et OR=1,27; IC95%: 1,01-1,59 pour la nuit) pour tous pays confondus. Association positive entre les niveaux de gêne le jour et le risque de consommation d'antihypertenseurs (OR = 1,34 ; IC95% 1,15-1,56), d'anxiolytiques ou d'hypnotiques (OR = 1,74 ; IC95% 1,30-2,34), d'antidépresseurs (OR = 1,59 ; IC95% 1,16-2,18) |

| | | | | | | |
|---|-----------------------------|---|---|--------|--|--|
| <i>Franssen et al. (2003) : Aircraft noise around a large international airport and its impact on general health and medication use</i> | | | | | | |
| [122] | Pays-bas N = 11 812 | Évaluer la prévalence de troubles en santé générale, utilisation de médication pour le sommeil ou maladies cardio-vasculaires, afin d'étudier leur lien avec l'exposition au bruit des avions | Etude transversale Tous les habitants d'une aire circulaire de 25km de rayon autour de Schiphol airport, Amsterdam entre novembre 1996 et février 1997, âgés de plus de 18ans | Avions | <u>Événement</u> : questionnaires de santé générale + informations sur la prise de médicaments <u>Exposition</u> : calculs par modélisation exprimées en dBA (Lden, LAeq23h-07h, LAeq22-23h) | Régressions logistiques Associations significatives entre exposition au bruit en Lden et - mauvaise santé perçue (OR=1,23, 95%CI 1,04-1,46) - santé déclarée par questionnaire (OR = 1,21, 95%CI 1,02-1,43) - médication pour pathologies cardiovasculaires (OR=1,30, 95%CI 1,06-1,60) - médication du sommeil et sédatifs non-prescrits (OR=2,34, 95%CI 1,63-3,35) Mais pas d'associations entre Lden et prise de sédatifs ou médicaments du sommeil prescrits, et utilisation fréquente de cette médication. |
| <i>Hiramatsu et al. (2015) : A survey on health effects due to aircraft noise on residents living around Kadena air base in the Ryukyus</i> | | | | | | |
| [194] | Japon N = 1 200 | Analyser les associations entre bruit des avions et santé générale de la population habitant aux environs d'un aéroport | Cas témoins Habitants de Chatan tirés au sort + témoins habitants à l'opposé | Avions | <u>Événement</u> : santé générale évaluée par le THI Today Health Index <u>Exposition</u> : calculs d'exposition en WECPNL (sorte de Lden) | Tests de Student entre les cas et témoins, relations dose-réponse analysées, régressions linéaires multiples Les sujets exposés au bruit d'avions militaires présentent une santé générale significativement dégradée par rapport aux sujets non exposés |
| <i>Meister et al. (2000) : The Impact of Commercial-Aircraft Noise on Human Health: A neighborhood Study in Metropolitan Minnesota</i> | | | | | | |
| [195] | Minnesota, USA N = 2 001 | Évaluer l'impact des bruits d'avions commerciaux sur la santé humaine et le bien être | Cas témoins Habitants de quatre quartiers exposés à des hauts niveaux de bruit d'avions commerciaux proches du Minneapolis/Saint Paul Airport, et les habitants de deux villes non-exposés aux bruits d'avions | Avions | <u>Événement</u> : santé générale mesurée par le MOS-36 <u>Exposition</u> : bruit modélisé exprimé en dBA | Analyses multivariées de covariance MANCOVA Toutes les mesures de santé étaient significativement pires pour les habitants des quartiers exposés comparés aux habitants non exposés au bruit d'avions commerciaux (F=5,821, p=0,001) |
| <i>Knipschild et al. (1977) : VII. Medical effects of aircraft noise: Drug survey</i> | | | | | | |
| [196] | Pays-bas | Étudier la consommation de médicaments dans le voisinage de l'aéroport de Schiphol : sédatifs (tranquillisants), somnifères, antiacides et médicaments cardiovasculaires, y compris agents antihypertenseurs. | Etude écologique Pas d'inclusion de participants | Avions | <u>Événement</u> : données sur les achats de médicaments en pharmacies disponibles entre 1967-1974 <u>Exposition</u> : village non-exposé au bruit des avions vs. village dont l'exposition au bruit des avions variait selon les différentes réglementations légiférant les vols aériens | Séries temporelles superposées pour chacun des deux villages aux expositions différentes Les ventes de médicaments hypnotiques, sédatifs, antiacides, et liés aux troubles cardiaques ou antihypertenseurs ont augmenté pendant la période où les vols de nuit étaient autorisés |

| <i>Watkins et al. (1981) : Aircraft noise and mental health: II. Use of medicines and health care services</i> | | | | | | |
|---|--------------------------------|---|---|------------------------|---|---|
| [197] | Royaume-Uni N ≈ 3 000 | Étudier les relations entre le niveau de bruit des avions, la gêne due au bruit, et la santé par l'utilisation de médicaments, les visites chez le médecin ou cliniques externes, l'admission à l'hôpital et le recours aux services communautaires de santé ou de bien-être. | Etude transversale Adultes de 16 ans et plus, riverains de l'aéroport d'Heathrow à Londres | Avions | <u>Évènements</u> : recueil par questionnaire (1) L'usage de toute drogue ou médicament, prescrit ou non, au cours des deux dernières semaines (2) L'utilisation de psychotropes (sédatifs, antidépresseurs, hypnotiques) au cours des deux dernières semaines. <u>Exposition</u> : les contours de bruit en "Noise and Number Index" (NNI) calculés par l'Autorité de l'aviation civile + gêne liée au bruit des avions évaluée par une question en 4 points | Comparaison de pourcentages Aucune tendance entre les prises de médicaments et l'exposition au bruit des avions. Dans la zone fortement exposée au bruit, la consommation de médicaments non prescrits était largement supérieure chez les participants très gênés par le bruit des avions par rapport à ceux non gênés |
| <i>Greiser et al. (2007) : Night-time aircraft noise increases prevalence of prescriptions of antihypertensive and cardiovascular drugs irrespective of social class—the Cologne-Bonn Airport study</i> | | | | | | |
| [198] | Allemagne N = 376 223 | Étudier l'impact du bruit des avions sur la prévalence des médicaments cardiovasculaires prescrits à proximité d'un grand aéroport allemand en considérant les gradients sociaux. | Etude transversale Données sur les ordonnances comprenant toutes les ordonnances émises par des médecins en exercice en soins ambulatoires pour toutes les personnes assurées, et couvrant des périodes allant de 7 à 48 mois. | Avions | <u>Événement</u> : Médicaments prescrits classés par groupes ATC (antihypertenseurs, médicaments liés aux pathologies cardiaques, anxiolytiques) <u>Exposition</u> : bruits des avions modélisés en dBA | Régressions logistiques Associations modérées entre bruit et antihypertenseurs ou les médicaments cardiovasculaires. Des effets plus prononcés ont été observés chez les personnes ayant reçu des ordonnances de médicaments appartenant à différents groupes de médicaments (antihypertenseurs et médicaments cardiovasculaires, médicaments antihypertenseurs et cardiovasculaires et anxiolytiques). Dans ce dernier groupe, les OR atteignent des valeurs maximales de 3,7 (95% CI : 2,5-5,6) chez les hommes et de 3,9 (95% CI: de 3,2 à 5,0) chez les femmes. Des augmentations ont été constatées dans toutes les classes sociales. |
| <i>Brink et al. (2011) : Parameters of well-being and subjective health and their relationship with residential traffic noise exposure — A representative evaluation in Switzerland</i> | | | | | | |
| [199] | Suisse N = 128 243 dossiers | Elucider la relation entre l'exposition au bruit - provenant principalement des sources de bruit de la circulation routière et ferroviaire - et les paramètres subjectifs tels que la santé auto-déclarés et le bien-être | Enquête exhaustive par panel Foyers sélectionnés aléatoirement dont les membres représentent la population non institutionnelle en Suisse | Routes, train (avions) | <u>Événement</u> : questionnaire sur santé perçue "How do you feel right now?" et bien-être <u>Exposition</u> : mesures modélisées "SonBase" du bruit pour chaque source de bruit du trafic (route, ferroviaire, air) en dBA | Modèles hiérarchiques à 2 niveaux Les modèles ajustés n'ont révélé aucun effet significatif de l'exposition au bruit de la circulation routière ou ferroviaire sur l'état de santé auto-évalué (B _{route} = -0,001, p=0,61 ; B _{rail} = -0,000, p=0,62) |

| | | | | | | |
|--|----------------------------------|---|---|---------------------|--|--|
| <i>Halonen et al. (2008) : Associations of traffic noise with self-rated health and psychotropic medication use</i> | | | | | | |
| [200] | Finlande N = 15 611 | Evaluer si le bruit de la circulation routière est associé à une auto-évaluation de la santé et à l'utilisation de médicaments psychotropes | Etude prospective Employés de dix villes et de six districts hospitaliers du secteur public | Routes | <u>Événement</u> : santé auto-évaluée en 5-points de réponses (de très bonne à très mauvaise) <u>Exposition</u> : mesures modélisées du bruit en Lden | Régressions logistiques stratifiées sur le sexe L'exposition au bruit de la circulation n'a pas été associée à une utilisation accrue de médicaments psychotropes, bien qu'elle ait été associée à une dégradation de l'état de santé chez les hommes (OR = 1,51 ; 95% CI 1,06–2,16 for >60 versus ≤45 dB) |
| <i>Lee et al. (2016) : Impact of Noise on Self-rated Job Satisfaction and Health in Open-plan offices: A Structural Equation Modeling Approach</i> | | | | | | |
| [201] | Chine - Corée N = 334 | Etudier les effets du bruit dans les bureaux open-space sur le bien-être psychologique et la santé des occupants. Développer un modèle identifiant les multiples relations entre les variables latentes de perturbation par le bruit, de confidentialité de la parole, de satisfaction à l'égard du lieu de travail, de satisfaction au travail et de santé. | Enquête sociale Employés à plein temps de l'un des 6 open-space sélectionnés dans les quartiers des affaires de pékin et Séoul | Bruits dans bureaux | <u>Événement</u> : questions sur les symptômes en rapport avec la concentration, la mémoire, la motivation, fatigue et surmenage, sentiment de négativité, maux de tête, mal au cou, mal aux épaules <u>Exposition</u> : mesures instrumentales du bruit en bureau en dBA | Modèles d'équations structurelles Une augmentation des nuisances sonores dans les bureaux open-space conduit à des expériences négatives plus fréquentes, liées à des symptômes de santé. (estimate = 0,21, p<0,05). |
| <i>Stansfeld et al. (2000) : A Review of Environmental Noise and Mental Health.</i> | | | | | | |
| [202] | | Revue de la littérature sur les effets du bruit sur la santé mentale. Plusieurs études sont citées, et suggèrent qu'une exposition au bruit environnemental, à des niveaux élevés, est liée à des symptômes de troubles mentaux, et peut-être augmente l'anxiété et la consommation de sédatifs. | | | | |
| <i>de Kluizenaar et al. (2007) : Hypertension and Road Traffic Noise Exposure</i> | | | | | | |
| [203] | Pays-bas N = 40 856 | Evaluer la relation entre l'exposition au bruit de la circulation routière à domicile et la prévalence de l'hypertension. | Etude transversale Habitants de la ville de Gronongen + sous-échantillon de sujets inclus dans l'étude de cohorte PREVENT | Routes | <u>Événement</u> : hypertension par mesures de la pression artérielle et prise de médicaments antihypertenseurs <u>Exposition</u> : exposition au bruit routier calculé par SKM2 en dBA | Régressions logistiques multivariées Proportion significativement plus élevée de sujets prenant des médicaments antihypertenseurs chez les exposés (13%) vs. non exposés (10%). Aucun association significative entre prise d'antihypertenseur et bruit routier (OR=1,01 ; IC95% 0,96–1,06), mais association significative entre prise d'antihypertenseurs et bruit routier pour le sous-groupe de sujets exposés à ≥55 dBA (OR=1,21, IC95% 1,05–1,38), y compris après ajustement sur la pollution de l'air. |
| <i>Bocquier et al. (2013) : Is exposure to night-time traffic noise a risk factor for purchase of anxiolytic-hypnotic medication? A cohort study</i> | | | | | | |
| [204] | Marseille, France N = 190 617 | Etudier les associations entre exposition chronique au bruit de la circulation routière de nuit à Marseille (la deuxième ville de France) avec l'achat de médicaments anxiolytiques ou hypnotiques (comme indicateur de leur consommation) | Etude de cohorte rétrospective Habitants de Marseille, âgés de 18 à 64 ans, assurés par la Caisse Nationale d'Assurance Maladie au 1er/01/2009 | Routes | <u>Événement</u> : vente de médicaments répertoriés sur le registre de l'Assurance Maladie par classes ATC - anxiolytiques et hypnotiques - entre le 01/01/2008 et le 31/12/2009 <u>Exposition</u> : bruit modélisé (modèle CadnaA) en dBA | Analyses stratifiées sur l'index de déprivation en guise d'ajustement sur le statut SES du quartier Modèle de comptage binomial négatif et modèle logit à surreprésentation de zéros Augmentation faible mais significative du risque d'acheter davantage d'anxiolytiques-hypnotiques pour une exposition au Lnight ≥55 dB(A) uniquement dans la strate de privation faible (RR= 1,16, IC95% 1,01–1,32) |

b) Détresse psychologique et bruit du trafic aérien ou routier

| | | | | | | | |
|-------|-----------------------------|---|--|--------|--|---|---|
| [206] | Pays-Bas N = 1 968 | Etudier les relations entre peur individuelle et impact environnemental des avions, puis étudier l'association entre la peur et les caractéristiques personnelles | Etude transversale Echantillon randomisé d'habitants adultes de 19-64ans dans une région proche de l'aéroport d'Amsterdam | Avions | <u>Évènement</u> : peur, anxiété, dépression des habitants évaluées par questionnaire <u>Exposition</u> : bruit en Lden calculé par modélisation | Corrélations Régressions linéaires | Les bruits et odeurs sont corrélés avec l'anxiété, et les effets du bruit et des odeurs sont plus importants chez les personnes davantage susceptibles aux bruits et aux odeurs |
| [207] | Grande Bretagne N ≈ 6000 | Examiner la prévalence des symptômes auto-rapportés en relation à la fois avec le niveau de bruit, et avec le niveau de gêne qu'il suscite | Etude transversale Sujets âgés de 16ans et + habitants en foyer privé (3000 dans les 2 zones les + exposées/ 3000 dans les 2 zones les - exposées) sélectionnés sur listes électorales | Avions | <u>Évènement</u> : GHQ-30, questionnaire sur la sensibilité, la gêne <u>Exposition</u> : NNI (Noise and Number index) – modèle statistique prenant en compte plusieurs facteurs | Tests Chi², rapports de vraisemblance | La prévalence de certains symptômes aigus est > dans les zones très exposées, mais pas la dépression Les gens sont > gênés dans les zones exposées. La gêne augmente la fréquence de ces symptômes. |
| [208] | Pays-Bas N = 6 091 | Evaluer les changements dans l'environnement - et notamment les changements des niveaux de bruits des avions - en lien avec les effets sur la santé, incluant les effets sur la santé mentale | Cohorte Tous les habitants d'une zone circulaire d'un rayon de 25km autour d'un aéroport à Amsterdam | Avions | <u>Évènement</u> : santé mentale par GHQ-12 <u>Exposition</u> : valeurs Lden et Lnight obtenues par modélisation + gêne liée au bruit des avions | Régressions logistiques | Associations positives entre « dépression/anxiété et GHQ » avec « gêne sévère due aux bruits des avions » OR = 1,84 (IC95% 1,38-2,45). Pas d'associations significatives entre bruits mesurés en LAeq et Lden et santé. |
| [209] | Japon N = 6 527 | Evaluer les effets d'une exposition aux bruits des avions sur la santé subjective, identifiée par le GHQ-28, prenant en compte la sensibilité au bruit, aux abords d'un aéroport de Tokyo | Etude transversale Tous les habitants de l'aire délimitée autour de l'aéroport de Narita à Tokyo âgés entre 20 et 80 ans, n'habitant pas dans une zone urbanisée ou nouvellement développée | Avions | <u>Évènement</u> : santé mentale par GHQ-28, sensibilité au bruit évaluée par échelle, gêne et perturbation du sommeil <u>Exposition</u> : valeurs Lden | Régressions logistiques évaluant les relations dose-réponse | Corrélation significative entre symptômes somatiques modérés/sévères identifiés par le GHQ-28 et exposition au bruit des avions dans le groupe sensibles. La gêne est fortement corrélée aux interférences auditives, ainsi qu'aux perturbations du sommeil. |
| [210] | Allemagne N = 2 310 | Etudier l'effet de la sensibilité au bruit sur la santé physique et mentale rapportée ; ainsi que sur la perception de l'environnement résidentiel | Etude transversale Habitants dans un rayon de 40km autour de l'aéroport de Francfort | Avions | <u>Évènement</u> : sensibilité au bruit par questionnaire NoiSeQ ; gêne liée au bruit mesurée par échelle standardisée en 5 points ; santé mentale et physique évaluée par SF-12, diagnostic médical, questionnaire <u>Exposition</u> : niveaux de bruit séparés pour bruit issu du trafic routier ou aérien LAeq16h et Lnight + gêne due au bruit évaluée par question ICBEN | Régression logistiques, ANOVA | Pas d'associations santé mentale et physique avec le bruit, mais avec la gêne liée au bruit. Sensibilité au bruit associée avec santé physique. |

Van Kamp & Davies (2008) : Environmental noise and mental health: five year review and future directions

[212] Revue de la littérature sur les effets du bruit sur la santé mentale. En conclusion, les auteurs mentionnent qu'il n'y a pas d'association directe entre bruit environnemental et santé mentale. Cependant, l'anxiété et la dépression semblent être plus présentes chez les personnes habitant proche des grands aéroports. Ils soulignent que la gêne liée au bruit est régulièrement mentionnée comme médiateur. Plusieurs conclusions également ont été données pour la santé mentale chez les enfants.

Persson et al. (2007): Trait anxiety and modeled exposure as determinants of self-reported annoyance to sound, air pollution and other environmental factors in the home

[213] Suède Examiner à quel degré l'évaluation de la gêne à des facteurs environnementaux divers dans l'air résidentielle (bruit du trafic routier et des voisins, les odeurs, et vibrations) peut être considérée comme reflet de la personnalité de base

N = 2 856

Etude cas-témoins

Sujets âgés entre 18-80 ans en Scania, Suède – cas = personnes ayant répondu avoir de l'asthme ; témoins = 3 sujets par cas, matchés par sexe

Routes

Évènement : (santé perçue, santé mentale par GHQ-12), anxiété par Psychic Trait Anxiety scale, sensibilité au bruit, gêne environnementale par questionnaire

Régressions logistiques, Corrélations des rangs de Spearman

L'anxiété est liée au bruit du trafic et aux fumées issues du trafic routier (OR=1,66, p<0,001)

Exposition : estimations de LAeq24h

Kishikawa et al. (2009): Noise sensitivity and subjective health: questionnaire study conducted along trunk roads in Kusatsu, Japan.

[215] Japon Etude des relations entre exposition au bruit, sensibilité au bruit, et effets du bruit routier sur la santé subjective

N = 468

Etude transversale

Personnes habitant dans l'aire de 300m x 300m, le long d'une des 2 routes nationales de Kusatsu, Japon

Routes

Évènement : santé subjective mesurée par le GHQ-28 ; sensibilité au bruit (3 manières d'évaluer : WNS, WNS-6B, simple question)

Régressions logistiques multivariées

Associations significatives entre GHQ-28 et bruit chez groupe sensible quand sensibilité évaluée avec le WNS-6B seulement (pour les sous-échelles "symptômes somatiques" et "anxiété et insomnie")

Exposition : mesures directes en bord de route utilisées pour calculs d'un niveau sonore journalier en dB

Rocha et al. (2012) : Perception of environmental problems and common mental disorders

[216] Espagne Evaluer la relation entre perception individuelle des problèmes environnementaux et la prévalence de troubles mentaux communs

N = 23 760

Etude transversale

1 personne par foyer tirée au sort, âgé de 16 à 64 ans

Routes

Évènement : troubles mentaux communs évalués par le GHQ-12 (seuil 2/3 sur échelle bimodale)

Régressions logistiques

Analyses stratifiées sur le sexe

Associations significatives entre problèmes environnementaux et troubles mentaux, et notamment des bruits extérieurs (OR = 1,27 ; p<0,05 chez les hommes, et OR=1,36 ; p<0,001 chez les femmes)

Exposition : perceptions subjectives des nuisances environnementales évaluées par la réponse à la question « est-ce que votre habitation a l'un de ces problème suivants ...? » (bruits, odeurs, pollution de l'air...)

Orban et al. (2015): Residential Road Traffic Noise and High Depressive Symptoms after Five Years of Follow-up: Results from the Heinz Nixdorf Recall Study

[217] Allemagne Evaluer l'association entre exposition à long terme aux bruits du trafic routier et des symptômes de dépression dans une cohorte d'hommes et femmes d'âges moyens

N = 4 814

Cohorte

population sélectionnée de manière aléatoire dans la population générale, âgée de 45 à 75 ans, avec adresse valide, non institutionnalisés, connaissances suffisantes de la langue allemande, et capable d'être interviewé

Routes

Évènement : - Dépression évaluée par l'échelle à 15 items « Center for Epidemiologic Studies Depression scales »

Régressions de Poisson

Associations significatives entre bruit du trafic routier et symptômes de dépression

Exposition : calculs par modélisation + distance avec la route la plus proche

| | | | | | | | |
|--|-----------------------------|--|---|--------|---|--|---|
| <i>Stansfeld et al. (1996) : Road traffic noise and psychiatric disorder: prospective findings from the Caerphilly Study</i> | | | | | | | |
| [218] | Pays de Galles N = 1 725 | Etudier les relations entre bruits liés au trafic et troubles psychologiques | Etude longitudinale (suivi de 5ans) Tous les hommes de 50-64 ans habitants Caerphilly | Routes | <u>Évènement</u> : troubles psychologiques évaluées par le GHQ-30 (seuil 4/5) (échelles de dépression et anxiété extraites du GHQ) <u>Exposition</u> : bruit lié au trafic en dB(A), par mesures dans la rue, 5 classes de bruit | Régressions linéaires & tests d'hétérogénéités | Pas d'associations significatives entre bruits du trafic et troubles psychologiques, seul le bruit pourrait contribuer à l'anxiété (p=0,03) |
| <i>Stansfeld et al. (2009) : Reduction of road traffic noise and mental health: an intervention study</i> | | | | | | | |
| [219] | Pays de Galles N = 359 | Etudier si la réduction du trafic routier aboutit à la réduction de gênes liées au bruit, de troubles mentaux, et une amélioration de la qualité de vie | Etude d'intervention Résidents de 16-90ans initialement recrutés pour une autre étude, dans 3 villes des Pays de Galles en 1997-1998 | Routes | <u>Évènement</u> : gênes liées au bruit mesurées par 3 questions standard + qualité de vue mesurée par le SF-36 + perturbation du sommeil par l'échelle du sommeil + troubles psychologiques par le GHQ-28 (seuils 2 & 12) <u>Exposition</u> : bruit lié au trafic routier, mesuré en façade des bâtiments pendant les 2 premières semaines de décembre 97 et 98 entre 10h et 17h + comptage routier des axes aux environs | ANCOVA | Pas d'associations significatives entre le bruit lié au trafic et les troubles mentaux / qualité de vie des habitants |
| <i>Sygnna et al. (2014): Road traffic noise, sleep and mental health</i> | | | | | | | |
| [220] | Norvège N = 2 898 | Evaluer la relation entre trafic routier et santé mentale : est-ce que le trafic routier contribue à augmenter le niveau de détresse psychologique / les désordres mentaux ? | Etude transversale échantillon de personnes habitant la ville d'Oslo réalisé à partir du registre des adresses de la ville | Routes | <u>Évènement</u> : détresse psychologique par HSCL-25 + qualité du sommeil par questionnaire <u>Exposition</u> : calculs par modélisation | Régressions de linéaires et régressions logistiques + splines cubiques | Pas d'associations significatives entre bruit et dépression (mais positives). |

c) Hypertension artérielle et bruit du trafic aérien ou routier

| | |
|-------|--|
| [54] | <p><i>van Kempen et al. (2002) : The association between noise exposure and blood pressure and ischemic heart disease: a meta-analysis</i></p> <p>Revue de littérature et méta-analyse : Les effets positivement associés à l'exposition au bruit des avions étaient l'hypertension, l'angine de poitrine, l'utilisation de médicaments cardiovasculaires et la consultation d'un spécialiste ou d'un médecin généraliste ; seule l'association avec l'exposition au bruit des avions et l'hypertension était statistiquement significative : RR = 1,26 (1,14-1,39). Toutefois, ces résultats ne reposent que sur une seule étude.</p> |
| [81] | <p><i>van Kempen et al. (2018) : WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary</i></p> <p>Revue de littérature et méta-analyse : les auteurs ont examiné 26 études portant sur l'impact du bruit de la circulation routière sur le risque d'hypertension. Après avoir agrégé les résultats de 26 études (comprenant 154 398 personnes, dont 18 957 cas), ils ont obtenu un RR de 1,05 (IC 95 % : 1,02-1,08) par 10 dB (Lden) pour l'association entre le bruit du trafic routier et la prévalence de l'hypertension.</p> |
| [224] | <p><i>Babisch et van Kamp (2009) : Exposure-response relationship of the association between aircraft noise and the risk of hypertension</i></p> <p>Revue de littérature et méta-analyse : Lorsque les coefficients linéaires des cinq études sont calculés et regroupés, l'estimation de l'effet regroupé du risque relatif est de 1,13 (IC 95 % = 1,00-1,28) pour 10 dB(A). Aucune différence majeure entre les modèles à effets fixes et aléatoires n'est constatée lorsque les coefficients individuels obtenus dans les six aéroports de l'étude HYENA sont considérés individuellement dans la méta-analyse pour mieux tenir compte de l'hétérogénéité entre les études individuelles.</p> |
| [225] | <p><i>Huang et al. (2015) : Is there an association between aircraft noise exposure and the incidence of hypertension? A meta-analysis of 16784 participants</i></p> <p>Revue de littérature et méta-analyse : les auteurs ont examiné cinq études, portant sur un total de 16 784 résidents. L'OR global pour l'hypertension chez les résidents exposés au bruit des avions était de 1,63 (IC à 95 %, 1,14-2,33) comparés aux résidents non-exposés au bruit des avions. L'une des études incluses a montré qu'il n'y avait aucune preuve que le bruit des avions soit un facteur de risque d'hypertension chez les femmes.</p> |
| [226] | <p><i>van Kempen et al. (2012) : The quantitative relationship between road traffic noise and hypertension: a meta-analysis</i></p> <p>27 études observationnelles publiées entre 1970 et 2010 en anglais, allemand ou néerlandais ont été évaluées. Les résultats de 24 études ont été inclus dans l'agrégation des données. Le bruit de la circulation routière était associé positivement et significativement à l'hypertension : L'agrégation des données a révélé un OR=1,034 [IC95 % : 1,011-1,056] par augmentation de 5 dB(A) du niveau de bruit moyen de la circulation routière (LAeq16hr). Les sources importantes d'hétérogénéité étaient l'âge et le sexe de la population à l'étude, la façon dont l'exposition a été déterminée et le niveau de bruit de référence utilisé.</p> |
| [227] | <p><i>Argalášová-Sobotová et al. (2013) : Environmental noise and cardiovascular disease in adults: research in Central, Eastern and South-Eastern Europe and Newly Independent States</i></p> <p>Les auteurs ont passé en revue des revues scientifiques internationales et locales, des actes de conférences et des rapports locaux publiés dans les langues nationales. La plupart des études revues montrent des associations significatives entre le niveau de bruit routier et le risque d'hypertension : plus le bruit augmente, plus le risque d'hypertension augmente</p> |

d) Concentration de cortisol et bruit du trafic aérien ou routier

| | | | | | | | |
|-------|---|--|--|---|---|------------------------|---|
| [76] | <p><i>Selander et al. (2009) : Saliva cortisol and exposure to aircraft noise in six European countries</i></p> <p>Royaume-Uni, Allemagne, Pays-Bas, Suède, Italie et Grèce</p> <p>N = 439</p> | <p>Étudier le cortisol salivaire comme marqueur possible du stress induit par le bruit dans un sous-groupe du projet HYENA</p> | <p>Etude transversale</p> <p>Habitants tirés au sort aux abords des 7 aéroports européens sélectionnés, appartenant aux zones de bruits les moins et les plus exposées</p> | Avions | <p><u>Évènement</u> : concentration de cortisol salivaire en nmol/L par prélèvement de salive le matin et le soir, et déterminée par test RIA</p> <p><u>Exposition</u> : niveaux de bruit des avions modélisés (INM et ANCON) pour chaque adresse, en dBA</p> | Régressions linéaires | <p>L'étude montre une élévation de 6,07 nmol/L (IC95 %, 2,32-9,81) du taux de cortisol salivaire matinal chez les femmes exposées au bruit des avions à un niveau sonore moyen LAeq,24h > 60 dB, comparé aux femmes exposées à LAeq,24h ≤ 50 dB, correspondant à une augmentation de 34 %. La situation d'emploi semble avoir modifié la réponse. Aucun lien entre l'exposition au bruit et les niveaux de cortisol dans la salive chez les hommes n'a été trouvé.</p> |
| [77] | <p>France</p> <p>N = 954</p> | <p>Étudier la variabilité de la concentration de cortisol dans la salive comme indicateur de la perturbation de la régulation de l'axe hypothalamo-hypophysio-surrénalien (HHS) par rapport à l'exposition prolongée au bruit des avions</p> | <p>Etude transversale</p> <p>Habitants tirés au sort aux abords de l'un des trois aéroports de l'étude</p> | Avions | <p><u>Évènement</u> : concentration de cortisol salivaire en nmol/L par prélèvement de salive le matin et le soir, et déterminée par test ELISA</p> <p><u>Exposition</u> : niveaux de bruit des avions modélisés (INM) pour chaque adresse, en dBA</p> | Régressions linéaires | <p>Cette étude suggère une modification du rythme circadien du cortisol par rapport à l'exposition au bruit des avions. Cette exposition a été associée à une plus faible variation des taux de cortisol au cours de la journée, avec des taux de cortisol inchangés le matin, mais des taux de cortisol plus élevés le soir exp(β)= 1,15 (IC95% 1,04–1,26) pour une augmentation de 10dB(A) en Lden.</p> |
| [78] | <p><i>Poll et al. (2001) : Ambient noise in daily life: a pilot study</i></p> <p>Article de proceedings. Cité et décrit par Babisch (2003) "Stress hormones in the research on cardiovascular effects of noise"</p> | | | | | | |
| [79] | <p>Autriche</p> <p>N = 20</p> | <p>Étudier les effets directs du bruit de circulation sur la concentration de cortisol, présenté dans des conditions de laboratoire</p> | <p>Etude expérimentale</p> <p>Participants volontaires en bonne santé qui n'ont pas de dossier de maladie cardiovasculaire et dont la fonction auditive est normale</p> | Bruits artificiels de la circulation routière | <p><u>Évènement</u> : concentration de salive avant et après exposition en ng/mL, déterminée par test RIA</p> <p><u>Exposition</u> : Les participants à l'étude ont été exposés pendant 20min à des échantillons de bruits de circulation routière et ferroviaire de 75dB (LA,eq) par un système de haut-parleurs, après une phase de relaxation de 10 minutes sans contenu acoustique.</p> | Corrélation de Pearson | <p>Les résultats ont montré une augmentation significative des concentrations en cortisol après exposition au trafic routier (p=0,01)</p> |
| [229] | <p><i>Schulte et Otten (1993) : Ergebnisse einer Tiefflugalarmstudie in der Bundesrepublik Deutschland: Extraaurale Langzeitwirkungen. In Lärm und Krankheit</i></p> <p>Article en allemand. Cité et décrit par Babisch (2003) "Stress hormones in the research on cardiovascular effects of noise"</p> | | | | | | |
| [230] | <p><i>Kastka et al. (1999) : Cortisolausscheidung als Nachweis einer Stressreaktion von Anwohnern eines Großflughafens</i></p> <p>Article en allemand. Cité et décrit par Babisch (2003) "Stress hormones in the research on cardiovascular effects of noise"</p> | | | | | | |

Babisch et al. (1986) : Längsschnittstudie zu gesundheitlichen Auswirkungen des Lärms, Caerphilly (Wales)

[231] Article en allemand. Cité et décrit par Babisch (2003) "Stress hormones in the research on cardiovascular effects of noise"

Waye et al. (2003) : Effects of nighttime low frequency noise on the cortisol response to awakening and subjective sleep quality

| | | | | | | | |
|-------|-----------------|--|--|---|---|---|--|
| [232] | Suède N = 12 | Évaluer l'influence du bruit nocturne à basse fréquence et du bruit de la circulation routière sur la réponse d'éveil du cortisol et la qualité subjective du sommeil. | Etude expérimentale étudiants de sexe masculin à l'Université de Göteborg et avaient un âge moyen de 24,5 ans | Bruits artificiels de la circulation routière | <u>Évènement</u> : concentration de cortisol mesurée par prélèvement de salive à 0, 15, 30, et 45min après le réveil <u>Exposition</u> : bruits restitués par des haut-parleurs cachés dans la pièce d'expérimentation. Le bruit de la circulation routière comprenait des enregistrements provenant d'une autoroute à laquelle ont été ajoutés un certain nombre de passages de camions. Entre 23h et 08h, le bruit comprenait un total de 75 passages de petits véhicules. Il y avait environ dix passages de camions par heure entre 23h et 00h et tôt le matin entre 05h et le réveil (généralement vers 08h). | ANOVA, test de Student, test de Wilcoxon, corrélation de Spearman | Les analyses n'ont pas mis en évidence de différence significative entre les niveaux de cortisol salivaire des groupes exposés au bruit, et ceux non exposés |
|-------|-----------------|--|--|---|---|---|--|

d) Événements de santé et gêne due au bruit ou sensibilité au bruit

| | | | | | | |
|---|------------------------|--|--|----------------------|--|---|
| <i>Fyhri et Klæboe (2008) : Road traffic noise, sensitivity, annoyance and self-reported health—A structural equation model exercise</i> | | | | | | |
| [43] | Norvège N = 1 842 | Étudier l'influence hypothétique de l'exposition au bruit et des nuisances sonores sur les problèmes de santé subjectifs en général, et sur l'hypertension et les problèmes cardiaques signalés en particulier par l'utilisation d'un modèle intégré des relations proposées | Etude transversale Participants âgés de 15 ans et plus, inclus dans l'une des 2 études menées à Oslo en 1987 et 1996 | Bruit routier | <u>Évènement</u> : santé déclarée par l'occurrence d'Événements de santé <u>Exposition</u> : question simple sur la sensibilité + question simple sur la gêne liée à différentes sources de bruit | Equations structurelles Seule la sensibilité au bruit était liée à l'hypertension |
| <i>Nivison and Endresen et al. (1993) : An analysis of relationships among environmental noise, annoyance and sensitivity to noise, and the consequences for health and sleep</i> | | | | | | |
| [239] | Norvège N = 82 | Étudier la relation entre l'exposition au bruit physique, les réactions subjectives au bruit, la santé et la sécurité. dormir. | Etude transversale Adultes habitant le long d'une rue, âgés entre 19 et 78 ans. | circulation routière | <u>Évènement</u> : 1) symptômes déclarés (par le Ursin Health Inventory) 2) consommation de médicaments par questionnaire 3) l'anxiété par le Spielberger's Trait Anxiety Inventory <u>Exposition</u> : sensibilité et gêne due au bruit du trafic routier par questions simples | Corrélation partielle, ANOVA, régressions multiples 1) corrélations entre l'occurrence des symptômes déclarés et la sensibilité au bruit (chez les femmes), ainsi qu'avec l'indice de gêne (chez les hommes) 2) chez les femmes seulement, la consommation de médicaments délivrés sur ordonnance était liée à la sensibilité au bruit, tandis que la consommation de médicaments en vente libre était liée à la gêne due au bruit du trafic routier 3) corrélation significative entre le niveau de sensibilité au bruit et l'anxiété |
| <i>Hatfield et al. (2001) : The influence of psychological factors on self-reported physiological effects of noise</i> | | | | | | |
| [240] | Australie N = 1 005 | Étudier la possibilité que les effets physiologiques du bruit puissent résulter non seulement de l'exposition au bruit en soi, mais aussi des croyances des gens au sujet du bruit. | Etude transversale Résidents ont été sélectionnés en fonction de l'exposition au bruit et de l'emplacement par rapport à l'aéroport de Sydney (Kingsford Smith) | Avions | <u>Évènement</u> : symptômes auto-déclarés <u>Exposition</u> : réaction psychologique représentant la gêne due au bruit des avions | Tests de Student, corrélations, analyses de régression fréquence supérieure de problèmes physiologiques auto-rapportés chez les sujets à haute réaction psychologique (p<0,001) |

| | | | | | | | |
|-------|-------------------------------|---|---|-------------|--|--|---|
| [243] | Pays-Bas N = 5 806 | Étudier si les personnes sensibles au bruit diffèrent de l'ensemble de la population en termes de déclaration des symptômes, de perception des symptômes, d'indicateurs d'état de santé et de comportement face à la maladie | Etude transversale | | <u>Évènement</u> : 1) état de santé perçu évalué par le Health Survey RAND-36 2) symptômes déclarés et durée évalués par le questionnaire Symptômes et perceptions 3) prescriptions relatives aux analgésiques, aux benzodiazépines et aux antidépresseurs 4) détresse psychologique évaluée par le GHQ-12 <u>Exposition</u> : sensibilité évaluée par question simple | V de Cramer, t-test, χ^2 , régressions linéaires et logistiques | 1) Associations significatives entre le niveau de sensibilité et le nombre ($\beta = 2,01$; IC95% 1,65–2,38) et la durée ($\beta = 7,03$; IC95% 5,89–8,18) des symptômes déclarés, ainsi qu'avec le score de l'état de santé perçu – plus la sensibilité est élevée, plus l'état de santé perçu est mauvais ($\beta = -5,52$; IC95% -6,95 ; -4,09) 2) Association entre le niveau de sensibilité et la consommation de benzodiazépines (OR=1,69 ; IC95% 1,32–2,18), et d'antidépresseurs (OR=1,84 ; IC95% 1,37–2,48) 3) Association entre le niveau de sensibilité et le score de détresse psychologique évalué par le GHQ-12 ($\beta = 1,41$; IC95% 0,98–1,84) |
| [244] | Allemagne N = 6 544 | Étudier les associations indépendantes et mixtes d'insécurité d'emploi et de gênes dues au bruit et à la pollution de l'air avec une mauvaise santé auto-évaluée dans un échantillon représentatif de la population active allemande. | Etude longitudinale Sujets adultes inclus dans le German Socio-Economic Panel (GSOEP), une étude nationale et annuelle conduite dans des foyers représentatifs depuis 1984 | Résidentiel | <u>Évènement</u> : état de santé perçu par une question simple <u>Exposition</u> : gêne liée au bruit résidentiel par question sur une échelle de Likert | T-test, régression de Poisson avec fonction log-link | RR= 1,44 (95% IC = 1,21 – 1,71) de mauvaise santé perçue pour les sujets très gênés vs ceux étant peu gênés. |
| [245] | Massachusetts, USA N = 354 | Étudier la santé perçue et son association avec de multiples types de risques environnementaux perçus dans une population urbaine majoritairement hispanique | Etude transversale | Routes | <u>Évènement</u> : santé perçue par question simple en 5 modalités de réponse <u>Exposition</u> : gêne liée au bruit décrite par le nombre de sources de bruit gênantes | Modèles de régression log-linéaires | Relation significative a été mise en évidence entre la gêne liée à au moins deux types de sources de bruit (vs pas de bruit) et une mauvaise santé perçue (OR = 1,54 (IC95% 1,22-1,94)) |
| [246] | Finlande N = 1 355 | Quantifier la mesure dans laquelle la sensibilité au bruit peut être expliquée par des facteurs somatiques et psychologiques spécifiques | Etude longitudinale Inclut toutes les paires de jumeaux finlandais de même sexe nés avant 1958 et dont les deux membres sont vivants en 1967. | | <u>Évènement</u> : 1) consommation de médicaments déclarés au cours de la dernière année avant la passation du questionnaire 2) hypertension par question simple <u>Exposition</u> : sensibilité au bruit par question simple | Chi ² , régressions logistiques | Associations entre la sensibilité au bruit et la consommation de somnifères et tranquillisants (OR = 2,12 ; IC95% 1,47-3,05), la consommation d'antidouleurs (OR = 1,73 ; IC95% 1,32-2,26), et la consommation de médicaments pour les troubles cutanés (OR = 1,72 ; IC95% 1,14-2,61) Association entre le niveau de sensibilité et le risque d'HTA (OR = 1,47 ; IC95% 1,16-1,86) |

| | | | | | | | |
|---|--|--|---|------------------|---|--|--|
| <i>Stansfeld and Shipley al. (2015) : Noise sensitivity and future risk of illness and mortality</i> | | | | | | | |
| [248] | Royaume-Uni N = 3 630 | Étudier si la sensibilité au bruit indique une vulnérabilité des troubles psychiatriques futurs | Etude longitudinale Fonctionnaires londoniens de 35-55 ans entre 1985 et 1988 n'ayant pas déménagé avant l'étude | | <u>Évènement</u> : détresse psychologique (GHQ-30, dépistages) (seuil 4/5 au GHQ) <u>Exposition</u> : sensibilité au bruit, mesurée par une question | Mesure des interactions Régressions logistiques pour étudier la santé mentale | Associations significatives entre la sensibilité au bruit et la détresse psychologique évaluée avec le GHQ-30 (OR = 1,60 ; IC95% 1,29 – 1,99), et avec les symptômes dépressifs mesurés par le CES-D (OR = 1,51 ; IC95% 1,16 – 1,97) |
| <i>Beutel et al. (2016): Noise Annoyance Is Associated with Depression and Anxiety in the General Population- The Contribution of Aircraft Noise.</i> | | | | | | | |
| [251] | Allemagne N = 14 635 | Déterminer l'association de la gêne à l'anxiété et la dépression, et explorer la contribution de diverses sources environnementales à la gêne liée au bruit | Etude longitudinale Participation volontaire de 35 à 74 ans | Bruit en général | <u>Évènement</u> : dépression par questionnaire PHQ-9 ; anxiété par échelle GAD-7 <u>Exposition</u> : question simple sur la gêne | Modèles linéaires généralisés avec distribution binomial et fonction de lien en log | La gêne provenant du bruit des avions est la plus importante parmi les sources de gêne. La gêne est largement associée aux scores de dépression et d'anxiété |
| <i>Babisch et al. (2013) : Noise annoyance — A modifier of the association between noise level and cardiovascular health?</i> | | | | | | | |
| [252] | Royaume-Uni, Allemagne, Pays-Bas, Suède, Italie et Grèce N = 4 861 | Étudier les effets combinés du niveau de bruit et de la gêne liée au bruit sur la prévalence de l'hypertension artérielle | Etude transversale Habitants tirés au sort aux abords des 7 aéroports européens sélectionnés | Avions et routes | <u>Évènement</u> : hypertension conforme aux mesures de la tension artérielle selon la définition de l'OMS, soit un diagnostic d'hypertension en conjonction avec l'utilisation d'un médicament antihypertenseur <u>Exposition</u> : bruits aérien et routier modélisés (INM et ANCON) pour chaque adresse, en dBA + gêne liée au bruit des avions mesurée par question simple ICBEN | Modèles de régression logistiques multivariés | Les résultats n'ont pas mis en évidence d'association significative entre la gêne due au bruit des avions et le risque d'hypertension (OR = 1,00 ; IC95% 0,99–1,02), ni entre la gêne due au trafic routier et le risque d'hypertension (OR= 1,01 ; IC95% 0,98–1,03) |
| <i>Wallas et al. (2018) : Road traffic noise and determinants of saliva cortisol levels among adolescent</i> | | | | | | | |
| [253] | Suède N = 1751 | Étudier les déterminants des taux de cortisol dans la salive chez les adolescents d'une cohorte de naissance à Stockholm. En particulier, examiner le rôle de l'exposition au bruit et de la gêne par rapport aux niveaux de cortisol dans la salive | Etude transversale Adolescents âgés de 16 ans, initialement inclus dans une cohorte de naissance BAMSE à Stockholm | Routes | <u>Évènement</u> : concentrations de cortisol salivaire le matin et le soir déterminée par test RIA <u>Exposition</u> : gêne par question simple ICBEN | ANOVA, régressions linéaires | Tendance positive, mais non significative, des concentrations de cortisol salivaire avec la gêne liée au bruit du trafic routier a été trouvée (p = 0,14) |

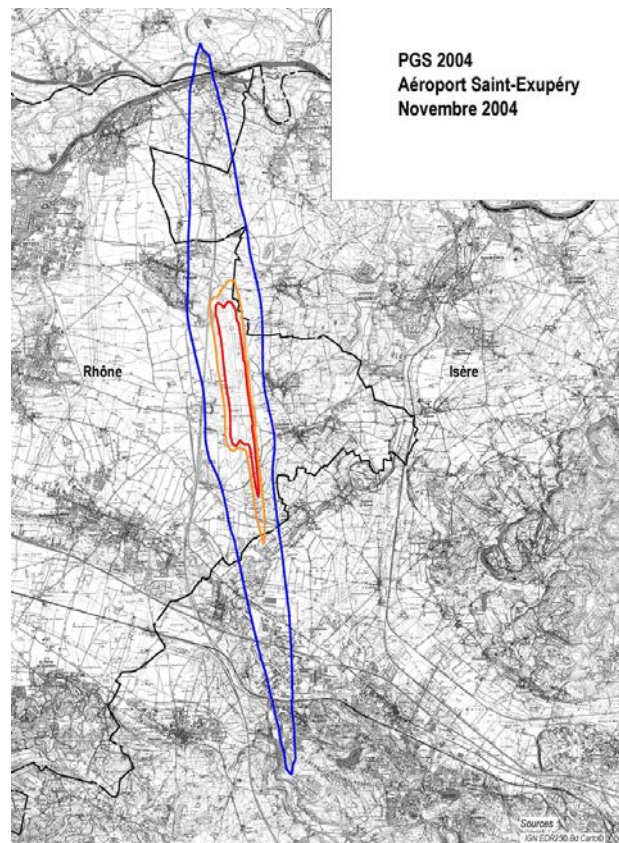
Annexe 2 - Étude DEBATS

1. Zone d'étude

1.1. Définition des Plans de Gêne Sonore et des Courbes d'Environnement Sonore

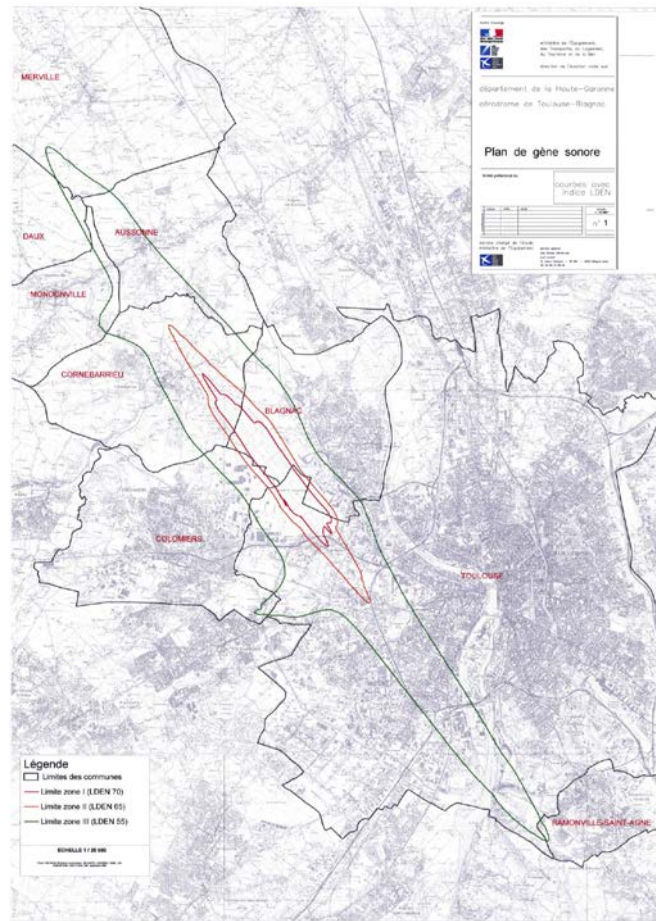
Un Plan de Gêne Sonore (PGS) est un document prévu par la loi 92-1444 du 31 décembre 1992 permettant de délimiter un périmètre à l'intérieur duquel les riverains peuvent prétendre à une aide financière pour la réalisation de travaux d'isolation acoustique de leur habitation. Il est établi sur la base du trafic estimé, des procédures de circulation aérienne applicables et des infrastructures qui seront en service dans l'année suivant la date de publication de l'arrêté d'approbation du plan. Il délimite trois zones : la zone 1, dite de très forte nuisance, qui est comprise à l'intérieur de la courbe d'indice $L_{den} 70$; la zone 2, dite de forte nuisance, qui est comprise entre la courbe d'indice $L_{den} 70$ et la courbe d'indice $L_{den} 65$ ou 62 ; et la zone 3, dite de nuisance modérée, qui est comprise entre la limite extérieure de la zone 2 et la courbe d'indice $L_{den} 55$. Les douze principaux aéroports français sont dotés d'un PGS, dont les aéroports de Lyon Saint-Exupéry (Figure 21) et Toulouse-Blagnac (Figure 22).

Figure 21 : PGS de l'aéroport de Lyon-Saint-Exupéry (2004)



Source : [DGAC](#)

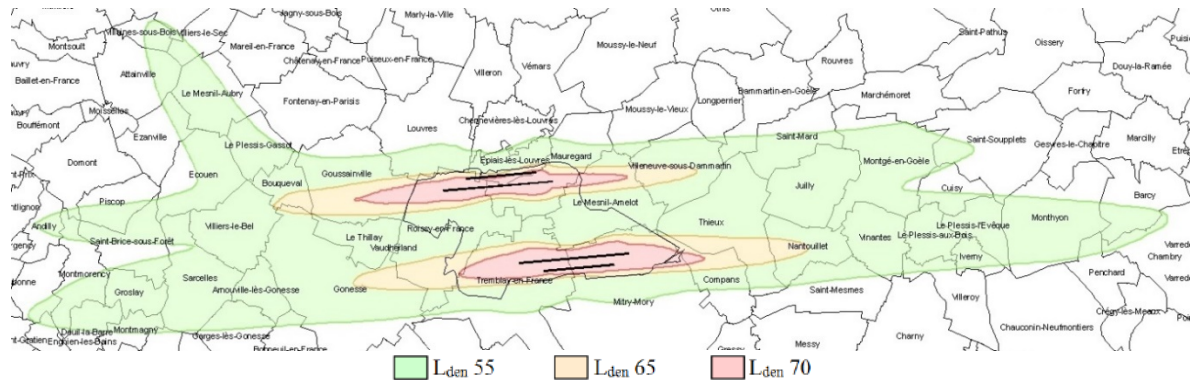
Figure 22 : PGS de l'aéroport de Toulouse-Blagnac (2003)



Source : DGAC

Concernant l'aéroport de Paris-Charles de Gaulle, des Courbes d'Environnement Sonore (CES) sont établies chaque année par Aéroports de Paris selon la même méthode que celle servant à dessiner les PGS. Leur principal intérêt est qu'elles sont établies par une modélisation tenant compte du trafic réellement constaté l'année précédente. Elles couvrent des zones plus larges que les courbes extérieures du PGS et sont mises à jour annuellement. Les CES sont disponibles uniquement pour l'aéroport de Paris-Charles de Gaulle (Figure 23).

Figure 23 : CES de l'aéroport de Paris-Charles De Gaulle (2013)



Source : Aéroports de Paris

Les PGS et les CES sont déterminés à l'aide du logiciel de calcul INM (Integrated Noise Model) [361]. Ce dernier a été développé par la Federal Aviation Administration (l'équivalent américain de la Direction Générale de l'Aviation Civile (DGAC)) pour la modélisation du bruit d'origine aéronautique. Des études ont comparé les niveaux de bruit estimés par le logiciel INM et les niveaux de bruit mesurés par des stations permanentes [318] ou lors de campagnes de mesures [319] à proximité des aéroports en France. Pour un même point récepteur et des conditions de trafic identiques, cette comparaison n'a pas mis en évidence de différences importantes. Celles-ci sont le plus souvent comprises entre 0,5 et 1,5 dB(A) au sens du L_{den} .

1.2. Définition de la zone d'étude de DEBATS

La zone d'étude de DEBATS comprend d'une part l'ensemble des communes intégrées dans les CES de 2011 de l'aéroport Paris-Charles de Gaulle, et dans les PGS de 2003 pour l'aéroport de Toulouse-Blagnac et de 2004 pour l'aéroport de Lyon-Saint-Exupéry (derniers PGSs disponibles à ce jour), d'autre part les communes limitrophes de ces communes. L'inclusion de ces communes limitrophes a permis d'élargir la zone d'étude à des communes moins exposées ($L_{den} < 55$ dB(A)) que celles intégrées dans les CES et les PGS ($L_{den} > 55$ dB(A)). Dans le cadre de DEBATS, la DGAC a fourni une zone 4 comprise entre la limite extérieure de la zone 3 et la courbe d'indice L_{den} 50. La zone d'étude de DEBATS a ainsi été divisée en quatre classes en termes de L_{den} : < 50 dB(A), 50-54 dB(A), 55-59 dB(A) et 60 dB(A) et plus. Elle comprend au total 161 communes : 108 communes pour Paris-Charles de Gaulle, 22 communes pour Toulouse-Blagnac et 31 communes pour Lyon-Saint-Exupéry. Les individus inclus dans le programme de recherche DEBATS ont été sélectionnés aléatoirement parmi les riverains de ces communes.

Dans la suite de ce manuscrit, le terme « carte de bruit » désignera les CES pour l'aéroport de Paris-Charles de Gaulle et les PGS pour les aéroports de Lyon-Saint-Exupéry et Toulouse-Blagnac.

2. Population d'étude

La population d'étude de DEBATS est constituée des riverains âgés de 18 ans et plus des 161 communes incluses dans la zone d'étude décrite au paragraphe précédent (voir Partie 2 §II.0). L'objectif était de recruter 300 riverains dans les quatre zones de bruit définies autour des trois aéroports à partir des cartes de bruit en termes de L_{den} : < 50 dB(A), 50-54 dB(A), 55-59 dB(A) et 60 dB(A) et plus. Afin d'assurer qu'un nombre suffisamment important de participants soient

exposés à des niveaux élevés d'exposition au bruit des avions et donc de maximiser les contrastes d'exposition, un échantillon de la population stratifié sur ces quatre classes de bruit a été utilisé. L'hypothèse a été faite que l'effet du niveau d'exposition au bruit des avions, s'il existe, est prédominant par rapport à l'effet aéroport. De ce fait, lorsque les trois aéroports sont considérés dans leur ensemble, le même nombre de sujets a été retenu dans chaque zone de bruit (N = 300) afin d'évaluer l'existence d'un effet du niveau d'exposition au bruit des avions sur la santé des participants.

Un échantillon de 23 350 adresses situées dans l'une des 161 communes a ainsi été tiré au sort dans l'annuaire téléphonique universel. Lorsqu'un contact a été établi au téléphone par l'institut de sondage, la sélection du répondant a ensuite été effectuée par tirage au sort au sein des membres éligibles du foyer. La méthodologie adoptée pour le recrutement des participants a fait l'objet d'un rapport [362].

Les participants devaient être âgés de 18 ans et plus, résider dans l'une des 161 communes de la zone étude, habiter dans leur logement actuel pendant au moins six mois dans l'année, comprendre et parler le français, sans distinction de nationalité. Finalement, 1 244 personnes ont participé à l'étude. Près de 40% des personnes contactées et ayant refusé de participer ont cependant répondu à un questionnaire de refus concernant leurs caractéristiques démographiques et socio-économiques. Les profils démographiques et socio-économiques des participants ont ainsi pu être comparés à ceux des personnes qui ont répondu au questionnaire de refus (non-participants), ainsi qu'à ceux de la population source qui ont été caractérisés à partir des données du recensement de l'INSEE.

L'inclusion des participants dans l'étude n'a eu lieu qu'après l'obtention de leur consentement écrit. L'étude a été approuvée par deux autorités nationales en France, le Comité Consultatif sur le Traitement de l'Information en matière de Recherche dans le domaine de la Santé et la Commission nationale de l'informatique et des libertés.

3. Période d'étude

Les participants de DEBATS ont été inclus et interrogés une première fois en 2013, puis suivis en 2015 et en 2017. Les données utilisées pour répondre aux objectifs de cette thèse sont uniquement celles recueillies lors de l'inclusion en 2013.

4. Questionnaire

À l'inclusion puis lors des deux suivis, un questionnaire a été administré en face à face au domicile de chaque participant par un enquêteur formé par l'équipe DEBATS. Les données

recueillies concernent leurs caractéristiques démographiques et socio-économiques, leur mode de vie (tabagisme, consommation d'alcool, activité physique, activités en lien avec une éventuelle exposition au bruit), leur état de santé (effets sur le sommeil et le système cardiovasculaire, état de santé perçu, détresse psychologique, gêne ressentie due au bruit des avions, et consommation de médicaments), et leur perception de l'environnement. Des mesures de leur pression artérielle, de leur fréquence cardiaque et de leur concentration de cortisol salivaire (marqueur des états de stress) ont également été réalisées.

5. Mesures de pression artérielle

Au cours de la passation du questionnaire, les enquêteurs ont mesuré la pression artérielle systolique (PAS) et la pression artérielle diastolique (PAD), ainsi que la fréquence cardiaque des participants en position assise avec des instruments de mesure validés et automatisés. La pression artérielle et la fréquence cardiaque ont été déterminées trois fois :

- 1) Au début de l'entrevue, après un repos de 5 minutes ;
- 2) Après une minute de repos supplémentaire ;
- 3) À la fin de l'entrevue (~1 une heure plus tard).

La moyenne des deux premières mesures a été utilisée pour les analyses ultérieures. La troisième mesure a été utilisée comme contrôle de validité.

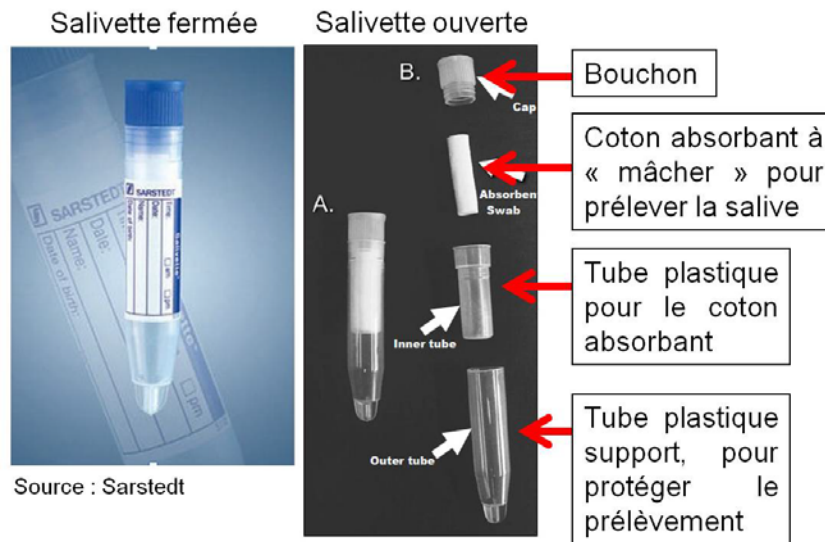
6. Détermination de la concentration de cortisol

Tous les participants de DEBATS étaient invités à recueillir leur salive afin d'en déterminer la concentration de cortisol. À la fin de la passation du questionnaire, les enquêteurs ont remis à chacun des participants un kit avec deux salivettes (Sarstedt, Nümbrecht, Germany) (Figure 24) accompagnées de consignes pour le prélèvement de salive dans le but que tous les participants procèdent de la même manière. Il leur était demandé de prélever deux échantillons de salive : le premier échantillon, immédiatement après le réveil (lorsque le taux de cortisol est habituellement au plus haut) et le deuxième juste avant d'aller se coucher (quand le taux de cortisol est habituellement au plus bas). Ils devaient écrire la date et l'heure de chaque prélèvement sur l'étiquette des tubes. Le brossage des dents, la consommation de tabac, d'aliments et de boissons devaient être proscrits pendant 30 minutes avant le prélèvement.

Chaque tube comprenait un petit écouvillon que les participants devaient mettre dans leur bouche et mâcher pendant environ une minute. Les échantillons de salive devaient ensuite être conservés au réfrigérateur jusqu'à ce que l'enquêteur vienne les chercher et les envoie à un laboratoire à Lyon, où ils ont été congelés afin d'en éliminer les mucines avant analyse. Enfin,

la concentration de cortisol dans la salive ont été déterminés grâce au "cortisol saliva ELISA kit" (IBL international, Hambourg, Allemagne). Tous les échantillons ont été analysés deux fois afin de valider les valeurs du dosage.

Figure 24 : Salivette



7. Estimation de l'exposition au bruit des avions

La DGAC et Aéroports de Paris (AdP) produisent des cartes d'exposition au bruit des avions avec le logiciel "Integrated Noise Model" (INM) [361] pour les plus grands aéroports français. Il s'agit d'un modèle bien établi au niveau international qui évalue les niveaux de bruit des avions à proximité des aéroports, et permet d'établir des contours de bruit (Figure 21, Figure 22, Figure 23). Ces contours ont été utilisés pour définir la zone d'étude de DEBATS, et sélectionner les participants (voir Partie 2 §II.0 et §II.0).

Pour les analyses statistiques, différents indicateurs de bruit en décibels pondérés A (dB(A)) ont été utilisés : L_{den} , $L_{Aeq, 16h}$, $L_{Aeq, 24h}$ et L_{night} (voir détails Partie 1 §I.4). Ils ont été estimés avec une résolution de 1 dB(A) à partir d'une valeur minimale de 45 dB(A) pour le L_{den} , 35 dB(A) pour les $L_{Aeq, 24h}$ et $L_{Aeq, 16h}$, et 30 dB(A) pour le L_{night} . La précision de la modélisation du bruit diminuant pour les niveaux les plus faibles [261], Ainsi, les niveaux de bruit des avions inférieurs aux valeurs précédemment citées ont été considérés comme étant égaux à 44 dB(A) pour le L_{den} , 34 dB(A) pour les $L_{Aeq, 24h}$ et $L_{Aeq, 16h}$, et 29 dB(A) pour le L_{night} . L'adresse du lieu de résidence de chaque participant a été croisée avec les cartes de bruit des trois aéroports grâce à un système d'information géographique (SIG), ce qui a permis de leur attribuer un niveau d'exposition au bruit des avions.

Annexe 3 - Étude HYENA

L'objectif général du projet HYENA était d'évaluer les impacts sur la santé cardio-vasculaire (principalement la pression artérielle) du bruit généré par les circulations aérienne et routière à proximité des aéroports, et d'élaborer des connaissances sur la prévention sanitaire liée à l'environnement.

Les aéroports inclus dans l'étude sont sept aéroports majeurs en Europe : Athènes, Grèce ; Milan/Malpensa, Italie ; Amsterdam/Schiphol, Pays-Bas ; Stockholm/Arlanda et Bromma, Suède ; Berlin/Tegel, Allemagne ; Londres/Heathrow, Royaume-Uni (Figure 25).

Figure 25 : Aéroports inclus dans HYENA



Source : Fond de carte Google

1. Zone d'étude

La zone d'étude de HYENA a été déterminée selon les objectifs suivants :

- 1) Créer des contrastes d'exposition au bruit des avions et au bruit du trafic routier à l'intérieur des pays ;
- 2) Sélectionner des zones d'étude avec un nombre suffisant d'habitants âgés de 45 à 70 ans qui ont une exposition estimée (Tableau 46):
 - a) au-dessus de 55 dB(A) pour le bruit des avions, ou
 - b) supérieur à 60 dB(A) pour le bruit de la circulation routière, ou
 - c) inférieur à 50 dB(A) (pour les deux sources de bruit) ;
- 3) Utiliser les données existantes sur les niveaux de bruit des avions et les niveaux de trafic routier (exemple

Figure 26) ;

4) Faire en sorte qu'il n'y ait pas de changement important dans l'exposition au bruit au cours des années avant ou après l'étude, sélectionner des zones à faible migration, éviter les endroits où il y a des programmes d'insonorisation ou d'autres sources d'exposition au bruit (rail, industrie, etc.), choisir des zones ayant un statut socio-économique similaire au sein des pays.

Tableau 46 : Objectifs de répartition des participants de l'étude HYENA

Preferred distributions for aircraft noise

| Cumulative fraction | | Noise level in dB(A) |
|---------------------|--------------------------------|----------------------|
| 0.05 | of the population <i>above</i> | 70 |
| 0.20 | of the population <i>above</i> | 65 |
| 0.35 | of the population <i>above</i> | 60 |
| 0.45 | of the population <i>above</i> | 55 |

Preferred distributions for road traffic noise

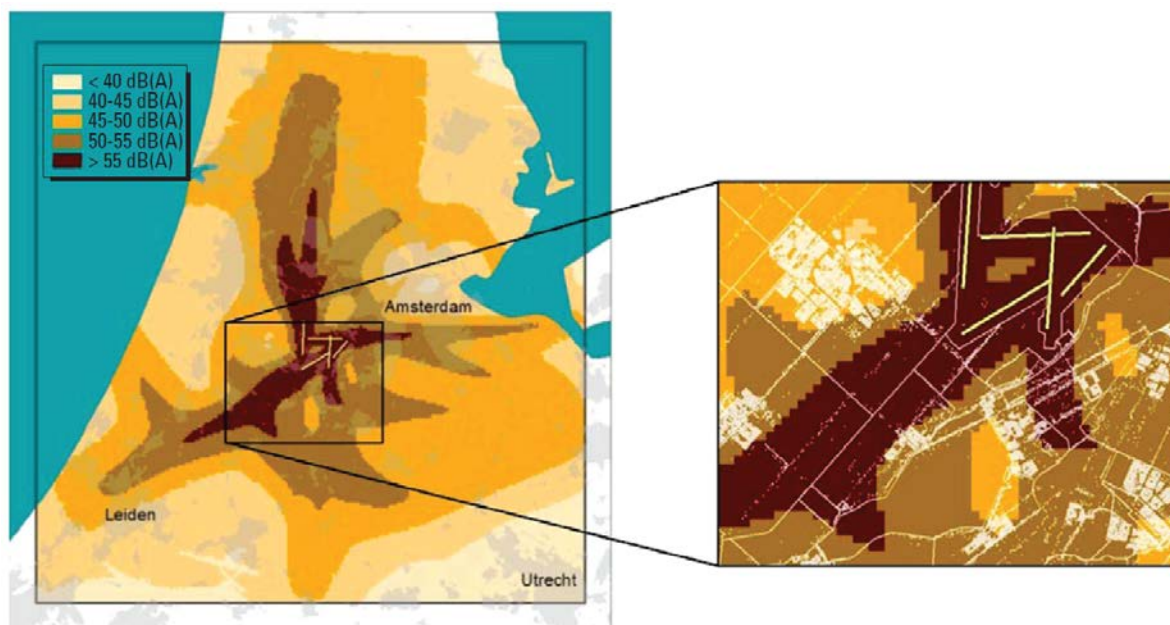
| Cumulative fraction | | Noise level in dB(A) |
|---------------------|--------------------------------|----------------------|
| 0.05 | of the population <i>above</i> | 70 |
| 0.25 | of the population <i>above</i> | 65 |
| 0.40 | of the population <i>above</i> | 60 |

Preferred distribution for the “control group”

| Cumulative fraction | | Noise level in dB(A) |
|---------------------|---|----------------------|
| 0.15 | of the population for aircraft & road traffic noise below | 51 |

Source : Jarup et al. [261]

Figure 26: Zone d'étude de l'aéroport d'Amsterdam avec les niveaux de bruit des avions en L_{den} , et à droite un gros plan montrant les limites administratives et les coordonnées des adresses résidentielles



2. Population d'étude

La population d'étude de HYENA est constituée des riverains de l'un des sept aéroports de la zone d'étude, âgés de 45 à 70 ans.

Les sujets ont été choisis au hasard dans des registres disponibles (par exemple, bureau d'enregistrement, liste électorale, service de santé), en fonction de leur lieu de résidence, de manière à respecter les objectifs de répartition présentés dans le Tableau 46.

Les critères de sélection des participants étaient les suivants :

- être âgés de 45 à 70 ans,
- avoir passé au moins six mois de l'année à leur domicile,
- avoir vécu dans leur logement actuel pendant au moins cinq ans (trois en Grèce).

L'étude a été approuvée par des comités d'éthique dans les six pays et un consentement écrit éclairé a été obtenu de chaque participant.

L'étude HYENA a finalement inclus 4 861 sujets (2 404 hommes et 2 457 femmes).

3. Période de l'étude

Les données de HYENA ont été collectées entre 2004 et 2006.

4. Questionnaire

Chaque participant a reçu la visite à son domicile d'un enquêteur spécialement formé. Lors de cette visite, un questionnaire lui a été administré en face-à-face, et des mesures de sa pression artérielle ont été réalisées trois fois au cours la visite, sa taille et son poids ont également été mesurés.

Au cours du questionnaire, les enquêteurs ont demandé aux participants s'ils avaient déjà eu un diagnostic de la part d'un médecin spécialiste des maladies chroniques suivantes : angine de poitrine, arythmie cardiaque, infarctus du myocarde, AVC, diabète, cholestérol élevé, asthme, bronchites chroniques/emphysème et autres problèmes de santé. Ils ont également été interrogés sur leur niveau de gêne due au bruit.

D'autres questions concernant leur mode de vie, leur situation professionnelle et leur expérience de travail ont également été posées. Des questions ont également porté sur leur environnement résidentiel, leurs habitudes quant à la fermeture des fenêtres, le type de vitrage des fenêtres du salon et de la chambre à coucher, l'orientation du salon et de leur chambre à coucher par rapport à la route, ainsi que les mesures spécifiques prises pour isoler leur maison du bruit.

5. Mesures de pression artérielle

Lors de l'entretien en face-à-face, des mesures de la pression artérielle ont été réalisées par les enquêteurs, formés à cet effet, à l'aide de tensiomètres validés et automatisés afin de réduire au maximum les erreurs d'observation. Ces instruments sont bien établis en recherche clinique et gagnent en importance en médecine du travail et en médecine environnementale [363].

La pression artérielle et la fréquence cardiaque ont été évaluées trois fois conformément aux recommandations de l'American Heart Association [359] :

- 1) au début de l'entrevue, après un repos de 5 minutes ;
- 2) après une minute de repos supplémentaire ;
- 3) à la fin de l'entrevue (~1 une heure plus tard).

La moyenne des deux premières mesures a été utilisée pour définir la pression artérielle pour les analyses ultérieures. La troisième mesure a été utilisée comme contrôle de validité. Toutes les mesures de la pression artérielle ont été effectuées avec le participant en position assise. Les visites à domicile ont été réparties sur la journée dans la mesure du possible, pour tenir compte des variations diurnes de la pression artérielle.

6. Détermination de la concentration de cortisol

Tous les participants à HYENA étaient éligibles pour réaliser des prélèvements de salive afin de déterminer la concentration de cortisol. Toutefois, l'objectif était de ne sélectionner que les participants les plus et les moins exposés au bruit des avions, afin de maximiser le contraste d'exposition. Ainsi, afin d'obtenir un échantillon de 500 participants, il a été demandé à environ 84 personnes dans chacun des six pays de fournir des prélèvements de salive.

Finalement, 439 participants (209 hommes et 230 femmes) ont réalisé des prélèvements de salive.

La semaine précédant l'entretien, des salivettes (Sarstedt, Nümbrecht, Germany) ont été envoyées par courrier aux participants sélectionnés, accompagnées d'instructions écrites afin que le recueil se fasse de la manière la plus uniforme possible. Deux jours avant l'entretien, les participants ont reçu un rappel téléphonique leur expliquant la procédure à suivre. Chaque tube comprenait un petit écouvillon que les participants devaient mettre dans leur bouche et mâcher pendant environ une minute.

La veille de l'entretien, un échantillon de salive devait être prélevé une demi-heure après le réveil (ce qui correspond la plupart du temps au pic d'excrétion du cortisol), un deuxième échantillon immédiatement avant le déjeuner et un troisième échantillon avant que le sujet aille se coucher. L'heure et la date des prélèvements devaient être écrites sur la bande collée sur le tube ainsi que dans le questionnaire. Il était demandé d'éviter de consommer de la nourriture et de ne pas se brosser les dents avant les prélèvements.

Les personnes devaient ensuite conserver les échantillons de salive dans leur réfrigérateur jusqu'à ce que les enquêteurs viennent les chercher. Les échantillons ont ensuite été centrifugés et congelés dans un laboratoire au sein de chacun des pays participants. Lorsque tous les échantillons ont été reçus dans chaque pays, les tubes de salive ont été envoyés à un laboratoire du Karolinska Institutet (Stockholm, Suède) pour analyse.

Les concentrations de cortisol dans la salive ont été déterminées grâce au "radioimmuno-assay kit" (Orion Diagnostica, Espoo, Finlande). Tous les prélèvements de chaque sujet ou groupe de sujets ont été analysés simultanément en double. Les coefficients de variation à l'intérieur d'une même analyse et d'une analyse à l'autre n'ont jamais dépassé 5,0 % et 10,0 %, respectivement. Trente échantillons de salive ont été envoyés pour analyse et comparaison des résultats au Département de psychologie physiologique de l'Université de Düsseldorf, Allemagne (Kirschbaum et Hellhammer 1999). Une corrélation très élevée a été observée (0,98) mais une légère différence de niveau a été trouvée, avec des niveaux systématiquement plus faibles dans

le laboratoire de Stockholm. La différence était de 12,5 %, avec un intervalle de confiance (IC) de 95 % de 1,5 à 22,3 % [76].

7. Estimation de l'exposition au bruit

L'exposition au bruit a été évaluée pour chaque participant en reliant les adresses des domiciles saisies dans un système d'information géographique aux niveaux modélisés de bruit des avions et de la circulation routière.

Pour faciliter la comparabilité entre les pays, un modèle de bruit commun, INM (version 6.1), a été utilisé pour évaluer l'exposition au bruit des avions [361]. Ce modèle a été utilisé en Allemagne, aux Pays-Bas, en Suède, Italie et Grèce. Au Royaume-Uni, c'est le modèle national ANCON [322] – similaire au modèle INM - qui a été utilisé, respectant les exigences de l'European Civil Aviation Conference [364].

Les niveaux de bruit en termes d'indicateurs L_{den} , $L_{Aeq, 24h}$, $L_{Aeq, 16h}$ et L_{night} ont été estimés pour l'année 2002 (choisie comme année de référence) avec une résolution de 1 dB(A) sur une grille d'une résolution minimale de 250×250 m. Dans la mesure du possible, les estimations du modèle ont été validées par des mesures de bruit.

Il est à noter que la précision de la modélisation du bruit diminue pour les niveaux les plus faibles [261]. Ainsi, afin de minimiser l'impact de ces inexacitudes sur les niveaux de bruit, une valeur seuil a été introduite à l'extrémité inférieure des niveaux de bruit, sur la base d'une évaluation locale de la précision des données d'entrée et des caractéristiques du modèle de bruit. Les valeurs de niveau sonore inférieures à cette valeur seuil ont été affectées au niveau de la valeur seuil. Pour le bruit des avions, le niveau de coupure était 30 dB(A) pour le L_{night} , 35 dB(A) pour le $L_{Aeq, 16h}$ et le $L_{Aeq, 24h}$, et 40 dB(A) pour le L_{den} .

Annexe 4 - General Health Questionnaire (GHQ-12)

Toutes les questions suivantes concernent votre état de santé actuel ou récent.

Il est important de répondre **A TOUTES LES QUESTIONS** en cochant la réponse qui vous semble le mieux correspondre à ce que vous **ressentez actuellement**. **GLOBALEMENT ET DANS LA VIE DE TOUS LES JOURS, TANT DANS LA VIE PRIVEE QU'AU TRAVAIL**. (Ce questionnaire ne porte donc pas sur le stress au travail, mais sur votre état général).

CES DERNIERS TEMPS :

1. **Avez-vous pu vous concentrer sur ce que vous faisiez ?**
 - 1. Mieux que d'habitude.
 - 2. Comme d'habitude.
 - 3. Moins que d'habitude.
 - 4. Beaucoup moins que d'habitude.

2. **Vos soucis vous ont-ils empêché de dormir ?**
 - 1. Pas du tout.
 - 2. Pas plus que d'habitude.
 - 3. Plutôt plus que d'habitude.
 - 4. Beaucoup plus que d'habitude.

3. **Avez-vous eu le sentiment de jouer un rôle utile ?**
 - 1. Plutôt plus que d'habitude.
 - 2. Comme d'habitude.
 - 3. Moins utile que d'habitude.
 - 4. Beaucoup moins utile.

4. **Vous êtes vous senti capable de prendre des décisions ?**
 - 1. Plutôt plus que d'habitude.
 - 2. Comme d'habitude.
 - 3. Plutôt moins que d'habitude.
 - 4. Beaucoup moins capable.

5. **Vous êtes vous senti constamment sous pression ?**
 - 1. Pas du tout.
 - 2. Pas plus que d'habitude.
 - 3. Un peu plus que d'habitude.
 - 4. Beaucoup plus que d'habitude.

6. **Avez-vous senti que vous ne pouviez pas surmonter vos difficultés ?**
 - 1. Pas du tout.
 - 2. Pas plus que d'habitude.
 - 3. Un peu plus que d'habitude.
 - 4. Beaucoup plus que d'habitude.

7. **Avez-vous pu prendre plaisir à vos activités quotidiennes ?**
 - 1. Plutôt plus que d'habitude.
 - 2. Comme d'habitude.
 - 3. Plutôt moins que d'habitude.
 - 4. Beaucoup moins que d'habitude.

8. **Avez-vous pu faire face à vos problèmes ?**
 - 1. Plutôt plus que d'habitude.
 - 2. Comme d'habitude.
 - 3. Moins capable que d'habitude.
 - 4. Beaucoup moins capable.

9. **Vous êtes-vous senti malheureux, déprimé ?**
 - 1. Pas du tout.
 - 2. Pas plus que d'habitude.
 - 3. Un peu plus que d'habitude.
 - 4. Beaucoup plus que d'habitude.

10. **Avez-vous perdu confiance en vous ?**
 - 1. Pas du tout.
 - 2. Pas plus que d'habitude.
 - 3. Un peu plus que d'habitude.
 - 4. Beaucoup plus que d'habitude.

11. **Avez-vous pensé que vous ne valez rien ?**
 - 1. Pas du tout.
 - 2. Pas plus que d'habitude.
 - 3. Un peu plus que d'habitude.
 - 4. Beaucoup plus que d'habitude.

12. **Vous êtes-vous senti relativement heureux dans l'ensemble ?**
 - 1. Plutôt plus que d'habitude.
 - 2. A peu près comme d'habitude.
 - 3. Plutôt moins que d'habitude.
 - 4. Beaucoup moins que d'habitude.

Annexe 5 - Weinstein Noise Sensitivity Scale

Next is a 1 to 6 option scale for how much you disagree or agree with the following statements.

If you disagree strongly choose 1.

If you agree strongly choose 6.

If you are somewhere in between, choose a number between 1 and 6.

Using the 1-6 scale provided, please circle how much you agree with the following statements: (See Chart 7)

No one should mind much if someone turns up his or her stereo full blast once in a while.

DISAGREE STRONGLY 1—2—3—4—5—6 AGREE STRONGLY

I am easily awakened by noise.

DISAGREE STRONGLY 1—2—3—4—5—6 AGREE STRONGLY

I get annoyed when my neighbours are noisy.

DISAGREE STRONGLY 1—2—3—4—5—6 AGREE STRONGLY

I get used to most noises without much difficulty.

DISAGREE STRONGLY 1—2—3—4—5—6 AGREE STRONGLY

Sometimes noises get on my nerves and get me irritated.

DISAGREE STRONGLY 1—2—3—4—5—6 AGREE STRONGLY

Even music I normally like will bother me if I am trying to concentrate.

DISAGREE STRONGLY 1—2—3—4—5—6 AGREE STRONGLY

I find it hard to relax in a place that is noisy.

DISAGREE STRONGLY 1—2—3—4—5—6 AGREE STRONGLY

I am good at concentrating no matter what is going on around me.

DISAGREE STRONGLY 1—2—3—4—5—6 AGREE STRONGLY

I get angry with people who make noises that keep me from falling asleep or getting work done.

DISAGREE STRONGLY 1—2—3—4—5—6 AGREE STRONGLY

I am sensitive to noise.

DISAGREE STRONGLY 1—2—3—4—5—6 AGREE STRONGLY