



**UNIVERSITÉ
DE GENÈVE**

FACULTÉ DE MÉDECINE
Institut de santé globale

**Aéroport régional de Lausanne La Blécherette
(ARLB)**

Évaluation d'impacts sur la santé

Rapport final

Décembre 2022

Table des matières

1	Introduction	5
1.1	Mise en contexte	5
1.2	Objectifs de l'évaluation	5
1.3	Approche méthodologique générale	6
1.4	Dispositif organisationnel	7
2	Cadrage de l'évaluation : revue de la littérature	8
2.1	Introduction	8
2.2	Méthodologie	9
2.3	Évaluations d'impact sur la santé antérieures	10
2.4	Healthy Airports Checklist.....	10
3	Impacts sur la santé pris en compte – focale sur le bruit.....	10
3.1	Gêne / perturbation (Annoyance)	11
3.2	Perturbation du sommeil	12
3.3	Maladies cardiovasculaires	13
4.	Évaluation des impacts.....	13
4.1	Périmètre de l'étude et population	13
4.2	Scenarii d'étude : années 2019 et 2030.....	15
4.3	Impacts sanitaires de l'exposition au bruit	16
4.3.1	Méthodologie.....	16
4.3.2	Résultats.....	19
4.3.2.1	Exposition de la population au bruit des aéronefs et au bruit routier	19
4.3.2.2	Impacts sur la santé.....	21
4.3.2.2	Monétisation du DALY de la gêne	24
4.4	Discussion	25
4.4.1	Remarques générales sur l'analyse du risque sanitaire.....	25
4.4.2	Appréciation des résultats.....	26
4.5	Impacts de l'exposition à la pollution de l'air	27
5.	Conclusion et recommandations	29
6.	Bibliographie	32
7.	Annexes.....	37
7.1	Revue de littérature (autre que nuisances sonores).....	37
7.1.1	Environnement construit	37
7.1.1.1	Déplacements et trafic routier	37
7.1.1.2	Accidents	37
7.1.2	Environnement socio-économique	37
7.1.2.1	Effets sur l'emploi.....	37
7.1.2.2	Effets sur le système de santé.....	38
7.1.2.3	Identité locale.....	38
7.1.2.4	Tourisme	38
7.1.3.	Environnement naturel.....	38
7.1.3.1	Émissions de gaz à effet de serre	38
7.1.3.2	Pollution de l'air	38
7.1.3.3	Pollution des sols	39
7.1.3.4	Pollution des eaux de surface et souterraines.....	39
7.1.4	Styles de vie	39
7.1.4.1	Activité physique	39

7.1.4.2	Comportement à risque	39
7.1.5	Effets cumulés	40
7.2	Liste des publications non retenues	41
7.3	Healthy Airports Checklist	42
7.4	Monétisation du DALY de la gêne	43

Liste des figures

Figure 1	: Les étapes de la méthodologie EIS.....	6
Figure 2	: Le modèle logique de l'étude.....	8
Figure 3	: Déterminants de la santé pris en compte.....	11
Figure 4	: Périmètre de l'étude	14
Figure 5	: Secteur des Plaines-du-Loup.....	17
Figure 6	: Distribution de la population exposée au-delà de 48 db(A) de bruit des aéronefs, en 2019 et 2030 (ensemble de la zone d'étude).....	20
Figure 7	: Distribution de la population exposée au-delà de 48 db(A) de bruit routier, en 2019 et 2030.....	21

Liste des tableaux

Tableau 1	: Des terminologies divergentes	9
Tableau 2	: Nombre de passagers par aéroport (année 2020)	9
Tableau 3	: Population dans la zone et le périmètre d'étude, en 2019 et en 2030, par groupes d'âge	14
Tableau 4	: Pathologies en relation avec une exposition au bruit > 48 dB (A)	17
Tableau 5	: Exposition L_{den} , dB(A) pondérée sur la population au bruit des aéronefs, en 2019 et 2030 (ensemble de la zone d'étude).....	19
Tableau 6	: Exposition L_{den} , dB(A) pondérée sur la population au bruit routier, en 2019 et 2030 (à l'intérieur du périmètre défini par les courbes du cadastre du bruit aéroportuaire).....	20
Tableau 7	: Impacts en termes d'années de vie perdues corrigées sur l'invalidité (DALY-AVCI) de la gêne, attribuables au bruit des aéronefs et au bruit routier en 2019 et 2030, selon les 3 scénarii	22
Tableau 8	: Impacts sur la mortalité du bruit des aéronefs et du bruit routier en 2019 et 2030, selon les 3 scénarii	22
Tableau 9	: Impacts sur la morbidité du bruit des aéronefs et du bruit routier en 2019 et 2030, selon les 3 scénarii	24
Tableau 10	: Répartition de la charge de la maladie (en DALYs) due au bruit de la circulation en Europe occidentale	27
Tableau 11	: Pollution de l'air selon différentes sources de pollution (ARLB, trafic routier, chaudière à bois, poste d'enrobage).....	28

Glossaire

DALYs : *Disability-Adjusted Life Years*. En français, le terme d'Années de Vie Corrigées de l'Invalidité (AVCI) est parfois utilisé. Cette métrique permet d'additionner les années de vie perdues par rapport à l'espérance de vie, en raison d'un décès prématuré, avec les années de vie en moins bonne santé (corrigées donc d'un coefficient qui est spécifique à chaque maladie ou handicap) pour cause de maladie ou incapacité. Le chiffre obtenu correspond à la somme de toutes les années de vie en bonne santé perdues en raison d'un décès prématuré ou d'une invalidité de toutes les personnes touchées par une pathologie donnée. Cette métrique permet d'estimer la charge totale d'une pathologie en rapportant sur une base commune mortalité et morbidité.

FAP : fraction attribuable dans la population. Exprimé en pourcentage, il correspond à la part relative d'une maladie (amenant ou pas à un décès) qui peut être attribuée à l'exposition à un facteur de risque, par exemple le bruit.

Lden : *Lday-evening-night*, Niveau_{jour-soirée-nuit} est une norme européenne visant à exprimer le niveau de bruit moyen sur une journée entière à partir des valeurs mesurées à différents moments d'une journée de 24h. Afin de tenir compte des effets plus importants de l'exposition au bruit à certaines heures, un malus de 5 dB est attribué au niveau moyen du soir et un malus de 10 dB au niveau moyen de la nuit. Il est principalement utilisé pour les évaluations du bruit dans les aéroports, les routes principales à fort trafic et les principales lignes ferroviaires.

Morbidité : elle correspond au nombre de cas de maladies dans une population déterminée, à un moment donné.

Mortalité : elle correspond au nombre de décès rapporté dans une population pour un temps donné.

1 Introduction

1.1 Mise en contexte

L'Aéroport régional de Lausanne - La Blécherette (ARLB ci-après) est une infrastructure aéroportuaire actuellement exploitée par la S.A. du même nom, en vertu d'une concession fédérale en force jusqu'en 2036 et d'un droit de superficie distinct et permanent (DDP) communal valable jusqu'au printemps 2069. L'Office fédéral de l'aviation civile (OFAC) est l'autorité de surveillance, garante d'un fonctionnement de cet aéroport qui satisfait notamment aux contraintes légales environnementales et sécuritaires actuelles.

En parallèle de ce cadre légal, la Ville de Lausanne et la société exploitant l'aéroport mettent en place des mesures concertées dans le but de limiter les nuisances pour les riverains et d'augmenter leur sécurité. Ainsi, depuis 2016, des séances régulières entre le Canton, la Ville, les riverains et les exploitants de l'aéroport ont eu lieu, des mesures de bruit des avions ont été effectuées par un bureau spécialisé, et un protocole d'accord relatif à l'exploitation de l'aéroport a été signé entre ce dernier et la Ville de Lausanne. A la suite de ces démarches, la Ville de Lausanne a continué de répondre de manière spécifique à différents postulats émanant du Conseil communal. Néanmoins, compte tenu des questionnements récurrents d'une frange des riverains et considérant également le développement de l'écoquartier des Plaines-du-Loup, elle a souhaité apporter des éléments de réponse plus globaux sur les impacts économiques et sur la santé de l'infrastructure aéroportuaire. La présente évaluation d'impacts sur la santé (EIS ci-après) répond à ce souhait.

L'approche EIS (cf. section 1.3 pour la méthodologie de ce type d'évaluation) a pour vocation d'apporter des éléments pertinents sur les facteurs susceptibles d'influencer la santé d'une population, ainsi que la distribution de ces impacts au sein de la population. Ces facteurs sont qualifiés usuellement de « déterminants de la santé ». De manière générale, si certains déterminants de la santé ont naturellement trait à la qualité du domaine sanitaire (p. ex. systèmes et infrastructures de soins) et la prise en charge des symptômes, on oublie souvent que la plupart trouvent leur origine à l'extérieur de celui-ci. En effet, ils relèvent autant de la qualité de l'environnement (air, bruit, eaux, sols, paysage, aménagement du territoire), que des modes de vie (alimentation, activité physique, etc.), de facteurs économiques (emplois, revenus) ou sociaux (niveau de formation, lien social) – pour n'en mentionner que quelques-uns. Au même titre que les prédispositions génétiques, ces déterminants vont conditionner l'état de santé et de bien-être de la population. Dans ce cadre, l'EIS s'avère un outil intéressant pour estimer de manière prospective les impacts sur la santé du développement du site de l'ARLB, et éclairer ainsi les décideurs sur les conséquences potentielles sur la santé de la population.

1.2 Objectifs de l'évaluation

Cette évaluation se donne comme **objectif général** d'évaluer les impacts sur la santé, actuels (T_0 : 2019) et potentiels (T_1 à l'horizon 2030) des activités de l'ARLB avec **une focale sur les nuisances sonores**.

Comme évoqué plus haut, la démarche de l'EIS repose sur une analyse et une appréciation de l'ensemble des facteurs qui déterminent la santé d'une population, les déterminants de la santé. La présente évaluation examinera non seulement les conséquences sur la santé et le bien-être causées par le fonctionnement et le développement du transport aérien, mais aussi celles engendrées par le trafic routier.

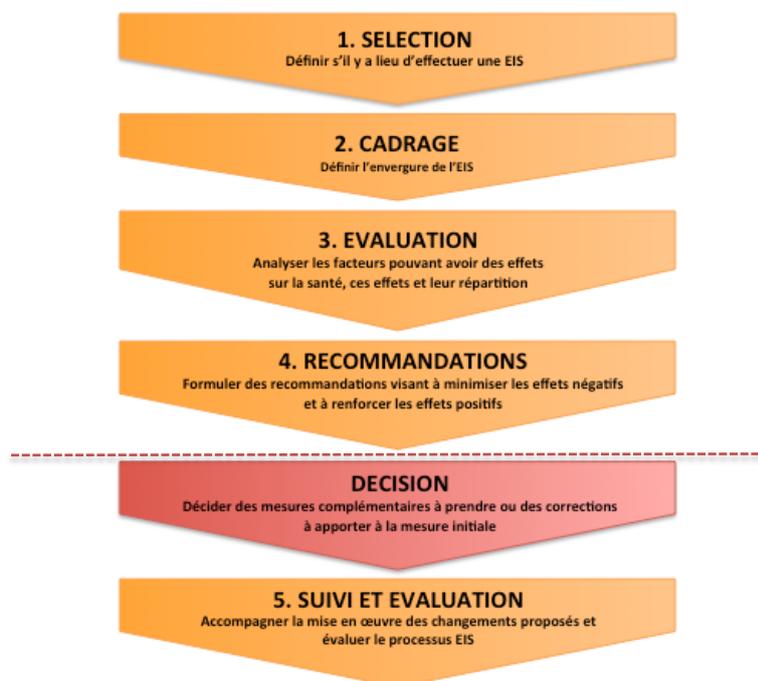
Les **objectifs spécifiques** se déclinent comme suit :

- Estimer le fardeau sanitaire (morbidité et mortalité mesurées en nombre de cas de maladies et en nombre de décès, charge globale en DALYs) résultant de l'exposition à la pollution sonore issue du trafic aérien et du trafic routier sur le périmètre d'étude, dans la situation actuelle (2019) et selon deux scénarii de développement à l'horizon 2030. La *morbidité* d'une population correspond au nombre de cas de maladies dans une population déterminée, à un moment donné. La *mortalité* d'une population correspond au nombre de décès rapporté dans une population pour un temps donné.
- Identifier plus globalement les opportunités pour diminuer les effets négatifs et maximiser les effets positifs de l'activité aéroportuaire sur la santé de la population et dresser une liste de recommandations à cet égard.

1.3 Approche méthodologique générale

La méthodologie EIS repose généralement sur un phasage en cinq étapes. Le processus d'évaluation est schématisé dans la figure ci-après.

Figure 1 : Les étapes de la méthodologie EIS (Diallo et al, 2010:19, adapté par les auteurs)



Dans le cadre de cette évaluation, l'étape de « **sélection** » (étape 1) examinant l'opportunité de réaliser une EIS n'entre pas en ligne de compte, la décision sur ce point étant déjà intervenue. En ce qui concerne la prise de « **décision** » (qui n'est pas une étape de la méthodologie EIS mais y est articulée) et le « **suiwi et évaluation** » (étape 5), il reviendra à la Ville de Lausanne de déterminer les modalités de leur exécution.

Les activités prévues dans la présente étude vont donc se concentrer sur les étapes 2 à 4, avec la définition du périmètre, de la portée et des modalités de l'évaluation (« **cadrage** »), l'exécution d'analyses sur les principaux déterminants de la santé concernés et leurs impacts (« **évaluation** ») et l'énoncé de « **recommandations** » en vue d'apporter des améliorations effectives sur le plan de la santé.

L'articulation du triptyque « **cadrage-évaluation-recommandations** » (étapes 2-3-4, ci-après : A-B-C) peut se décliner en cinq sous-étapes (cf. chiffres relatifs) :

A | Cadrage :

A1 — Identifier les impacts potentiels sur la santé de la population aux différentes phases du projet analysé.

A2 — Sélectionner les principaux impacts produisant des effets significatifs sur la santé, puis déterminer si ces impacts sont globaux ou affectent certains groupes de population de manière disproportionnée, et en définir leurs caractéristiques (permanents ou réversibles ; se produisant sur le court-, moyen- ou long-terme ; ayant des effets cumulatifs ou synergétiques).

B | Évaluation :

B1 — Quantifier et qualifier les impacts sur la santé dans la situation actuelle (2019) et dans le scénario de référence établi à l'horizon 2030 pour le développement de l'ARLB. Cela concerne les différentes catégories de déterminants retenus dans le cadrage.

C | Rapport et Recommandations :

C1 — Rédiger le rapport d'évaluation d'impacts sur la santé reprenant et intégrant les impacts calculés ou qualifiés dans les rapports sectoriels.

C2 — Établir des recommandations permettant d'optimiser les effets positifs et minimiser les effets négatifs sur la santé du développement du GA.

La méthodologie propre à chacune de ces étapes est détaillée dans les chapitres correspondants traitant des différents impacts.

1.4 Dispositif organisationnel

Deux structures accompagnent la réalisation de cette EIS : un groupe technique et un groupe de pilotage.

Le **groupe technique**, constitué d'une équipe de recherche de l'Institut de santé globale de l'Université de Genève, assure la coordination et l'exécution technique de l'évaluation. Il est composé par MM. Nicola Cantoreggi (coordination générale et scientifique), Harris Héritier (analyse quantitative du risque sanitaire), Julien Forbat (revue de littérature et cadrage), Jean Simos (supervision et formulation des recommandations).

Le **groupe de pilotage** est mobilisé pour la définition du périmètre de l'évaluation, le lancement du processus d'évaluation et la discussion des différents documents et présentations intermédiaire et final. Il se compose de trois représentants du mandant (M. Jérémias Blaser, Secrétaire général ; M. Claude Thomas, délégué à l'environnement, Direction du logement, environnement et architecture et M. Alessandro Dozio, Chef de l'office d'appui économique et statistique, Ville de Lausanne) et deux des responsables du mandataire (MM. Cantoreggi et Simos).

D'autres personnes-ressources ont été mobilisées, par des entretiens ou d'autres contacts, pour parfaire la récolte d'informations ou d'autres éléments probants pour cette évaluation :

- M. Clive Muller, chef de la division air, climat et risques technologiques, Direction générale de l'environnement, Canton de Vaud
- M. Bruno De Siebenthal, président du Conseil d'administration ARLB
- M. Lionel Ducret, membre du Conseil d'administration ARLB
- M. Martin Weber, chef d'aéroport ARLB
- M. Fabien Ohl, représentant de l'Association de défense des riverains de la Blécherette (ADRB)
- M. Pedro Marques-Vidal, Professeur ordinaire CHUV, responsable étude PsyCoLaus
- Mme Murielle Bochud, Professeure Unisanté Vaud.

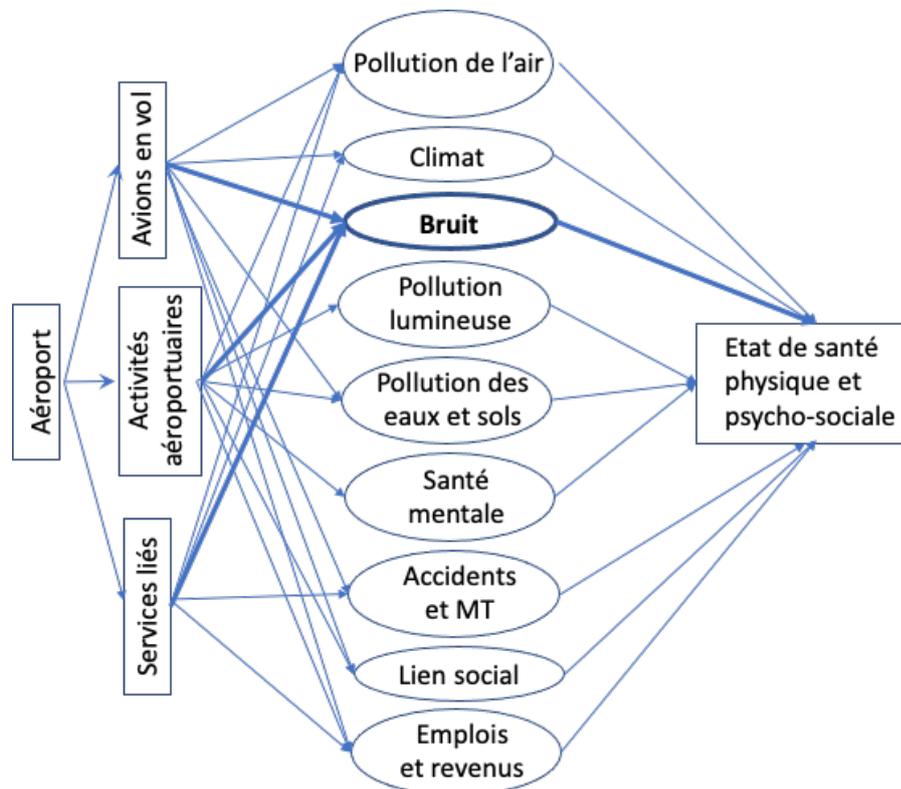
2 Cadrage de l'évaluation : revue de la littérature

Le présent cadrage formalise l'étape n° 2 de la méthodologie EIS.

Le cadrage a pour but de définir et d'affiner le périmètre de l'évaluation ; il est préparé et proposé par le groupe technique et validé par le groupe de pilotage. Il s'agit d'identifier, sur la base de la littérature et des éléments déjà disponibles, les impacts principaux produisant des effets significatifs sur la santé.

Au début de la phase de cadrage, un modèle logique doit être établi afin de mieux orienter la revue de la littérature vers les pistes les plus probantes pour identifier les impacts les plus significatifs. Sur la base de nos connaissances antérieures, notamment de l'EIS menée en 2016 sur le développement de l'aéroport international de Genève, nous avons élaboré le modèle présenté sur la figure 2. Conformément aux indications du cahier de charges de la présente étude et à la suite des échanges intervenus au niveau du groupe de pilotage, le déterminant des nuisances sonores (bruit) a été particulièrement mis en évidence pour la suite de l'analyse, et c'est pour cela qu'il est représenté en gras (et ses cheminements aussi) dans cette figure.

Figure 2 : Le modèle logique de l'étude



2.1 Introduction

La revue de littérature qui suit se concentre sur les potentiels impacts sur la santé engendrés par les aéroports de taille petite ou intermédiaire dont la définition varie entre États (cf. tab. 1 ci-après). Aux États-Unis par exemple, le volume des vols réalisés par l'aéroport est le principal critère déterminant sa catégorie (FAA 2022). En Suisse, les usages de l'aéroport sont déterminants quant à sa classification. L'ARLB est ainsi formellement considéré comme l'un des onze aéroports régionaux que compte le pays – ceux-ci étant « avant tout destinés à l'aviation d'affaire, à l'aviation de tourisme et au travail aérien » (OFAC 2022) – c'est-à-dire de taille intermédiaire entre les

aéroports nationaux (Bâle, Genève et Zürich) et les champs d'aviation (OFAC 2020). Concrètement, l'ARLB a enregistré un peu moins de 16'000 passagers en 2020, dont environ 92 % sur des vols non commerciaux, c'est-à-dire principalement de loisir ou de formation, dont (OFS and OFAC 2021).

Tableau 1: Des terminologies divergentes

Dénomination	Pays	Définition
Aérodrome régional	Suisse	“Les aérodromes régionaux sont avant tout destinés à l’aviation d’affaire, à l’aviation de tourisme et au travail aérien. [...] En outre, les aérodromes régionaux ont une grande importance dans le domaine de la formation aéronautique et de l’aviation sportive.” (OFAC 2022)
General aviation airport	Etats-Unis	“Civilian airports that do not serve scheduled passenger service are typically known as general aviation airports. These airports usually serve private aircraft and small aircraft charter operations.” (FAA 2022)
Regional airport	Royaume-Uni	“Here regional airports are defined as being any UK passenger airport with scheduled passenger services, other than London airports (Heathrow, Gatwick, Stansted, London Luton, Southend and London City).” (Tyers 2022)

Ces différences de définition se reflètent dans le nombre de passagers enregistrés par des aéroports dits « régionaux » (cf. tab. 2 ci-après).

Tableau 2: Nombre de passagers par aéroport (année 2020)

Aéroport	Nombre de passagers
ARLB (aérodrome régional)	15'937
Genève Aéroport (aéroport international)	5'588'256
Leeds Bradford Airport (regional airport)	4'000'000
Bristol Airport (regional airport)	2'194'524
Phoenix Deer Valley Airport (general aviation airport)	(mouvements d'aéronefs) 402'444

2.2 Méthodologie

Une revue de littérature a été effectuée concernant les impacts sur la santé des aéroports de petite taille (ou régionaux). Les études, rapports et articles scientifiques consacrés aux aéroports internationaux et aux champs d'aviation n'ont donc pas été retenus. Ensuite, afin de tenir compte des développements récents scientifiques et techniques du secteur aérien, seules les sources publiées lors des quinze dernières années ont été sélectionnées. Les recherches bibliographiques ont été menées en utilisant Google Scholar et en employant les termes suivants : « aéroport / airport » + « petit / small » / « régional / regional » + « évaluation d'impact sur la santé / health impact assessment », « impact santé / health impact », « facteur santé / health factor ». Les documents ainsi obtenus ont finalement été triés pour s'assurer qu'ils soient pertinents quant au type d'aéroport concerné¹. Au total, 29 références ont été retenues, la majorité d'entre elles se concentrant sur les questions de pollution de l'air et de nuisances sonores. La liste des publications non retenues est présentée en annexe 7.2.

¹ La seule exception notable étant la littérature concernant les nuisances sonores. En effet, en l'absence de sources se concentrant sur les aéroports de petite taille, des études analysant la situation à proximité des aéroports de grande taille ont également été prises en compte.

2.3 Évaluations d'impact sur la santé antérieures

Les sources les plus complètes quant aux impacts des aéroports sur la santé sont les évaluations d'impact sur la santé (EIS). Généralement conduites lorsqu'un projet d'agrandissement est prévu, elles visent à évaluer les conséquences sur la santé à la fois des travaux de construction et des nouvelles capacités de l'aéroport une fois les travaux achevés. Récemment, deux EIS importantes ont été publiées concernant des aéroports anglais : Bristol (Beagley, Hilton et al. 2018) et Leeds (Cave and Pyper 2020a). Ces deux EIS adoptent des approches très semblables, tant au niveau méthodologique que dans celui des facteurs d'impact sur la santé pris en compte, qui mettent en évidence les critères clefs d'une analyse exhaustive. Premièrement, ces EIS se réfèrent à un contexte législatif national et à des documents stratégiques internationaux (OMS par exemple), nationaux, régionaux et locaux en matière d'aménagement du territoire, d'économie et de transport. Deuxièmement, l'échelle spatiale sur laquelle elles se basent distingue entre (1) la zone du site de l'aéroport, (2) le niveau local, (3) le niveau régional, (4) le niveau national (et éventuellement international pour certains types d'effets sur la santé transfrontaliers). Troisièmement, ces EIS distinguent plusieurs horizons temporels en fonction de la durée des travaux prévus mais également en fonction des effets attendus sur la santé (très court, court, moyen et long termes). À noter que l'évaluation des impacts sur la santé se fait en comparaison d'un scénario de référence (*baseline scenario*) correspondant à une situation sans développement supplémentaire de l'aéroport en question et établi d'après les sources statistiques existantes. Quatrièmement, ces EIS distinguent plusieurs groupes de population vulnérables (enfants, personnes âgées, personnes à faible revenu, etc.) susceptibles d'être impactés différemment en fonction des déterminants de la santé considérés. Finalement, ces EIS tentent d'évaluer si un problème de santé lié à l'aéroport est, d'une part, probable – c'est-à-dire faisant le lien entre une source d'impact sur la santé, une voie de transmission et un récepteur humain (*source, pathway, receptor*) – et, d'autre part, significatif du point de vue des différents groupes de population identifiés préalablement.

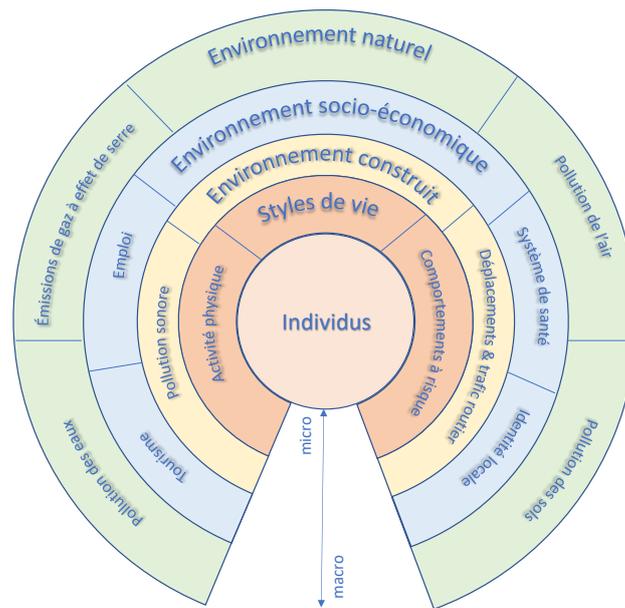
2.4 Healthy Airports Checklist

L'Université de Nouvelle-Galles du Sud à Sydney a récemment développé une liste de 12 critères (cf. annexe 7.2) à prendre en compte afin d'assurer que le développement des aéroports soit durable et favorable à la santé (Leeuw, A. Crimeen et al. 2018; Crimeen, Leeuw et al. 2019). Initialement conçu pour être utilisé dans le cadre de la construction d'un nouvel aéroport à Sydney (*Western Sydney Airport*), ce document a depuis été largement repris à travers le monde comme outil d'analyse et de réflexion, notamment par l'aéroport de Leeds qui propose un passage en revue exhaustif des critères en question, même si ceux-ci ne constituent pas à proprement parler la base de l'EIS réalisée (Cave and Pyper 2020b: 54).

3 Impacts sur la santé pris en compte – focale sur le bruit

Suivant une approche systémique des déterminants de la santé (Dahlgren and Whitehead 1991), plusieurs types d'impacts sur la santé vont être pris en compte dans cette revue de littérature. Du point de vue de l'environnement naturel, les effets de l'activité aéroportuaire sur les émissions de gaz à effet de serre, la qualité de l'air, la qualité des sols et la qualité des eaux de surface et souterraines. Du point de vue de l'environnement construit, la pollution sonore provoquée par l'activité aéroportuaire ainsi que les effets du trafic routier dans les environs de l'aéroport, notamment en termes d'accidents. Du point de vue économique, les effets sur l'emploi et sur le système de santé. Du point de vue social, les effets de la présence d'un aéroport sur l'identité locale. Du point de vue des styles de vie, les impacts sur le niveau d'activité physique ou sur certains comportements à risque, par exemple la consommation d'alcool.

Figure 3 : Déterminants de la santé pris en compte (inspiré de Dahlgren & Whitehead 1991)



Toutefois, dans le contexte de l'ARLB, la question des nuisances sonores est au centre des préoccupations ; c'est pour cela que ce chapitre sera exclusivement consacré à présenter les données relatives. Les éléments complémentaires de la revue de la littérature sont présentés en annexe 7.1.

3.1 Gêne / perturbation (Annoyance)

Les études analysant la relation entre le bruit produit par les aéroports et la santé humaine sont rares, quasi inexistantes en ce qui concerne des évaluations se focalisant sur les aéroports de petite taille (Harley 2021). Par conséquent, et compte tenu de l'importance de cette problématique en Europe, quelques études menées en lien avec des aéroports internationaux sont citées. En effet, le bruit aérien est considéré comme plus dérangeant que le bruit routier ou ferroviaire (AEE 2020: 32) et en sus il représente une charge de morbidité environnementale loin d'être négligeable, comprise entre 18'000 et 43'000 DALYs/an², ce qui représente entre 3,6% et 4% de la somme totale de ces DALYs et concerne environ 1.4 millions de personnes en Europe (EEA 2021). Dans le cas des aéroports de Bristol et Leeds, les conclusions des évaluations d'impact sur la santé indiquent que les effets du bruit produits par l'activité aérienne et automobile aux abords de l'aéroport sont marginaux pour la population locale et faiblement négatifs pour les groupes de population vulnérables, c'est-à-dire les riverains, les personnes jeunes et âgées et les personnes souffrant d'un état de santé dégradé. Toutefois, il est noté que le bruit aérien provoquerait davantage de nuisances que le bruit routier, particulièrement pour les riverains dénués d'isolation sonore et durant certaines périodes de l'année, en été notamment lorsque les fenêtres sont souvent ouvertes. Les problèmes de santé concernés sont un risque accru de maladies cardiovasculaires ainsi, des troubles du sommeil et mentaux (stress, anxiété, dépression). Des effets négatifs sur la capacité d'apprentissage ont aussi été observés (principalement dans le cas d'écoles situées à proximité d'un aéroport). Notons en outre que si des effets de seuil peuvent être identifiés en termes de décibels,

² DALYs : *Disability-Adjusted Life Years*. En français, le terme d'Années de Vie Corrigées de l'Invalidité est utilisé (AVCI). Cette métrique permet d'additionner les années de vie perdues par rapport à l'espérance de vie, en raison d'un décès prématuré avec les années de vie en moins bonne santé (corrigées donc d'un coefficient qui est spécifique à chaque maladie ou handicap) pour cause de maladie ou incapacité. Le chiffre obtenu correspond à la somme de toutes les années de vie en bonne santé perdues en raison d'un décès prématuré ou d'une invalidité de toutes les personnes touchées par une pathologie donnée.

la nature subjective de la perception du bruit implique également que des effets sur la santé puissent survenir en l'absence de seuils reconnus en dB (Beagley, Hilton et al. 2018: 41; Cave and Pyper 2020a: 44).

3.2 Perturbation du sommeil

L'OMS estime que les troubles du sommeil étaient l'effet non auditif le plus néfaste de l'exposition au bruit environnemental : en effet, un sommeil non perturbé d'un nombre suffisant d'heures est nécessaire pour la vigilance et la performance pendant la journée, pour la qualité de vie et pour la santé. Elle a défini deux seuils concernant le bruit produit par les avions : un seuil à 40 dB(A), au-delà duquel des effets néfastes sur le sommeil se produisent, et un seuil à 45 dB(A) à partir duquel des effets néfastes sur la santé se manifestent (OMS Europe 2018). Une méta-analyse de 24 études, incluant près de 23 000 individus exposés à des niveaux de bruit nocturnes allant de 45 à 65 dB(A), a constaté que le bruit des avions était associé à une plus grande perturbation du sommeil autodéclarée que le bruit de la circulation routière (Miedema & Vos 2007). Une autre méta-étude postérieure portant sur 12 études publiées dans des revues scientifiques à comité de lecture a montré que toutes les études de qualité moyenne à élevée ont montré un lien entre les événements sonores des avions et les troubles du sommeil tels que les réveils, la diminution du temps de sommeil à ondes lentes ou l'utilisation de somnifères (Perron et al. 2012). Elle suggère donc clairement qu'il existe une relation causale entre l'exposition au bruit des avions et les troubles du sommeil. Il s'agissait principalement d'études expérimentales portant sur des adultes en bonne santé ; d'autres études sont nécessaires pour déterminer l'impact du bruit des avions sur les troubles du sommeil des personnes de plus de 65 ans et des personnes atteintes de maladies chroniques.

Au Québec, les données collectées indiquent que le bruit aérien est loin d'être négligeable, tant en termes de dérangements occasionnés que de perturbation du sommeil. Ainsi, 6% de la population québécoise déclare être modérément ou fortement gênée par le bruit des avions ou des aéroports (INSPQ 2019). Une étude menée dans les environs de l'aéroport de Montréal démontre qu'en fonction de la méthodologie retenue (réveils additionnels, Noise Exposure Forecast, Day-Evening-Night Levels) et des seuils en dB(A), l'étendue des perturbations engendrées par les vols peut varier considérablement, allant dans ce cas d'une zone comprenant entre 480 et plus de 25'000 unités d'habitation (Smargiassi, Plante et al. 2014). Pour autant, le principe de l'existence d'une perturbation demeure valable. Une autre étude approfondie menée dans le voisinage de l'aéroport de Philadelphie a montré que ceux vivant à proximité de l'aéroport ont signalé une moins bonne qualité de sommeil et une moins bonne santé que le groupe témoin en général, même si en les interrogeant le matin sur leur sommeil de la dernière nuit, aucune différence significative n'a été trouvée entre les groupes (Basner 2019). De même, dans une étude menée au voisinage de l'aéroport El Dorado de Bogota, le PSQI³ a montré que 87% de la population enquêtée dans la zone d'étude souffrait de troubles du sommeil (De Lucque Villa 2020).

Par ailleurs, il faut tenir compte du fait que les enfants dorment en dehors des heures typiques utilisées pour indiquer l'exposition nocturne au bruit autour des aéroports (par exemple, L_{night} est généralement comprise entre 23h00 et 07h00), de sorte que les expositions pendant les heures du soir et du matin, qui tomberaient dans les mesures d'exposition diurne restent pertinentes lorsque l'on considère les troubles du sommeil effets pour les enfants (Clarck 2015). Une étude menée en Allemagne et visant à examiner les effets aigus du bruit nocturne des avions sur le sommeil des enfants de l'école primaire, a montré que l'exposition au bruit des avions affecte la macrostructure du sommeil des enfants (Bartels et al. 2019). Des effets significatifs ont été trouvés pour la proportion de sommeil à ondes lentes par temps de sommeil total ainsi que pour la durée d'éveil pendant la période de sommeil. Ces perturbations mineures mais récurrentes du sommeil à ondes lentes ont été postulées comme un risque de maladies métaboliques, cognitives et cardiovasculaires.

³ Pittsburgh sleep quality index.

3.3 Maladies cardiovasculaires

En Suisse, un projet de recherche basé sur la Swiss National Cohort et comptant 4,6 millions de personnes a montré que les effets du bruit aérien sont significativement corrélés avec les infarctus du myocarde mais pas d'autres causes de mortalité, telles que les maladies circulatoires ou cérébrales-vasculaires (Huss, Spoerri et al. 2010). Plus récemment, une étude basée sur la population vivant à proximité de l'aéroport de Zürich a montré une corrélation significative et relativement importante entre bruit nocturne lié aux mouvements aériens et maladies cardiovasculaires. L'impact étant particulièrement important pour les personnes vivant dans des zones à faible bruit autoroutier ou ferroviaire et dans des logements relativement anciens (constructions antérieures à 1970). L'étude estime ainsi qu'environ 3% des décès liés à des maladies cardiovasculaires peuvent être imputés au bruit aérien nocturne (Saucy, Schäffer et al. 2020). En France, une étude analysant le risque d'hypertension artérielle aux abords de trois des principaux aéroports du pays (Paris, Lyon et Toulouse) a mis en évidence un risque relatif rapproché (OR, odds ratio) de 1,34 lors d'une augmentation de 10 dB(A) du bruit aérien nocturne, en tenant compte des facteurs confondants tels que l'âge ou le niveau d'activité physique (Evrard, Lefèvre et al. 2017). Aux Etats-Unis, une étude portant sur environ 6 millions de personnes âgées de plus de 65 ans a mis en évidence une corrélation entre nuisances sonores des aéroports inclus dans l'étude (89 au total) et maladies cardiovasculaires, avec un taux d'hospitalisations plus élevé de 3,5% associé aux localités où les émissions sonores dues aux avions étaient supérieures de 10 dB(A) (Correia, Peters et al. 2013).

Dans le cas de l'aéroport de Bristol, les conclusions de l'évaluation d'impact sur la santé indiquent que les effets de la création d'emplois sont potentiellement bénéfiques sur la santé et le bien-être des personnes concernées, notamment en permettant l'acquisition de ressources (financières) favorables à la santé, par exemple en termes d'alimentation ou de logement. Dans ce cas, les groupes de population vulnérables les plus à même de profiter des opportunités d'emploi étaient principalement composés des personnes modestes ou sans emploi (Beagley, Hilton et al. 2018: 46, Cave and Pyper 2020a: 50).

4. Évaluation des impacts

4.1 Périmètre de l'étude et population

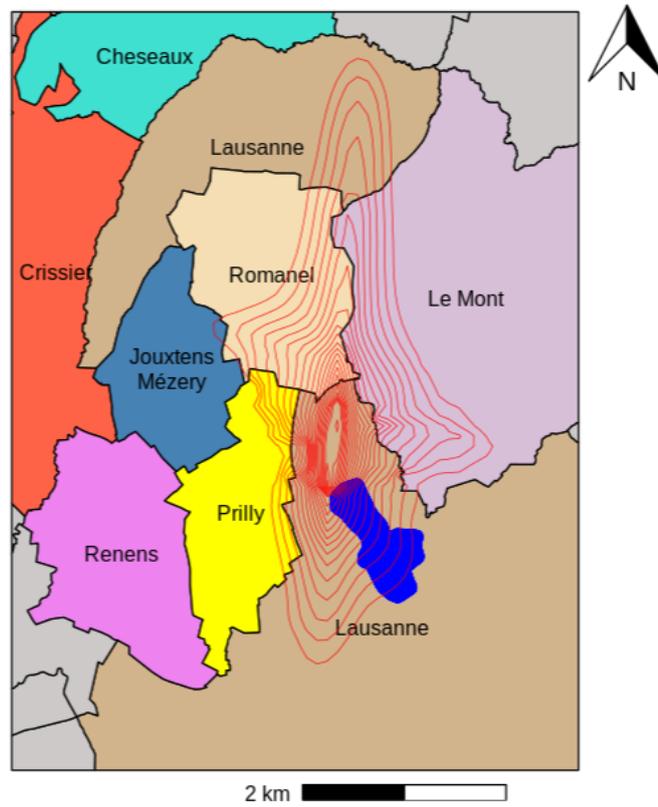
Les limites du périmètre d'étude sont présentées dans la fig. 4 ci-après. Elles ont été définies sur la base de l'extension spatiale des courbes de bruit tels que définies dans le cadastre de bruit, établi en 2009 (OFAC, 2009). La courbe extérieure correspond à 48 dB(A) L_{den}^4 , le niveau de bruit augmentant graduellement en progressant vers l'intérieur du périmètre.

Les communes retenues sont celles traversées par au moins une courbe de bruit. Cela comprend les communes et codes postaux (NPA) suivants : 1004 (Lausanne), 1008 (Prilly), 1018 (Lausanne), 1032 (Romanel), 1052 (Le Mont-sur-Lausanne). Après analyse de la trame bâtie, la commune de Jouxens-Mézery (1008), concernée que très marginalement par l'exposition aux courbes de bruit cadastré, a été exclue de l'analyse quantitative du risque sanitaire.

Au cœur du périmètre d'étude, se trouve le quartier des Plaines-du-Loup, dont le développement intégral (PA1-PA4), va se traduire par environ 7'620 habitants et 3'830 emplois supplémentaires.

⁴ En guise de comparaison, le bruit d'une machine à laver est estimée à 50 dB(A) - cf. chapitre 4.4.1 pour plus de détails.

Figure 4 : Périmètre de l'étude



Les contours du bruit (courbes isophones) sont représentés en rouge tandis que le secteur des Plaines-du-Loup est représenté en bleu.

Tableau 3 : Population dans la zone et le périmètre d'étude, en 2019 et en 2030, par groupes d'âge

	Groupes d'âge	2019	2030
Population dans la zone d'étude	<20 ans	32'778	34'302
	20-65 ans	101'305	106'016
	>65 ans	29'787	31'172
	Total	163'870	171'490
Population dans le périmètre d'étude (zone d'exposition au bruit > 48 dB)	<20 ans	4'326	5'850
	20-65 ans	12'938	17'649
	>65 ans	4'230	5'615
	Total	21'494	29'114

La distribution des âges dans le quartier des Plaines-du-Loup a été projetée sur la base de la distribution des âges observée dans la zone d'étude⁵. En 2030, du fait de l'augmentation significative des habitants dans le quartier des Plaines-du-Loup, proche de l'ARLB, la population exposée à un niveau de bruit susceptible de produire des effets sur la santé (>48 dB) est proportionnellement nettement plus importante (+ 30% vs 3,9%) que pour la zone d'étude dans son ensemble.

4.2 Scenarii d'étude : années 2019 et 2030

Dans le but de pouvoir fournir les données nécessaires aux analyses d'impacts sur la santé (morbidité et mortalité) de l'exposition au bruit aéroportuaire, trois scenarii ont été établis, en partant d'une double hypothèse de stabilité des nuisances sonores :

1. **Bruit des avions** : cette hypothèse a été retenue à la lumière du plafonnement du nombre de mouvements (décollages et atterrissages) à 45'000, limite définie dans le cadre du cadastre de bruit (OFAC, 2009), qui, à ce jour, n'a jamais été atteinte.
2. **Bruit du trafic routier**. Les études de transports disponibles (Transitec 2015) tablent sur une augmentation du trafic routier autour du périmètre des Plaines-du-Loup en particulier dans sa partie nord : +10% sur le tronçon nord de l'avenue du Grey (+1'700 véh/j) ; +5% sur les routes de Romanel (+900 véh/j) et du Châtelard (+800 véh/j) et l'avenue du Vélodrome (+200 véh/j) ; moins de +5% sur les tronçons restants du réseau routier. Le trafic orienté vers le sud, est de l'ordre de 400 véh/j, repartie de manière homogène sur l'avenue Bergières et le tronçon sud de la route des Plaines-du-Loup.

Néanmoins, plusieurs éléments plaident pour retenir une hypothèse de stabilité relative quant aux émissions sonores. En premier lieu, ces chiffres sont actuellement ré-évalués et devraient être revus à la baisse (C. Thomas, communication personnelle). En deuxième lieu, les tendances actuelles en matière d'évolution du parc automobile laissent présager une augmentation de la part relative des véhicules électriques qui va avoir des impacts significatifs sur le niveau d'exposition au bruit. Les mesures prévues dans le cadre du Plan Climat de la Ville de Lausanne, en particulier celles prévues dans l'axe 10 (diminution de la part modale des transports individuels motorisés (TIM) et propulsions alternatives pour les TIM restants), sont de nature à permettre l'atteinte de cet objectif.

Dans les deux cas de figure, l'augmentation estimée des impacts sur la santé résulte donc d'un plus grand nombre de personnes (augmentation démographique attendue) exposées à un niveau de bruit globalement inchangé.

Étant donné que les conséquences pour la santé peuvent dépendre non seulement de la modification de l'exposition due aux activités aéroportuaires, mais aussi d'une modification du nombre de personnes et de la structure d'âge, **trois scénarii différents** ont été retenus :

- Scénario 1 : Exposition au bruit des avions et du trafic routier en 2019 pour la population de 2019 (scénario de référence).
- Scénario 2 : Exposition au bruit des avions et du trafic routier (poursuite des opérations aéroportuaires) en 2019 pour la population projetée en 2030.
- Scénario 3 : Exposition au trafic routier (arrêt des opérations aéroportuaires, bruit nul des avions) en 2030 pour la population projetée en 2030.

⁵ Des erreurs d'arrondi peuvent se produire dans la mesure où les données STATPOP, calibrées à l'hectare, n'indiquent pas les habitants par hectare en dessous de 3 personnes.

4.3 Impacts sanitaires de l'exposition au bruit

4.3.1 Méthodologie

La méthodologie générale pour évaluer les impacts sur la santé consiste à combiner l'exposition au bruit des avions (et du trafic routier) avec les fonctions de risque existantes associant les effets sur la santé (fonctions exposition-réponse) et les données de base de morbidité et de mortalité pour la zone d'étude spécifique. Il convient de préciser que les données de morbidité correspondent à celles attestées par la statistique hospitalière ; elles n'intègrent donc pas les données issues des cabinets médicaux, qui ne sont que très difficilement accessibles. Cela permet d'obtenir les nombres minimaux de décès et de cas de maladies qui peuvent être attribués à la différence d'exposition de la population résultant des changements attendus ou hypothétiques dans les activités, les infrastructures, les plans d'atténuation du bruit, etc., par rapport à un scénario de référence.

Plus précisément, cette étude évalue la variation de l'exposition au bruit des avions et à celui du trafic routier, pondérée par la population, en 2019 et 2030, et ses conséquences pour la santé.

Indicateur de pollution sonore L_{den}

Le L_{den} ($L_{day-evening-night}$) est une norme européenne visant à exprimer le niveau de bruit sur une journée entière.

Il impose une pénalité sur les niveaux sonores pendant la soirée et la nuit et il est principalement utilisé pour les évaluations du bruit à proximité des aéroports, des routes principales à fort trafic, des principales lignes ferroviaires.

Le L_{den} n'est pas une grandeur acoustique mesurée dans le cadre des dispositions légales établies dans l'Ordonnance fédérale de protection contre de bruit (OPB). Il a été néanmoins retenu parce qu'il s'agit de la grandeur acoustique la plus utilisée dans les études épidémiologiques s'intéressant à l'estimation des impacts du bruit sur la santé. Dans cette étude il permet à la fois de calculer les immissions issues du trafic diurne de l'ARLB que de celles produites (jour et nuit) par le trafic routier.

Une exposition à 50 dB(A) L_r , le niveau d'évaluation utilisé dans l'OPB, correspond à une exposition à 48 dB(A) L_{den} (Brink et al. 2018).

Données populationnelles

Les données de population pour 2019 ont été extraites du jeu de données STATPOP hectare, fourni par l'Office fédéral de la statistique (OFS). **La grille de 100x100m pour la zone d'étude a été découpée en utilisant les polygones des municipalités de la zone d'étude** (swissBOUNDARIES3D Gemeindegrenzen - opendata.swiss). Les centroïdes des données de la grille ont ensuite été extraits et utilisés pour l'évaluation ultérieure de l'exposition au bruit. La population projetée pour 2030 a été calculée en ajoutant à la population 2019 le nombre estimé de nouveaux habitants dans les différents sous-projets des Plaines-du-Loup.

Figure 5 : Secteur des Plaines-du-Loup



Les habitants sont répartis comme suit :

- PA 1 : 2'300
- PA 2 : 2'400
- PA 3 : 2'290
- PA 4 : 630.

Données sanitaires

Les données de mortalité (basées sur la cohorte nationale suisse) et celles relatives aux hospitalisations (basées sur la statistique médicale des hôpitaux) pour la zone d'étude ont été obtenues auprès de l'Office fédéral de la statistique (OFS). Les catégories de pathologies et les pathologies spécifiques pertinentes, choisies sur la base de la Classification statistique internationale des maladies (CIM-10), sont présentées dans le tableau 4 ci-après. Les données sont stratifiées par genre et classes d'âge.

Tableau 4 : Pathologies en relation avec une exposition au bruit > 48 dB (A)

Catégorie	Code CIM-10
Maladies de l'appareil circulatoire (dans leur ensemble)	I00-I99
Maladies cardiaques ischémiques (dans leur ensemble)	I10-I25
Maladies hypertensives	I10-I15
Infarctus	I21-I22
Insuffisance cardiaque	I50
Maladies cérébro-vasculaires	I60-I64
Infarctus cérébral	I63 (sans I63.6)

Données d'exposition au bruit

Les contours de bruit 2019 modélisés par incrément de 1 dB de 50 dB(A) à 73 dB(A) pour l'ARLB ont été téléchargés sur le site web de l'Office fédéral de l'aviation civile - OFAC (data.geo.admin.ch). Le L_r a été converti en L_{den} sur la base des estimations de la littérature scientifique. De même, les données sur le bruit du trafic routier nocturne ont été téléchargées sur le site de l'Office fédéral de l'environnement (geocat.ch - Catalogue) et le L_{night} a été converti en L_{den} . Aux fins de l'analyse, la même conversion aurait pu être réalisée à partir des données diurnes, le résultat en termes de L_{den} étant au final le même. La méthodologie de conversion est détaillée dans la publication de Brink et al. (2018) précédemment mentionnée.

Les estimations de l'exposition au bruit ont été extraites pour chaque centroïde de population, attribuant ainsi une valeur d'exposition à chaque élément de la grille hectométrique (100m x 100m) ayant servi pour définir l'unité de mesure de base à l'intérieur de la zone d'étude. L'exposition au bruit pondérée par la population a été calculée en utilisant le seuil de 48 dB(A), en dessous duquel aucun effet n'est attendu (Vienneau et al. 2015), ainsi les cellules avec une exposition plus faible se sont vues assigner une valeur de 0 dB dans le calcul d'exposition.

Calcul de la gêne, des perturbations du sommeil, des hospitalisations et du poids de la mortalité

Les estimations du risque de réponse à l'exposition ont été dérivées de travaux similaires menés à l'échelle nationale (Vienneau et al. 2015).

Le calcul de la charge sanitaire due au bruit des avions et du trafic routier a été effectué comme suit : les taux de mortalité et d'hospitalisation dérivés pour la zone d'étude ont été utilisés pour calculer les changements dans les décès et les cas de maladie apportés par le bruit des avions et du trafic routier dans la zone exposée au bruit des avions. La différence entre les scénarios a été déterminée en calculant la fraction attribuable à la population (FAP⁶) appliquée aux données sanitaires de base pour obtenir le nombre de cas par an attribuables au bruit des avions et du trafic routier (Hellmuth et al. 2012). La mortalité et les hospitalisations ont été supposées rester constantes dans le temps.

La proportion de sujets fortement gênés par une source de bruit particulière a été calculée sur la base de l'exposition pondérée de la population et des équations de réponse à l'exposition spécifiques à la source de bruit développées par Miedema et al. (2004). De même, la proportion de sujets fortement perturbés dans leur sommeil par le bruit du trafic routier a été calculée sur la base de l'exposition pondérée par la population et de la réponse à l'exposition tirée de la littérature (Basner & McGuire 2018). Le bruit des avions n'a pas été considéré pour ce dernier calcul, car il n'y a pas d'opérations nocturnes à l'ARLB.

Calcul des DALYs liées à la gêne

Les années de vie corrigées de l'invalidité (AVCI, ou DALY plus usuellement) liées à la gêne ont été calculées en considérant la population exposée à des niveaux de bruit des avions et du trafic routier supérieurs à 48 dB(A) séparément pour chaque scénario. La population regroupée en 3 catégories d'âge (moins de 20 ans, entre 20 et 65 ans, et plus de 65 ans) a été supposée être affectée de manière égale par la gêne. Pour chaque groupe d'âge de la population, l'âge moyen a été calculé et une espérance de vie de 83 ans a été considérée comme le moment où l'exposition s'arrête. Les pondérations d'invalidité de 0.02 (Intervalle de confiance 0.01-0.12) recommandées par l'OMS (WHO 2007) ont été appliquées dans le calcul.

⁶ En épidémiologie, la « fraction attribuable dans la population » ou FAP mesure le nombre de cas attribuables à un facteur de risque d'exposition spécifique (dans le cas présent, le bruit) sur l'ensemble de cas totaux attribués à une pathologie donnée (dans le cas présent, les trois pathologies retenues dans l'étude et dont les cas de maladies peuvent, entre autres, être provoqués par une exposition au bruit).

4.3.2 Résultats

4.3.2.1 Exposition de la population au bruit des aéronefs et au bruit routier

Tableau 5 : Exposition L_{den} , dB(A) pondérée sur la population au bruit des aéronefs, en 2019 et 2030 (ensemble de la zone d'étude)

Indicateur	2019	2030
Population totale	163'870	171'490
Excès de bruit des aéronefs pondéré sur la population L_{den} dB(A)	1.88 (*)	2.10 (*)
% population exposée au-delà de 48 dB(A)	13.12	16.97
Total population exposée au-delà de 48 dB(A)	21'494	29'114
% de pop. fortement gênée	4.71	4.91
Total population fortement gênée	1'012	1'429

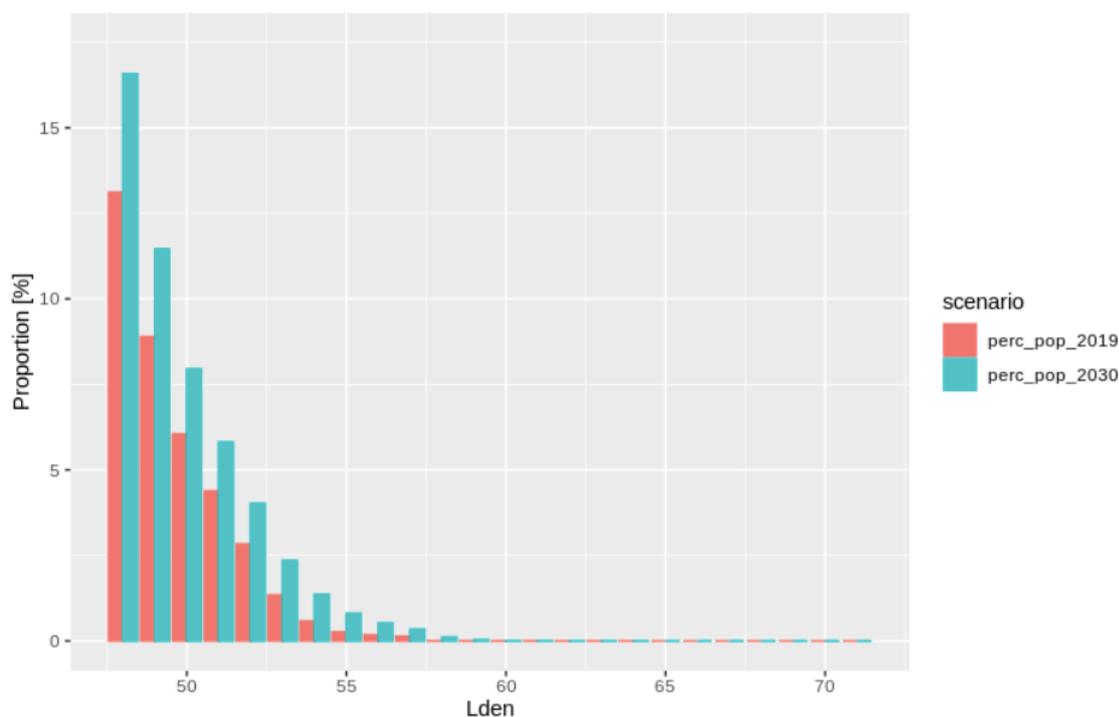
* Moyenne pondérée (en dB(A)) sur la population des expositions au-delà de 48 dB(A).

Le terme « excès » qualifie le niveau de bruit dépassant le seuil de 48 dB(A) L_{den} , retenu dans la présente évaluation comme seuil au-delà duquel le bruit produit des effets sur la santé. Il a été calculé comme suit : la population a été distribuée sur le périmètre d'étude suivant une grille hectométrique (carré de 100 m x 100 m). Pour le centroïde de chaque carré (point d'une zone géographique d'étendue relativement faible, choisi au voisinage de son centre de gravité et dont les coordonnées servent de localisant pour cette zone), a été calculé une exposition moyenne au bruit et la moyenne sur l'ensemble des carrés a été finalement calculée. Pour rappel, ne rentrent dans ce calcul que les carrés où il existe une exposition moyenne égale ou supérieure à 48 dB(A) L_{den} : les carrés présentant une exposition inférieure à ce seuil se voyant attribuer une valeur de zéro. Dans ce cadre, comme le périmètre d'étude est délimité par des courbes de bruit aérien de 48 dB(A) L_{den} ou supérieures, aucun carré considéré pour le calcul du bruit aérien ne s'est vu attribuer la valeur de zéro.

La zone d'étude couvrant la totalité des municipalités étudiées compte 163'869 habitants dont 13% sont exposés à des niveaux de bruit aérien en L_{den} supérieurs à 48 dB(A) potentiellement dommageables pour la santé. A l'horizon 2030, on peut s'attendre à une légère augmentation de ce pourcentage, qui atteindra les 16%. L'excès moyen de bruit pondéré sur la population approche les 2 dB(A) en 2019 et va dépasser ce seuil en 2030. Sur cette même zone d'étude, 4.7% de la population, représentant environ 1'000 personnes, peut être considérée comme fortement gênée⁷, et cette valeur va augmenter de presque 50% à l'horizon 2030, pour concerner un peu moins de 1'500 personnes.

⁷ Le niveau de gêne est usuellement mesuré selon une approche mixte. La mesure objective d'exposition en dB(A) est comparée à l'appréciation faite par la population exposée sur une échelle soit numérique (en 11 points) soit verbale (la *likert scale*, en 5 échelons) (Fields et al. 2001). La forte gêne concerne les valeurs les plus élevées des deux échelles.

Figure 6 : Distribution de la population exposée au-delà de 48 dB(A) de bruit des aéronefs, en 2019 et 2030 (ensemble de la zone d'étude)



La distribution de cette population (Fig. 6) par rapport au niveau de bruit se caractérise par une courbe descendante, avec des forts pourcentages dans les valeurs inférieures à 50 dB(A) L_{den} d'exposition, qui décroissent de manière très importante pour des valeurs d'exposition supérieures et deviennent marginaux au-delà de 57 L_{den} d'exposition.

Tableau 6 : Exposition L_{den} , dB(A) pondérée sur la population au bruit routier, en 2019 et 2030 (à l'intérieur du périmètre défini par les courbes du cadastre du bruit aéroportuaire)

Indicateur	2019	2030
Population totale	21'494	29'114
Excès de bruit routier pondéré sur la population L_{den} dB(A)	7.25 (*)	8.53 (*)
% pop. exposée au-delà de 48 dB(A)	26.39	60.02
Total population exposée au-delà de 48 db(A) bruit routier	4'812	17'188
% de pop. fortement gênée	6.56	7.43
Total population fortement gênée	316	1'277
% de pop. avec une perturbation du sommeil	3.37	3.71
Total population avec sommeil perturbé	162	638

(*) Moyenne pondérée (en dB(A)) sur la population des expositions au-delà de 48 dB(A)

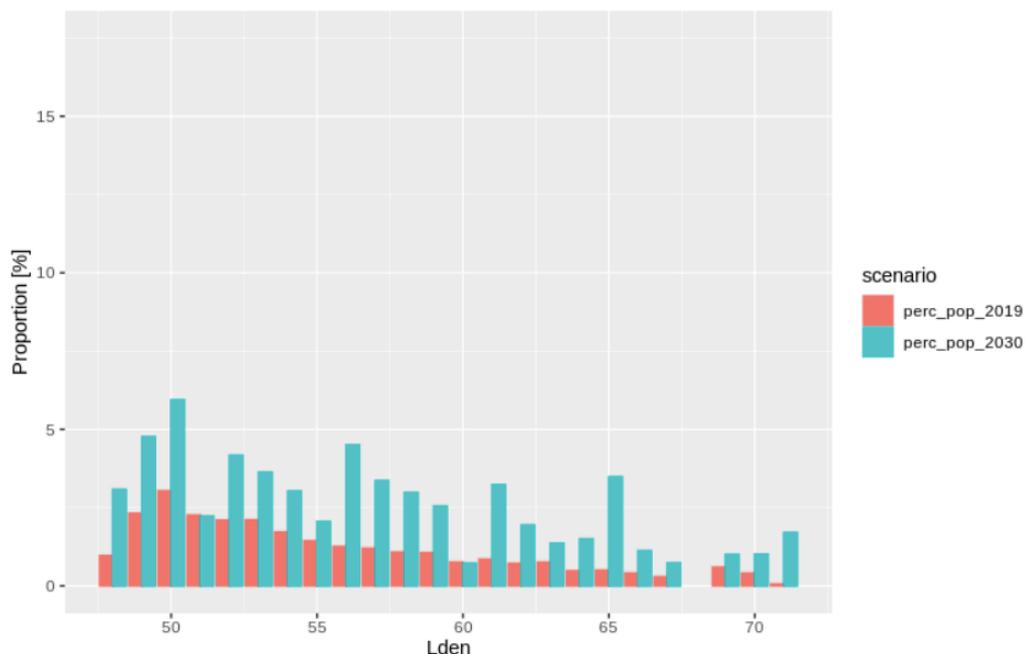
Dans un souci de comparabilité, l'exposition au bruit routier a été appréciée à l'intérieur du périmètre défini par les courbes de bruit aérien de 48 dB(A) L_{den} et supérieures. Dans ce cadre, **l'exposition au bruit routier a été appréciée dans des sous-secteurs (à l'intérieur du périmètre**

d'étude) présentant une exposition au bruit routier de 48 dB(A) L_{den} et supérieures. Dans ce cas de figure, contrairement au calcul pour l'exposition au bruit aérien, comme il existe des carrés de population où l'exposition au bruit routier est inférieure à 48 dB(A) L_{den} , la valeur de zéro a été attribué aux carrés de population concernés.

Il apparaît que l'exposition au bruit routier est significativement plus importante que celle au bruit aérien. L'excès de bruit pondéré sur la population est supérieur à 7 dB(A) en 2019 et va dépasser potentiellement les 8.5 dB(A) en 2030 (en l'absence d'autres mesures). Il en résulte une population exposée au-delà du seuil significatif des 48 dB(A) de 4'800 personnes et qui aura presque quadruplé en 2030. Le nombre de personnes fortement gênées est néanmoins moins important à celui du bruit aérien, en particulier en 2019, où il représente un peu plus que 30% de celle du trafic aérien. Par contre, en 2030, du fait de l'augmentation des personnes exposées en raison de la croissance démographique attendue dans le quartier des Plaines-du-Loup, les valeurs sont très proches. Finalement, du fait de l'existence d'un trafic routier nocturne, plusieurs centaines de personnes ont un sommeil perturbé en 2019 et elles seront plus que 600 en 2030 à subir ce désagrément. Il convient néanmoins de considérer qu'à l'horizon 2030, les nuisances nocturnes devraient être fortement réduites du fait de l'introduction systématique de la limitation de vitesse à 30 km/h.

La différence dans la distribution d'exposition apparaît sur la Fig. 7 ci-après. Alors que pour l'exposition au bruit des avions, les pourcentages de populations concernées diminuaient de manière significative au-delà de 57 dB(A), on relève, pour le bruit routier, une baisse plus progressive des niveaux d'exposition, pouvant encore concerner 1% de la population par tranche de décibel au-delà de 60 dB(A) d'exposition en 2019. Les valeurs seront nettement plus importantes pour ces mêmes tranches de décibel d'exposition en 2030, atteignant presque systématiquement au moins 2% de la population concernée (toujours, en l'absence d'autres mesures). Finalement, il convient de souligner que les expositions à des sources différentes de bruit ne sont pas exclusives, une personne pouvant à la fois être exposée à du bruit aérien et du bruit routier.

Figure 7 : Distribution de la population exposée au bruit routier, en 2019 et 2030



4.3.2.2 Impacts sur la santé

L'analyse des impacts du bruit des avions et du bruit routier est détaillée dans les tableaux 7, 8 et 9 ci-après. Les données sont présentées selon leurs impacts en termes de DALYs (pour la gêne), sur la mortalité, respectivement sur la morbidité (hospitalisations).

Dans les tableaux 8 et 9, les résultats ont été agrégés en 3 grandes catégories de pathologies : les maladies hypertensives (celles liées à l'hypertension artérielle), les maladies cardiaques ischémiques (p.ex. infarctus) et les maladies cérébro-vasculaires (p.ex. un accident vasculaire-cérébral-AVC).

Tableau 7 : Impacts en termes d'années de vie perdues corrigées sur l'invalidité (DALY-AVCI) de la gêne, attribuables au bruit des aéronefs et au bruit routier en 2019 et 2030, selon les 3 scénarii

	Scenario 1 : 2019	Scenario 2 : 2030	Scenario 3 : 2030 sans aéroport
Bruit des aéronefs	863 (431 – 5'176)	1'221 (610 – 7'323)	--
Bruit routier	317 (158 – 1'902)	1'109 (554 – 6'651)	1'109 (554 – 6'651)

NB : L'intervalle de confiance est indiqué entre parenthèses.

Les impacts calculés en termes de DALYs expriment le cumul des années de vie perdues parmi toutes les personnes exposées, de la gêne. Cette dernière n'est pas directement associée à des cas de mortalité : ces estimations considèrent la dimension invalidante de cette exposition (cf. chapitre 4.3.1 pour la méthodologie), qui contribue à diminuer la qualité de vie des personnes concernées, et est un facteur de risque qui peut contribuer à l'apparition de maladies, voire de la mortalité, bien d'années ou de décennies plus tard.

Dans ce cadre, les impacts en DALYs se chiffrent à plusieurs centaines pour 2019 et pourront dépasser le millier à l'horizon 2030. En ce qui concerne les impacts du bruit routier à l'horizon 2030, et cela vaut pour l'ensemble les autres estimations présentées dans ce rapport, on peut néanmoins s'attendre à une atténuation des effets du fait des mesures prévues dans le Plan Climat de la Ville de Lausanne en matière de mobilité. Nous pouvons remarquer que l'étendue de l'intervalle de confiance (entre parenthèses dans le tableau 7 ci-dessus) est tout à fait considérable. Cela s'explique par le fait que les valeurs retenues dans la littérature pour mesurer le poids de l'invalidité (facteur propre à chaque atteinte à la santé, défini par les experts de l'OMS) vont de 0.01 (borne inférieure) à 0.12 (borne supérieure). Comme détaillé dans la méthodologie, une hypothèse conservatrice et prudente a été retenue pour ce calcul, estimant le poids de l'invalidité à 0.02.

Tableau 8 : Impacts sur la mortalité du bruit des aéronefs et du bruit routier en 2019 et 2030, selon les 3 scénarii

	Scenario 1 : 2019		Scenario 2 : 2030		Scenario 3 : 2030 sans aéroport	
	Nb. de décès totaux	Cas dus au bruit aérien	Nb. de décès totaux	Cas dus au bruit aérien	Nb. de décès totaux	Cas dus au bruit aérien
Maladies hypertensives	5.14 (5.10-5.17)	0.07 (0.03-0.10)	6.90 (6.84-6.95)	0.10 (0.04-0.15)	6.80	n/a
Maladies cardiaques ischémiques	14.13 (14.09-14.20)	0.12 (0.04-0.19)	18.86 (18.75-18.97)	0.17 (0.06-0.28)	18.69	n/a
Maladies cérébro-vasculaires	6.97 (6.95-7.03)	0.02 (0-0.08)	9.25 (9.22-9.34)	0.03 (0-0.12)	9.22	n/a

	Scenario 1 : 2019		Scenario 2 : 2030		Scenario 3 : 2030 sans aéroport	
Bruit routier	Nb. de décès totaux	Cas dus au bruit routier	Nb. de décès totaux	Cas dus au bruit routier	Nb. de décès totaux	Cas dus au bruit routier
Maladies hypertensives	1.35 (1.31-1.38)	0.07 (0.03-0.10)	4.42 (4.28-4.55)	0.25 (0.11-0.38)	4.42 (4.28-4.55)	0.25 (0.11-0.38)
Maladies cardiaques ischémiques	3.72 (3.65-3.81)	0.11 (0.04-0.20)	11.92 (11.78-12.20)	0.43 (0.14-0.71)	11.92 (11.78-12.20)	0.43 (0.14-0.71)
Maladies cérébro-vasculaires	1.84 (1.82-1.90)	0.02 (0-0.08)	5.73 (5.64-5.96)	0.07 (0-0.30)	5.73 (5.64-5.96)	0.07 (0-0.30)

Note explicative :

En ce qui concerne les scénarios pour les années 2019 et 2030-avec aéroport, le nombre de décès totaux correspond à ceux intervenus à l'intérieur du périmètre d'étude. Pour les calculs relatifs au bruit aérien, cela fait référence à l'ensemble du périmètre défini par les courbes de bruit aérien de 48 dB(A) L_{den} et supérieures. Pour les calculs relatifs au bruit routier, cela fait référence aux sous-secteurs dans lesquels la population est exposée au bruit routier de 48 dB(A) L_{den} et supérieur.

En ce qui concerne le scénario pour l'année 2030 - sans aéroport, n'ont été considérées que les sous-secteurs à l'intérieur du périmètre d'étude, où la population sera exposée à des niveaux de bruit routier de 48 dB(A) L_{den} et supérieur.

Les valeurs entre parenthèses correspondent à l'intervalle de confiance.

Quelques éléments principaux se dégagent de cette analyse. On peut relever que sur le périmètre d'étude, le nombre de décès pour chacune des catégories de pathologie est extrêmement faible, la valeur la plus importante étant représentée par 14 décès en 2019 pour cause de maladies cardiaques ischémiques, et qui montent à 18 décès en 2030 (aussi bien dans la configuration avec que sans aéroport). Ce petit chiffre s'explique par la taille exiguë du périmètre d'étude, dont la population avoisine à peine les 21'500 personnes.

Il résulte de cette situation que le nombre de décès attribuables, aussi bien au bruit des aéronefs qu'à celui du trafic routier, demeure très faible, et ne se traduit, dans aucune configuration, à 1 décès. En guise de comparaison, une analyse similaire réalisée pour l'Aéroport de Genève (Cantoreggi et al. 2016), aboutissait à une estimation de 2 décès attribuables au bruit aérien pour la même catégorie de pathologies, sur un périmètre comprenant une population d'environ 600'000 personnes et avec comme source de nuisances un aéroport international.

La situation en 2030, aussi bien dans le scénario avec aéroport, que dans celui sans aéroport demeure en tout point similaire. Si le nombre de décès sur le périmètre augmente mécaniquement du fait de l'augmentation de la population, le nombre de décès attribuables au bruit demeure toujours inférieur à 1.

Tableau 9 : Impacts sur la morbidité du bruit des aéronefs et du bruit routier en 2019 et 2030, selon les 3 scénarii

	Scenario 1 : 2019		Scenario 2 : 2030		Scenario 3 : 2030, sans aéroport	
Bruit des aéronefs	Nb. de cas totaux	Cas dus au bruit aérien	Nb. de cas totaux	Cas dus au bruit aérien	Nb. de cas totaux	Cas dus au bruit aérien
Maladies hypertensives	3.28 (3.26-3.31)	0.04 (0.02-0.07)	4.40 (4.37-4.44)	0.06 (0.03-0.10)	4.34	n/a
Maladies cardiaques ischémiques	39.04 (38.82-39.26)	0.32 (0.10-0.54)	52.11 (51.79-52.43)	0.48 (0.16-0.79)	51.64	n/a
Maladies cérébro-vasculaires	25.66 (25.59-25.89)	0.07 (0-0.30)	34.04 (39.94-34.48)	0.10 (0-0.44)	33.94	n/a
Bruit routier	Nb. de cas totaux	Cas dus au bruit routier	Nb. de cas totaux	Cas dus au bruit routier	Nb. de cas totaux	Cas dus au bruit aérien
Maladies hypertensives	0.73 (0.71-0.75)	0.04 (0.02-0.06)	2.82 (2.73-2.91)	0.16 (0.07-0.25)	2.82 (2.73-2.91)	0.16 (0.07-0.25)
Maladies cardiaques ischémiques	8.74 (8.52-8.95)	0.33 (0.11-0.54)	32.93 (32.14-33.72)	1.19 (0.40-1.98)	32.93 (32.14-33.72)	1.19 (0.40-1.98)
Maladies cérébro-vasculaires	5.75 (5.68-5.98)	0.07 (0-0.30)	21.11 (20.86-21.96)	0.25 (0-1.10)	21.11 (20.86-21.96)	0.25 (0-1.10)

NB : la note explicative relative au tableau 8 sur les données de mortalité s'applique à l'identique en ce qui concerne la morbidité.

En ce qui concerne la morbidité (nombre de cas de maladies déterminée à partir de la statistique des hospitalisations), les chiffres du nombre de cas totaux sur le périmètre d'étude fait état de valeurs plus élevées par rapport aux chiffres de mortalité, avec un maximum pour les pathologies cardiaques ischémiques avec 39 cas en 2019, et 52 en 2030. Malgré des valeurs absolues plus importantes, la fraction attribuable au bruit (aérien ou routier) demeure toujours très faible. Partant, que ce soit en 2019 ou en 2030 (avec ou sans aéroport), le nombre de cas de maladies attribuables au bruit demeure presque toujours inférieur à 1, à l'exclusion des maladies cardiaques ischémiques pour le bruit routier (1.19). Dans ce cas également, et selon une ampleur plus importante, si on considère la dimension cumulative, les impacts sur la santé ne peuvent pas être considérés comme inexistant sur le moyen à long terme.

4.3.2.2 Monétisation du DALY de la gêne

La monétisation des années de vie perdues dues au bruit, et dans notre cas spécifique à la gêne, est une approche largement utilisée dans la littérature scientifique et les travaux d'expertise. Elle permet de proposer une appréciation chiffrée des impacts sur la santé d'un facteur d'exposition selon une unité de grandeur monétaire qui est plus immédiatement compréhensible que le DALY. La monétisation nécessite néanmoins de retenir une approche prudente dans les estimations, du

fait des questions qui demeurent ouvertes au niveau des méthodologies utilisées. L'annexe 7.4 présente une note de synthèse qui explique les options méthodologiques possibles et discute les différentes estimations qui peuvent être faites. Ci-après sont présentés les éléments de cette note qui ont été jugés les plus pertinents pour la présente évaluation.

D'un point de vue méthodologique il a été décidé de retenir une monétisation du DALY sur la base d'une équivalence avec le produit intérieur brut (PIB) par habitant. Dans ce cadre, deux estimations peuvent être avancées.

Avec un coefficient d'équivalence $DALY=1/2 * PIB/habitant$, nous obtenons les estimations suivantes :

- Bruit des avions : 36 millions CHF (2019), respectivement 57 millions CHF (2030)
- Bruit routier : 13.5 millions CHF (2019), respectivement 51.5 millions CHF (2030)

Avec un coefficient d'équivalence $DALY=PIB/habitant$, nous obtenons les estimations suivantes :

- Bruit des avions : 72 millions CHF (2019), respectivement 114 millions CHF (2030)
- Bruit routier : 27 millions CHF (2019), respectivement 103 millions CHF (2030)

Ces estimations d'impacts, de plusieurs dizaines de millions de CHF, correspondent au coût social de la gêne résultant d'une exposition excessive à ces deux sources de bruit pour notre périmètre d'étude. Conceptuellement, ce coût social comprend tant les coûts dits matériels (frais de traitement médical, pertes nettes de production dues à une absence permanente ou temporaire sur le lieu de travail, coûts de remplacement d'employés) que les coûts immatériels, résultant d'une espérance de vie raccourcie ou d'une qualité de vie péjorée.

4.4 Discussion

4.4.1 Remarques générales sur l'analyse du risque sanitaire

Ces estimations de la charge sanitaire due au bruit des avions et du trafic routier sont soumises à plusieurs sources d'incertitude. Certains impacts potentiels, en particulier en termes de développement du diabète (Recio et al. 2016 ; Sørensen et al. 2013), ont finalement été exclus de l'analyse en raison du manque d'études permettant de dériver des relations exposition-réponse par méta-analyse.

Au niveau de la métrique du bruit, comme explicité auparavant, a été choisi le L_{den} , un niveau sonore moyen pour toutes les périodes de 24 heures d'une année avec une pénalité de 5 dB(A) le soir et de 10 dB(A) la nuit. Il s'agissait d'une décision pragmatique afin d'obtenir des fonctions exposition-réponse robustes pour les résultats pour lesquels des preuves épidémiologiques suffisantes étaient disponibles. La majorité des études menées jusqu'à présent ont porté sur les résultats cardiovasculaires, et la plupart d'entre elles se sont concentrées sur L_{den} (ou L_{dn}) pour capturer l'exposition au bruit sur toute la journée. Étant donné que les données de bruit d'entrée ont dû être converties en L_{den} , certaines incertitudes dans le calcul de l'exposition au bruit ont pu apparaître à cette étape. Les facteurs de conversion et leur marge d'erreur sont bien documentés dans la littérature.

Cette étude utilise une réponse d'exposition générale pour le bruit du trafic aérien et routier pour la mortalité et la morbidité. Ceci, en dépit des différences connues dans les caractéristiques acoustiques des différentes sources de bruit.

L'exposition au bruit du trafic routier a été supposée rester la même entre 2019 et 2030. En effet, si l'urbanisation locale pouvait entraîner une légère augmentation du trafic routier dans la zone d'étude, le parc automobile aurait très probablement subi une évolution vers la propulsion électrique d'ici 2030 par exemple et d'autres mesures seront certainement prises pour diminuer le bruit. Il pourrait en résulter une exposition au bruit du trafic routier quelque peu comparable, du moins, à celle de 2019. Dans ce contexte, le déploiement des mesures prévues dans le Plan climat de la Ville de Lausanne, en particulier avec une perspective de diminution drastique des véhicules

à propulsion thermique est de nature à fortement limiter d'exposition au bruit du trafic routier à l'horizon 2030.

Une autre incertitude découle des données relatives à la mortalité et aux hospitalisations. Étant donné le faible nombre de décès et de cas liés aux résultats d'intérêt dans la zone d'étude, les taux observés en 2019 doivent être considérés avec prudence. Bien que l'utilisation des taux de mortalité nationaux aurait pu fournir des estimations plus robustes, cela n'aurait pas été applicable à la zone d'étude, qui est caractérisée par un degré élevé d'urbanité, des revenus plus élevés et une large connaissance de la langue française, paramètres dont il a été démontré qu'ils influencent les taux de mortalité (Chammartin et al. 2016). En d'autres termes, l'utilisation sans discernement des taux de mortalité nationaux aurait introduit un biais non négligeable dans nos calculs.

Finalement, en ce qui concerne les DALYs relatifs à la gêne, il convient de préciser qu'elles expriment une dégradation immédiate de la qualité de vie et un facteur de risque pour l'avenir, qui, associé à d'autres facteurs de risque pourrait être à l'origine de problèmes de santé se déclarant sur le moyen-long terme.

4.4.2 Appréciation des résultats

L'activité aéroportuaire telle qu'examinée dans le cadre de la présente évaluation est à l'origine d'impacts sur la santé d'importance variable. Ces impacts ont été documentés pour la situation actuelle (état 2019) et leur évolution a été appréciée de manière prospective pour l'horizon 2030, dans une configuration avec et sans aéroport, en comparant cela avec les impacts potentiels du bruit routier.

L'appréciation générale peut-être synthétisée dans les trois constats suivants :

- Un haut niveau de gêne auprès de plusieurs centaines ou milliers de personnes (selon l'année et la source de bruit considérées) est le principal effet de l'exposition au bruit aérien et au bruit routier. Pour cette dernière source de bruit, cela s'accompagne également de perturbations du sommeil touchant plusieurs centaines de personnes, sans prise en considération de mesures de diminution des nuisances sonores dues au trafic routier. L'augmentation des impacts sous l'effet de la croissance démographique à l'horizon 2030 vaut également pour la gêne et les perturbations potentielles du sommeil.

Les impacts d'un niveau de gêne ont pu être quantifiés à travers le calcul des années de vie perdues corrigées de l'invalidité (DALY-AVCI), qui ont ensuite fait l'objet d'un chiffrage. Cette analyse fait état de plusieurs centaines d'unités DALY en 2019 et qui pourront dépasser le millier à l'horizon 2030 – voire davantage si l'on tient compte d'une limite supérieure de l'intervalle de confiance bien plus élevée. Cela se traduit en plusieurs dizaines de millions de CHF de coûts directs et indirects.

Les données relatives à la gêne attribuable au trafic aérien sont conformes à ce qui a été constatée par l'étude acoustique, concluant, pour le point d'observation situé sur l'axe de la piste, que cette gêne apparaît comme « *très vraisemblable* » (AER 2019). Finalement, certains témoignages d'habitants (ADRB 2021 et ADRB, communication personnelle), font état de désagréments traduisant clairement une situation manifeste de gêne. Cette situation est complexifiée par le fait que le haut niveau de gêne attribuable au trafic routier peut, pour partie, affecter des personnes fortement gênées par le bruit aérien.

- L'activité aéroportuaire s'avère être une source de nuisances sonores qui apparaissent comme marginales au regard des impacts globaux en termes de pathologies considérées mesurées en termes de nombre de décès (mortalité) et en nombre de cas de maladie (morbidité) ayant nécessité une hospitalisation. Il en est de même en ce qui concerne l'exposition au bruit routier sur le périmètre d'étude, même si le niveau moyen d'exposition excédentaire au bruit est plus important que pour le bruit des aéronefs. Cela se traduit par un nombre plus important de personnes concernées par un haut niveau de gêne.
- L'évolution constatée à l'horizon 2030 est essentiellement déterminée par la croissance démographique sur le périmètre d'étude. Pour autant, les impacts mesurés en termes de mortalité et morbidité pour les pathologies concernées demeurent marginaux.

Une nuance doit être apportée à ces constats :—l'ampleur des impacts à l'horizon 2030 en ce qui concerne le bruit routier doit être pondérée à la lumière des résultats attendus par la mise en œuvre du Plan Climat de la ville de Lausanne et l'introduction généralisée d'une limitation de vitesse à 30 km/h en période nocturne.

De manière plus globale, les estimations récentes en Europe, indiquent qu'en milieu urbain, la pollution sonore attribuable au trafic routier est à l'origine de 12.5 millions de cas de forte gêne et de 3.2 millions de cas de perturbations du sommeil. Les valeurs correspondantes pour le bruit aérien sont de 848'000 cas (forte gêne), respectivement 168'000 cas (perturbations du sommeil) (EEA 2021). L'importante contribution relative de la gêne et de la perturbation du sommeil en Europe occidentale dans le calcul des DALYs générés par le bruit de la circulation apparaît dans le tableau 10 ci-après (OMS 2011).

Tableau 10 : Répartition de la charge de la maladie (en DALYs) due au bruit de la circulation en Europe occidentale

Problème de santé / maladie	% DALY's
Maladies cardiovasculaires (ischémiques)	3,8
Déficience cognitive enfants 7-19 ans	2,8
Perturbation du sommeil	55,8
Acouphènes	1,4
Gêne	36,3

Les données de la présente étude confirment que, dans notre cas, c'est au niveau de la gêne que se manifestent les principaux impacts du bruit sur la santé, la perturbation du sommeil étant fortement limitée par l'absence réglementaire de vols de nuit. L'exception est principalement représentée par les vols de nuits liées à des vols de sauvetage, qui ne semblent pas constituer un facteur de dérangement, comme plus largement tout le bruit nocturne issu de la très faible activité aéroportuaire (ADRB, communication personnelle). Pour autant cette potentielle exposition doit demeurer un sujet d'attention, car son potentiel de nuisance est important. En ce sens, le suivi régulier de la part de l'OFAC quant aux conditions de dérogation de vol attribuées par l'ARLB, ainsi que le nombre de ces vols à caractère exceptionnel, s'avère un outil indispensable de suivi.

4.5 Impacts de l'exposition à la pollution de l'air

Le trafic des aéronefs de ou vers l'ARLB est à l'origine d'émissions polluantes potentiellement susceptibles de produire des impacts sur la santé. En 2017, ces émissions ont fait l'objet de mesures de la part de l'OFAC. Le tableau 10 ci-après présente ces résultats, ainsi que ceux relatifs à d'autres sources de pollution, dans une visée comparative.

Tableau 11 : Pollution de l'air selon différentes sources de pollution (ARLB, trafic routier, chaudière à bois, poste d'enrobage)

Sources d'émissions	NOx (kg)	PM ₁₀ resp. PM _{2.5} (kg)	Source
Aéroport Lausanne-La Blécherette - mesures 2017	269	48	OFAC
Rapport d'impact du PPA-1 des Plaines-du-Loup - émission trafic routier état initial 2017	14 843	3 352	Étude B+C
Part relative des émissions des avions (%)	1.8	1.4	
Rapport d'impact du PPA-1 des Plaines-du-Loup - émission trafic routier état futur 2030	6 483	3 931	Étude B+C
Part relative des émissions des avions (%)	4.1	1.2	
Chaudière au bois d'un petit CAD (550kW) – Ex.: Rionzi au Mt-sur-Lausanne	450	80	Mesures DGE
Part relative des émissions des avions (%)	59.8	60.0	
Poste d'enrobage (type Bussigny)	1 120	150	Mesures DGE
Part relative des émissions des avions (%)	24.0	32.0	

Source : adapté de M. Clive Muller, DGE Vaud (communication personnelle)

La mise en perspective des données d'émissions de l'ARLB montre leur contribution très réduite aux émissions des principaux polluants atmosphériques (oxydes d'azote-NOx et poussières fines-PMx) usuellement retenus dans les études épidémiologiques, pour mesurer des impacts sur la santé.

Ainsi, les émissions de NOx de l'ARLB en 2017 correspondent à environ 2% de celles estimées pour le trafic routier dans l'Étude d'impact sur l'environnement périmètre d'étude des Plaines-du-Loup à l'horizon 2017 et à environ 4% de celles estimées pour l'horizon 2030. Pour les PMx, cette part dépasse légèrement 1% tant à l'horizon 2017, qu'à l'horizon 2030. En guise de comparaison, ces valeurs correspondent à environ 60% des émissions annuelles d'une chaudière à bois d'un petit réseau de chaleur (CAD) et à environ un quart de celle d'un poste d'enrobage de la région.

Aussi, le réseau de mesures de la qualité de l'air à proximité de l'aéroport (capteurs passifs NO₂ et station de mesure en continu NO₂ et PM₁₀) ne met pas en évidence une contribution des activités aéroportuaires à la pollution de l'air dans son ensemble, qui reste, en moyennes journalières en annuelles, presque toujours en dessous de valeurs limites de l'Ordonnance sur la protection de l'air (OPair). Les pics de pollution qui sont relevés dans la station de mesure correspondent, quant à eux, au trafic de pointe du matin et du soir (Clive Muller – DGE Vaud, communication personnelle).

Le plomb constitue un autre polluant qui est susceptible de produire des effets sur la santé. Il est présent dans le carburant utilisé par la majorité des aéronefs de l'ARLB. Les mesures réalisées par l'OFAC en 2017 font état d'émissions se montant à 32 kg/année. S'il n'est pas possible, dans le cadre de la présente étude d'en évaluer les modalités de dispersion sur le territoire d'analyse, une comparaison peut être réalisée avec des études qui se sont intéressées à ce polluant. En particulier, l'étude réalisée sur l'aéroport de St-Hubert au Québec (Sauvé et al. 2013) a conclu, que pour des émissions estimées, selon les scénarios, comme étant 10 et 20 fois supérieures à celles de l'ARLB, il n'était pas possible d'établir à une association significative en termes d'impact sur la santé (en l'occurrence mesuré par le biais d'une baisse de quotient intellectuel).

5. Conclusion et recommandations

L'évaluation d'impacts sur la santé de l'exploitation de l'aéroport de Lausanne - La Blécherette a essentiellement centré son analyse sur les impacts des nuisances sonores issues de l'activité de vols aéroportuaires et leur comparaison avec celles issues du trafic routier sur le même périmètre.

Les principales conclusions du rapport peuvent être résumées comme suit :

- L'analyse quantitative du risque sanitaire a mis en évidence que les impacts en termes des principales catégories de pathologies considérées (hypertensives, cardiaques ischémiques, et cérébro-vasculaires) sont marginaux, que ce soit pour l'exposition au bruit aérien ou pour celle concernant le bruit routier.
- Aucun décès n'a pu être attribué à l'exposition aux nuisances sonores et un seul cas de maladie ayant nécessité une hospitalisation pourrait l'être. Ces conclusions restent valables en termes d'ordre de grandeur, même en tenant compte des incertitudes inhérentes à la méthode d'analyse et qui ont été détaillées dans le rapport.
- Une forte gêne et une perturbation du sommeil (uniquement imputable au trafic routier, bien que les enfants en âge d'école primaire peuvent être impactés) concernent pas contre un nombre significatif de personnes (plusieurs centaines selon la source et l'année d'exposition) habitant à l'intérieur du périmètre d'étude. Ces deux impacts, s'ils ne contribuent pas, de manière causale directe, à l'émergence de cas de maladies (et éventuellement de décès) pour les pathologies mentionnées auparavant, elles sont un facteur de stress qui est l'un des facteurs indirects pouvant contribuer au développement de ces mêmes pathologies (Münzel et al. 2014). Plus largement une forte gêne et une perturbation du sommeil constituent des facteurs de dégradation de la qualité de vie et du bien-être des personnes qui les subissent. Dans ce cadre, le DALY de la gêne ainsi que sa monétisation ont été calculés et les résultats confortent l'affirmation précédente. Cette conclusion ne prend pas en compte, à ce stade, les différences mesures prises et à prendre par la Ville pour diminuer les charges sonores dues au trafic routier (par exemple les récentes diminutions de vitesses ou la volonté d'orienter les véhicules vers l'électrique).
- A l'horizon 2030, la croissance démographique sur le périmètre d'étude et en particulier dans le secteur des Plaines-du-Loup, va mécaniquement augmenter la population exposée aux nuisances sonores (aussi bien aériennes que routières).
- A la lumière des résultats de cette évaluation, une série de recommandations sont formulées ci-après. Elles visent à proposer des mesures d'accompagnement permettant de minimiser les effets négatifs et maximiser les effets positifs résultant des activités de l'ARLB à l'horizon 2030 et/ou au-delà, en agissant autant que faire se peut sur les facteurs à l'origine d'un haut niveau de gêne. Elles ont été majoritairement élaborées à partir des mesures prévues par le protocole d'accord entre l'ARLB SA et la Ville de Lausanne. Elles tiennent également compte des paramètres inhérents au développement de l'activité aéroportuaire et de ses composantes (p.ex. l'évolution technologique des avions par rapport au bruit).

Recommandation n°1 : Actualiser le cadastre du bruit

Il est proposé que l'OFAC soit sollicité pour réaliser une actualisation du cadastre du bruit (datant de 2009), de sorte à ce que ce document de planification soit ajusté aux conditions actuelles d'utilisation.

Depuis l'élaboration du cadastre du bruit, en 2009, le nombre de mouvements (décollages et atterrissages) sur le site de l'ARLB se situe entre 33'000 et 40'000 environ. Le protocole d'accord pour l'année 2024 cible un plafond maximal de 40'000 mouvements, avec des valeurs, qui pour 2021, s'y approchent déjà. Cette tendance intervient dans le cadre d'une densification urbaine qui amènera plusieurs milliers de personnes supplémentaires à habiter à proximité du site aéroportuaire. Ces deux constats sont à mettre en perspective avec l'évolution du parc d'aéronefs utilisant l'ARLB depuis la réalisation du cadastre, que ce soit au niveau des aéronefs pris en compte pour les calculs et les émissions sonores y afférents qu'au regard d'innovations technologiques plus

récentes, susceptibles de réduire les émissions sonores. Le monitoring du bruit du trafic aérien en 2020 (OFAC, 2022) fait état de l'existence d'une exposition au bruit inférieure de 2.8 dB au seuil admissible tel que défini dans le cadastre du bruit de 2009. La modification de l'utilisation de la piste avec une part relative plus importante accordée au secteur sud n'amène non plus à un dépassement du bruit admissible. Partant de ces constats, l'OFAC considère qu'une actualisation complète du cadastre du bruit ne se justifie pas. Toutefois, ce raisonnement ne prend pas en compte les conditions particulières de l'année 2020 : le relevé de cette année-là se caractérise par une diminution nette des activités aéroportuaires à cause de la pandémie de la Covid-19.

Recommandation n° 2 : Surveiller les trajectoires de vol

Il est proposé que l'évaluation de cette mesure fasse l'objet d'un suivi strict à partir de l'année 2023 avec un examen des données fournies par l'ARLB sur une base bisannuelle. Si la cible pour 2024 devait apparaître comme non-atteignable, il est suggéré d'envisager une modification du nouveau protocole pour y inclure des compensations financières à partir de 2025, proportionnelles à l'écart mesuré par rapport à la cible.

Le protocole a fixé comme objectif pour 2024 (dans le respect des normes de sécurité) un rééquilibrage des décollages nord-sud, avec pour but de tendre à une proportion de décollages en direction du sud inférieure à 40%. En 2021, cet objectif n'est que partiellement atteint, avec un niveau de décollages sud de 48%. Les raisons de sécurité par rapport à la direction des vents sont évoquées pour expliquer cela. Toutefois, il apparaît que cette explication est aussi utilisée même lorsque les conditions aérologiques ne la justifient pas. Au regard de l'évolution démographique attendue pour ce secteur de la ville et de la problématique de la gêne exprimée par une partie des habitants, l'atteinte de cette cible apparaît comme centrale.

Recommandation n° 3 : Réduire davantage les émissions sonores par l'incitation tarifaire

Il est proposé de vérifier que le niveau de pénalité financière par rapport aux avions les plus bruyants soit adéquat par rapport à l'objectif fixé dans le protocole et, au cas contraire, il est suggéré que ce niveau soit relevé, avec, au minimum, un alignement des tarifs sur ceux pratiqués par les aéroports de Lugano et Saint-Gall, de sorte à favoriser l'atteinte de l'objectif dissuasif visé. En cas de constat de non atteinte de l'objectif visé, il est suggéré de procéder à un ultérieur relèvement des tarifs qui soit graduel et suffisamment incitatif pour induire l'adoption de mesures de diminution du bruit émis par les avions.

Le bruit est un facteur de dégradation de la qualité de vie des populations riveraines. Pour un nombre important de ces habitants, se superposant parfois à une exposition excessive au bruit routier, cela se traduit par un haut niveau de gêne estimée. Ce dernier peut contribuer à une augmentation du niveau de stress, qui péjore la qualité de vie et constitue l'un des facteurs pouvant mener au développement de pathologies plus graves. La réduction de l'exposition au bruit aérien pour ces populations apparaît comme fortement souhaitable. Les mesures décrites dans la recommandation n° 1 vont dans ce sens. D'autres mesures ont été prises dans le cadre du protocole et notamment la mise en place de moyens incitatifs, par l'introduction d'une surtaxe bruit et l'incitation à acquérir des avions électriques (cf. recommandation n° 4). Les mesures financières, assez usuelles pour la réduction des émissions sonores dans tout type d'aéroport, constituent un moyen efficace pour autant que le niveau de la pénalité s'avère suffisamment dissuasif. La taxe bruit représente actuellement une part modeste des revenus de l'ARLB en comparaison des autres redevances. De l'ordre de CHF 2 à 7 par tonne selon la classe de bruit de l'avion (classe A : 7 CHF ; classe B : 4 CHF ; classe C : 2 CHF ; classe D : 0 CHF), ce système de tarification correspond à celui appliqué par certains aéroports régionaux en Suisse (Sion, Grenchen, Birrfeld, ce dernier ayant tout de même des tarifs plus importants pour certaines catégories de poids d'avions), mais demeure inférieur à celui appliqué par d'autres (Lugano et Saint-Gall prélèvent les taxes suivantes : classe A : 10 CHF ; classe B : 6 CHF ; classe C : 4 CHF ; classe D : 0 CHF). Finalement, dans cette catégorie d'aéroports, Samedan représente l'exception, avec des taxes bruits bien plus importantes (classe A : 35 CHF ; classe B : 20 CHF ; classe C : 10 CHF ; classe D : 0 CHF). Le système de taxation appliqué par l'ARLB a pour vocation d'inciter les utilisateurs les plus bruyants à prendre des mesures. Depuis son introduction, cela s'est certes traduit par quelques évolutions (changement d'hélice modifiant

la catégorie de bruit pour un avion ; pose d'un silencieux pour un autre), néanmoins l'impact de ce système de taxation est resté modeste.

Recommandation n° 4 : Réduire davantage les émissions sonores par l'encouragement de l'évolution technologique des aéronefs

Il est suggéré que l'ARLB soit invité à renforcer de manière substantielle son action de promotion en faveur des avions électriques et/ou hybrides et de l'installation de silencieux sur les avions.

Le secteur aérien, comme le secteur automobile, connaît aujourd'hui une évolution de son parc véhicules vers la propulsion électrique. Cette évolution est certainement plus facile pour les petits aéronefs et les avions de tourisme, qui constituent le parc d'aéronefs de l'ARLB. Parallèlement, des solutions techniques à coût abordable existent aujourd'hui pour équiper ce type d'aéronefs avec des dispositifs techniques (échappements silencieux) à même de réduire les émissions sonores et la pollution de l'air (gains de consommation). Dans le cadre du protocole, l'ARLB est intervenu par l'acquisition d'un avion électrique et par le dispositif d'allègement financier pour ce type d'avion. Néanmoins, l'évolution constatée à ce jour apparaît comme limitée et insuffisante pour permettre de limiter les nuisances sonores et la pollution de l'air. La prégnante actualité de la crise énergétique renforce la demande pour des mesures plus volontaristes en la matière et l'ARLB doit y apporter sa part. La voie des avions hybrides notamment, qui gardent l'autonomie des avions traditionnels et bénéficient des avantages des avions électriques pour le bruit (atterrissages et décollages en électrique, reste du vol en thermique), semble des plus prometteuses.

Recommandation n° 5 : Renforcer le volet information et communication

Il est suggéré que le nombre de séances de sensibilisation des utilisateurs de l'ARLB quant aux nuisances induites auprès des riverains soit augmenté.

Il est proposé que le plan de communication, à établir en collaboration avec la Ville soit élaboré dans les meilleurs délais (cible début 2023).

Il est suggéré que ce plan de communication, ainsi que le suivi de mesures du protocole, puissent servir pour structurer les séances d'échange avec l'ADRB.

Les activités de l'ARLB apparaissent comme un facteur de crispation auprès d'une partie des riverains, du fait des nuisances, objectivement vérifiables, induites par cette infrastructure. Dans ce contexte, il apparaît indispensable de disposer de procédures non-techniques permettant à la fois de limiter les nuisances et de d'assurer un dialogue constructif entre l'ARLB et les riverains. Sur ce point, le protocole a prévu une série de mesures qui, à ce jour, sont réalisées à des degrés variables.

6. Bibliographie

Articles et ouvrages

- Administration fédérale des contribution (2020). *Cours annuel moyen 2019*. Berne, DFF.
- ARLB S.A., Commune de Lausanne (2018). *Protocole d'accord relatif à l'exploitation de l'Aéroport de Lausanne-La Blécherette*.
- ADRB (2021). *Livre Blanc des nuisances sonores de l'aérodrome de la Blécherette de Lausanne*. Lausanne, ARDB.
- ADEME, I Care & Consult, Énergies Demain, Douillet M., Sipos G., Delugin L., Bulliot B., Remontet L., Bidault E. (2021). *Estimation du coût social du bruit en France et analyse de mesures d'évitement simultané du bruit et de la pollution de l'air*. Agence de la transition écologique (ADEME) et Conseil national du Bruit (CNB), Paris, 86 pages.
- AEE (2020). *Environmental noise in Europe — 2020*. Copenhague, Agence européenne pour l'environnement.
- AER (2019). *Évaluation quantitative du bruit aux abords de l'aéroport de Lausanne La Blécherette*. Étude acoustique. Lausanne, AER.
- ARE (2022). *Value of Statistical Life (VOSL): Valeur recommandée de la disposition à payer pour réduire les risques d'accidents et de santé en Suisse*. Berne, DETEC.
- Arunachalam, S., Wang, B., Davis, N., Baek, B. H., Levy J. I. (2011). Effect of chemistry-transport model scale and resolution on population exposure to PM 2.5 from aircraft emissions during landing and takeoff. *Atmospheric Environment* 45: 3294-3300.
- Bartels, S., Quelh, J., Aeschbach, D. (2019). *Effects of nocturnal aircraft noise on objective and subjective sleep quality in primary school children*. Institute of Aerospace Medicine, German Aerospace Center. Proceedings of the 23rd International Congress on Acoustics, 9-13 September 2019 in Aachen, Germany.
- Basner, M., & McGuire, S. (2018). WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Effects on Sleep. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(3), 519. <https://doi.org/10.3390/ijerph15030519>
- Basner, M., Witte, M., McGuire, S. (2019). Aircraft Noise Effects on Sleep-Results of a Pilot Study Near Philadelphia International Airport. *Int J Environ Res Public Health*;16(17):3178. doi: 10.3390/ijerph16173178. PMID: 31480420; PMCID: PMC6747483.
- Beagley, E., Hilton, N., and A. Melling (2018). *Environmental Statement Volume 1*. Bristol, Wood.
- BFS (2020). *Statistik der Bevölkerung und Haushalte (STATPOP), Geodaten 2019* | Publikation. Bundesamt für Statistik. <https://www.bfs.admin.ch/asset/de/14716365>
- Brink, M., Schäffer, B., Pieren, R., & Wunderli, J. M. (2018). Conversion between noise exposure indicators Leq 24h, L Day, L Evening, L Night, Ldn and Lden: Principles and practical guidance. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 221(1), 54–63. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2017.10.003>
- Cantoreggi, N., Lieb, C., Perez, L., Schäffer, B., Rochat, J.-N., Vienneau, D. (2016). *Plan sectoriel de l'infrastructure aéronautique (PSIA) de l'aéroport de Genève-Cointrin (GA) : Évaluation d'impacts sur la santé*. Genève, Département de l'aménagement du logement et de l'énergie ; Association transfrontalière des communes riveraines de l'aéroport de Genève.
- Cave, B., and Pyper, R. (2020a). *13 Human Health. Environmental Statement for a Replacement Airport Terminal, Associated Infrastructure and Operational Modifications – Leeds Bradford Airport*. B. Cave. Leeds, Ben Cave Associates Ltd.

- Cave, B., and Pyper R. (2020b). *Appendices to chapter 13. Environmental Statement for a Replacement Airport Terminal, Associated Infrastructure and Operational Modifications – Leeds Bradford Airport*. B. Cave. Leeds, Ben Cave Associates Ltd.
- Chammartin, F., Probst-Hensch, N., Utzinger, J., Vounatsou, P. (2016). Mortality atlas of the main causes of death in Switzerland, 2008–2012. *Swiss Medical Weekly*.
<https://doi.org/10.4414/smw.2016.14280>
- Clarck, Ch. (2015). *Aircraft noise effects on health*. Centre for Psychiatry Barts & the London School of Medicine. Queen Mary University of London.
- Correia, A. W., Peters, J. L., Levy, J. I., Melly, S., Dominici, F. (2013). Residential exposure to aircraft noise and hospital admissions for cardiovascular diseases: multi-airport retrospective study. *BMJ* 347: f5561
- Crimeen, A., Leeuw, E., Freestone, R. (2019). Towards a health promotion paradigm for airport development. *Cities & Health* 2: 134-142.
- Dahlgren, G. and Whitehead, M. (1991). *Policies and strategies to promote social equity in health*. Stockholm, Institute for Future Studies.
- DEFRA (2014). *Environmental Noise: Valuing impacts on sleep disturbance, annoyance, hypertension, productivity and quiet*. London, Department for Environment, Food & Rural Affairs-UK.
- De Lucque Villa, M., Acuña Mendes, A.C., Virguez, J.D., Rubio, M., Canchon Triana, C. (2020). Evaluation of the noise impacts on sleep quality in communities near to the International Airport El Dorado in Colombia. *WIT Transactions on Ecology and the Environment, Sustainable Development and Planning XI*, Vol 241, 397-405.
- Dodson, R. E., Houseman, E. A., Morin, B., Levy, J. I. (2009). An analysis of continuous black carbon concentrations in proximity to an airport and major roadways. *Atmospheric Environment* 43: 3764–3773.
- Ecoplan, Infras (2014). *Externe Effekte des Verkehrs 2010. Monetarisierung von Umwelt-, Unfall- und Gesundheitseffekten*. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Raumentwicklung. Bern Zürich und Altdorf.
- EEA (2021). *Health risks caused by environmental noise in Europe*. European Environment Agency. from <https://www.eea.europa.eu/publications/health-risks-caused-by-environmental>.
- Evrard, A.-S., Lefèvre, M., Champelovier, P., Lambert, J., Laumon, B. (2017). Does aircraft noise exposure increase the risk of hypertension in the population living near airports in France? *Occup Environ Med* 74: 123-129.
- FAA (2022). *Airport Categories*. Federal Aviation Administration. Retrieved 27.04.2022, from https://www.faa.gov/airports/planning_capacity/categories/.
- Fields, J.M., De Jong, R.G., Gjestland, T., Flindell, I.H., Job, R.F.S., Kurra, S., Lercher, P., Vallet, M., Yano, T., Guski, R. et al. (2001). Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: Research and a recommendation. *J. Sound Vib.* 242, 641–679.
- Floud, S., Vigna-Taglianti, F., Hansell, A., Blangiardo, M., Houthuijs, D., Breugelmans, O., Cadum, E., et al. (2011). Medication use in relation to noise from aircraft and road traffic in six European countries: results of the HYENA study. *Occup Environ Med* 68: 518-524.
- Galle, K. M., Ale, J. C, Hossain, J. M. M., Moliterno, M. J., Rowell, M. K., Revenko, N. V., Rogerson, E. C., Tucker, S. F., Crowther, K. G., Lambert, J. H., and Y. Y. Haimes (2010). *Risk-Based Airport Selection for Runway Safety Assessments Through the Development and Application of Systems-Driven Prioritization Methodologies*. Systems and Information Engineering Design Symposium, University of Virginia, Charlottesville.
- Ecoplan, Infras (2014). *Externe Effekte des Verkehrs 2010. Monetarisierung von Umwelt-, Unfall- und Gesundheitseffekten*. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Raumentwicklung. Bern Zürich und Altdorf.

- Harley, G. (2021). *Investigating Small Airport Environmental Practice Engagement*. Loughborough, Loughborough University.
- Hellmuth, T., Classen, T., Kim, R., Kephelopoulos, S. (ed) (2012). *Methodological guidance for estimating the burden of disease from environmental noise*. Copenhagen, WHO Europe.
- Holt, J. B., Zhang, X., Sizov, N., Croft, J. B. (2015). Airport Noise and Self-Reported Sleep Insufficiency, United States, 2008 and 2009. *Preventing Chronic Disease* 12: E49.
- Hsu, H.-H., Adamkiewicz, G., Houseman, E. A., Spengler, J. D., Levy, J. I. (2014). Using mobile monitoring to characterize roadway and aircraft contributions to ultrafine particle concentrations near a mid-sized airport. *Atmospheric Environment* 89: 688-695.
- Hsu, H.-H., Adamkiewicz, G., Houseman, E. A., Vallarino, J., Melly, S. J., Wayson, R. L., Spengler, J. D., Levy, J. I. (2012). The relationship between aviation activities and ultrafine particulate matter concentrations near a mid-sized airport. *Atmospheric Environment* 50: 328-337.
- Hu, S., Fruin, S., Kozawa, K., Mara, S., Winer, A. M., Paulson, S. E. (2009). Aircraft Emission Impacts in a Neighborhood Adjacent to a General Aviation Airport in Southern California. *Environmental Science & Technology* 43(21): 8039-8045.
- Huss, A., Spoerri, A., Egger, M., Rösli, M. (2010). Aircraft Noise, Air Pollution, and Mortality from Myocardial Infarction. *Epidemiology* 21(6): 829-836.
- INSPQ (2019). *La perturbation du sommeil et le dérangement associés au bruit environnemental dans la population québécoise en 2014-2015*. Montréal, Institut national de santé publique du Québec.
- Leeuw, E. d., Crimeen, A., Freestone, R., Jalaludin, B., Sainsbury, P., Hirono, K., Reid, A. (2018). *Healthy Airports*. Sydney, Centre for Health Equity Training, Research and Evaluation (CHETRE), University of New South Wales.
- Masiol, M. and Harrison, R. M. (2014). Aircraft engine exhaust emissions and other airport-related contributions to ambient air pollution: A review. *Atmospheric Environment* 95: 409-455.
- Massas, I., Gasparatos, D., Ioannou, D., Kalivas, D. (2018). Signs for secondary buildup of heavy metals in soils at the periphery of Athens International Airport, Greece. *Environmental Science and Pollution Research* 25: 658–671.
- Moretti, L., Cantisani, G., Caro, S. (2017). Airport veer-off risk assessment: an Italian case study. *ARPJ Journal of Engineering and Applied Sciences* 12(3): 900-912.
- Münzel, T., Gori, T., Babisch, W., Basner M. (2014). Cardiovascular effects of environmental noise exposure, *Eur Heart J* 35 (13): 829-836.
- Miedema, H. M. E. (2004). Relationship between exposure to multiple noise sources and noise annoyance. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 116(2), 949–957.
- Miedema, H.M.E., & Vos, H. (2007). Associations between self-reported sleep disturbance and environmental aircraft noise-induced sleep disturbance. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 121, 32-41.
- OFAC (2020). *Annexe I – Attribution des aéroports à la catégorie correspondante*. Berne, Office fédéral de l'aviation civile.
- OFAC (2022). *Aéroports régionaux*. Office fédéral de l'aviation civile. Retrieved 27.04.2022, from <https://www.bazl.admin.ch/bazl/fr/home/securite/infrastructure/aerodromes/aerodromes-regionaux.html>.
- OFAC (2022). *Aéroport de Lausanne-La Blécherette. Monitoring du bruit du trafic aérien en 2020*. Berne, Office fédéral de l'aviation civile.
- OFS and OFAC (2021). *Aviation civile suisse: 5. Passagers*. Neuchâtel, Office fédérale de la statistique.
- OMS Europe (2011). *Burden of disease from environmental noise; Quantification of healthy life years lost in Europe*. Copenhagen, OMS Europe.

- OMS Europe (2018). *Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement*. Copenhague, OMS Europe.
- Perron, S., Tétreault, L.F., King, N., Plante, C., Smargiassi, A. (2012). Review of the effect of aircraft noise on sleep disturbance in adults. *Noise Health* 14:58-67.
- Psanis, C., Triantafyllou, E., Giamarelou, M., Manousakas, M., Eleftheriadis, K., Biskos, G. (2017). Particulate matter pollution from aviation-related activity at a small airport of the Aegean Sea Insular Region. *Science of the Total Environment* 596-597: 187-193.
- Robinson, L. A. et al (2017). Understanding and improving the one- and three-times GDP per capita cost-effectiveness thresholds. *Health Policy and Planning*, 32: 141-145.
- Recio, A., Linares, C., Banegas, J. R., Díaz, J. (2016). Road traffic noise effects on cardiovascular, respiratory, and metabolic health: An integrative model of biological mechanisms. *Environmental Research*, 146, 359–370.
- Sauvé, J., Kadaoui, N., Lajoie, L., Noisel, N. (2013). Analyse des impacts potentiels des émissions de plomb provenant de l'aéroport de Saint-Hubert sur la santé de la population vivant à proximité. Québec, Agence de la santé et des services sociaux de la Montérégie.
- Saucy, A., Schäffer, B., Tangermann, L., Vienneau, D., Wunderli, J.-M., Rössli, M. (2020). Does night-time aircraft noise trigger mortality? A case-crossover study on 24 886 cardiovascular deaths. *European Heart Journal* 00: 1-9.
- Schlenker, W., Walker, W. R. (2016). Airports, Air Pollution, and Contemporaneous Health. *Review of Economic Studies* 83(2): 768-809.
- Sharmila, R., Khillare, P. S., Ki-Hyun, K. (2012). The Effect of Aircraft Traffic Emissions on the Soil Surface Contamination Analysis around the International Airport in Delhi, India. *Asian Journal of Atmospheric Environment* 6(2): 118-126.
- Smargiassi, A., Plante, C., Perron, S., Tétreault, L. F., Goudreau, S., King, N., Drouin, L. (2014). *Avis de santé publique sur les risques sanitaires associés au bruit des mouvements aériens à l'Aéroport international Pierre-Elliott-Trudeau*. Montréal, Agence de la santé et des services sociaux de Montréal.
- Sørensen M., Andersen, Z. J., Nordborg, R. B., Becker, T., Tjønneland A., Overvad, K., Raaschou, Nielsen O. (2013). Long-Term Exposure to Road Traffic Noise and Incident Diabetes: A Cohort Study. *Environmental Health Perspectives*, 121(2), 217–222.
- Styns T, Poupé M., Saelmakers F. (2016). Fiche no 57 du « Bruit à Bruxelles » : Évaluation des impacts sanitaire et économique du bruit des transports en Région de Bruxelles-Capitale. Bruxelles Environnement – IBGE, 7 pages.
- Sulej, A. M., Polkowska, Ż., Namieśnik, J. (2011). Analysis of Airport Runoff Waters. *Critical Reviews in Analytical Chemistry* 41(3): 190-213.
- Tyers, R. (2022). *Regional Airports*. London, House of Commons Library.
- Van Essen H et al (2019). *Handbook on the external costs of transports 2019*. Bruxelles, European Union.
- Vienneau, D., Perez, L., Schindler, C., Lieb, C., Sommer, H., Probst-Hensch, N., Künzli, N., & Rössli, M. (2015). Years of life lost and morbidity cases attributable to transportation noise and air pollution: A comparative health risk assessment for Switzerland in 2010. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 218(6), 514–521. <https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2015.05.003>
- Ville de Lausanne (2021). Catalogue des axes d'action du Plan climat et mesures proposées.
- WHO (2007). Quantifying burden of disease from environmental noise: Second technical meeting report. Copenhagen: WHO.
- Wilke, S., Majumdar, A., Ochieng, W. Y. (2015). The impact of airport characteristics on airport surface accidents and incidents. *Journal of Safety Research* 53: 63-75.

Bases de données

Data.geo.admin.ch. (n.d.). Retrieved June 20, 2022, from <https://data.geo.admin.ch/ch.bazl.laermbelastungskataster-zivilflugplaetze/>

geocat.ch—Catalogue. (n.d.). Retrieved June 20, 2022, from https://www.geocat.ch/geonetwork/srv/eng/md.viewer#/full_view/89a0b0bc-10ff-4e3e-a4e4-36d081e2e672/tab/complete

swissBOUNDARIES3D Gemeindegrenzen—Opendata.swiss. (n.d.). Retrieved June 20, 2022, from <https://opendata.swiss/de/dataset/swissboundaries3d-gemeindegrenzen>

7. Annexes

7.1 Revue de littérature (autre que nuisances sonores)

7.1.1 Environnement construit

7.1.1.1 Déplacements et trafic routier

Dans le cas des aéroports de Bristol et de Leeds, les conclusions des évaluations d'impact sur la santé indiquent que les effets du trafic routier lié à la présence d'un aéroport sont à prendre en compte dans la mesure où un accroissement des déplacements motorisés peut décourager le recours à la mobilité douce (marche à pied, vélo, etc.) des riverains et engendrer des effets négatifs en termes physiques (cardiovasculaires par ex.) et psychologiques (stress par ex.) en raison d'une diminution de l'activité physique. De plus, un trafic accru peut également nuire aux trajets quotidiens des habitants de la zone (accès au lieu de travail, aux établissements scolaires, éventuellement aux services de soins) (Beagley, Hilton et al. 2018: 44, Cave and Pyper 2020a: 38).

7.1.1.2 Accidents

Les études s'intéressant à la question des accidents se produisant dans les aéroports sont rares. Nous pouvons cependant mentionner une poignée d'analyses décrivant le lien entre caractéristiques physiques des aéroports et accidents. Celles-ci ne montrent pas de lien significatif entre les caractéristiques des aéroports américains, anglais, norvégiens et néo-zélandais étudiés, par exemple le nombre de pistes, le type de marquage au sol ou de signal lumineux, et le nombre d'incidents se produisant (Galle, Ale et al. 2010, Wilke, Majumdar et al. 2015). En revanche, certaines caractéristiques semblent être significativement corrélées avec la sévérité des incidents recensés. Ainsi, de manière générale, la complexité de la géométrie des pistes et des voies de circulation est associée à davantage d'accidents liés aux pilotes et au contrôle aérien. Un manque de coordination avec les sous-traitants opérant sur les zones de manœuvre, une formation insuffisante ou l'absence de radio dans les véhicules sont également associés à des accidents plus graves en lien avec le contrôle aérien (Wilke, Majumdar et al. 2015). De la même manière, une étude récente pointe du doigt la relation entre le manque de formation du personnel au sol et la survenue d'accidents, notamment entre véhicules à moteur (Chikha and Skorupski 2022). En outre, une équipe italienne a montré que, concernant les sorties de piste des avions, les deux principaux facteurs de risque étaient la vitesse du vent et la capacité portante du sol sous la piste (Moretti, Cantisani et al. 2017).

La littérature confirme donc que ce risque est marginal. En lien avec l'ARLB, le dernier accident impliquant une mort humaine date de 1952 et le dernier avec des personnes blessées de 1982. En Suisse, ces 20 dernières années il y a eu 5 accidents d'avion dans une distance de moins de 10 Km d'un aéroport et aucun n'impliquait des blessures ou pertes humaines en dehors de l'équipage ou des passagers de l'avion accidenté.

7.1.2 Environnement socio-économique

7.1.2.1 Effets sur l'emploi

Dans le cas de l'aéroport de Bristol, les conclusions de l'évaluation d'impact sur la santé indiquent que les effets de la création d'emplois sont potentiellement bénéfiques sur la santé et le bien-être des personnes concernées, notamment en permettant l'acquisition de ressources (financières) favorables à la santé, par exemple en termes d'alimentation ou de logement. Dans ce cas, les groupes de population vulnérables les plus à même de profiter des opportunités d'emploi étaient principalement composés des personnes modestes ou sans emploi (Beagley, Hilton et al. 2018: 46, Cave and Pyper 2020a: 50).

7.1.2.2 Effets sur le système de santé

Les effets sur le système de santé liés à un potentiel accroissement des maladies transmissibles, par exemple tropicales, en raison des activités de l'aéroport ne semblent pas pertinents ici, compte tenu de la nature même de l'ARLB. Le développement d'un potentiel tourisme médical n'a pas non plus lieu d'être pris en compte. Si des effets plus significatifs sont possibles sur le système de santé, compte tenu des accidents ou maladies des personnes se trouvant à l'aéroport ou se déplaçant vers ou depuis celui-ci (Beagley, Hilton et al. 2018, Cave and Pyper 2020a), le volume de passagers de l'ARLB rend cette hypothèse peu probable.

7.1.2.3 Identité locale

L'agrandissement d'un aéroport peut engendrer des effets positifs et négatifs sur l'identité locale des populations riveraines. Certains groupes de population peuvent en effet apprécier l'accroissement de l'activité économique ou des possibilités de déplacement, quand d'autres groupes peuvent regretter la disparition de l'aménagement préexistant (notamment si l'agrandissement s'est fait au détriment de l'environnement naturel) (Beagley, Hilton et al. 2018: 47). A nouveau, ce type de préoccupation semble peu pertinent dans le cas de l'ARLB.

7.1.2.4 Tourisme

Les effets positifs en termes de bien-être mental du tourisme de loisir semblent de manière générale peu significatifs (Beagley, Hilton et al. 2018). En outre, l'ARLB est avant tout consacré aux vols de loisir et de formation.

7.1.3. Environnement naturel

7.1.3.1 Émissions de gaz à effet de serre

Les émissions de gaz à effet de serre produites par un aéroport sont susceptibles d'avoir de multiples effets négatifs sur la santé en contribuant au changement climatique : problèmes liés à la chaleur (stress thermique, baisse de productivité), maladies respiratoires, maladies infectieuses, stress psychologique, insécurité alimentaire, etc. Ces effets n'affectent pas de manière équivalente les populations : celles des pays en développement et celles les plus précaires des pays développés sont considérées comme davantage impactées, dans la mesure où elles disposent de moins de ressources (financières notamment) pour s'adapter aux contraintes provoquées par le changement climatique et faire preuve de résilience. Cela dit, s'ils sont à prendre en compte, les effets sur la santé directement imputables à un aéroport sont marginaux pour la population générale et faiblement négatifs pour les groupes à risque (par exemple les personnes âgées, les enfants ou les familles à faible revenu). En outre, dans un contexte d'émissions de gaz à effet de serre mondialisé, les mesures de réduction sont généralement négociées au niveau international et mises en œuvre au niveau national (Beagley, Hilton et al. 2018: 51, Cave and Pyper 2020a: 36).

7.1.3.2 Pollution de l'air

Une étude réalisée dans les environs de l'aéroport de Santa Monica en Californie, principalement dédié à l'aviation de tourisme et d'affaires (jets privés), a montré que les émissions de particules fines étaient de 2,5 à 10 fois plus importantes, en comparaison du niveau de fond produit par les véhicules circulant sur les routes environnantes, à des distances de respectivement 100 et 660 mètres de l'aéroport dans le sens du vent (Hu, Fruin et al. 2009). Ces effets sont particulièrement importants au moment du décollage des avions, même si les phases d'atterrissage et de déplacement au sol sont également significatives. L'étude conclut en revanche que les émissions produites par les avions n'augmentent pas sensiblement les niveaux de carbone noir et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP). Une autre étude, menée cette fois aux abords de l'aéroport régional de Warwick à Rhode Island (Etats-Unis), conclut que les vols contribuent significativement aux émissions de carbone noir, entre 24 et 28% des taux mesurés, principalement lors des décollages (Dodson, Houseman et al. 2009). Toujours concernant l'aéroport de Warwick, une étude a mis en évidence que les décollages et atterrissages d'avions ne représentaient pas nécessairement la source principale d'émission de particules fines, par

rapport notamment aux émissions du trafic routier, mais qu'elles étaient particulièrement élevées en bout de piste et dans la zone directement environnante (Hsu, Adamkiewicz et al. 2012, Hsu, Adamkiewicz et al. 2014). En Grèce, des niveaux importants de pollution aux particules fines, jusqu'à 10 fois plus élevés que dans une station de contrôle située à 3 km, ont été détectés dans les environs de l'aéroport de Mytilène, celui-ci ayant enregistré environ 5'500 vols et 460'000 passagers en 2014 (Psanis, Triantafyllou et al. 2017).

Les études estimant l'impact concret de la pollution de l'air des aéroports sur la santé humaine sont rares (Masiol and Harrison 2014). Une étude basée sur les données des 12 plus grands aéroports californiens (incluant des aéroports enregistrant moins d'un million de passagers annuels) a conclu que la pollution au monoxyde de carbone (CO) était significativement corrélée aux coûts hospitaliers pour les maladies respiratoires et cardiaques, quand bien même les niveaux d'émission sont inférieurs aux valeurs limites américaines (Schlenker and Walker 2016). Une autre étude s'intéressant à trois aéroports américains (Atlanta, Chicago et Providence) a montré qu'entre 5 et 15 morts prématurées annuelles pouvaient être attribuées aux émissions de particules fine (PM_{2,5}) (Arunachalam, Wang et al. 2011).

Dans le cas des aéroports de Bristol et de Leeds, les conclusions des évaluations d'impact sur la santé indiquent que les polluants atteignant des niveaux significatifs pour la santé humaine sont le dioxyde d'azote (NO₂) et les particules fines (PM₁₀ et PM_{2,5}). En cas d'agrandissement du site aéroportuaire, les effets potentiels estimés de ces polluants seraient non-significatifs pour la population locale et faiblement négatifs pour les groupes de population vulnérable, c'est-à-dire les riverains, les personnes âgées et en bas âge, sachant que dans le cas du NO₂ et des PM_{2,5}, les effets sur la santé peuvent se manifester en l'absence de seuils toxicologiques (Beagley, Hilton et al. 2018: 39, Cave and Pyper 2020a: 43). Les problèmes de santé concernés sont un risque accru de maladies cardiovasculaires et respiratoires (hypertension, infarctus du myocarde, fonction pulmonaire réduite).

7.1.3.3 Pollution des sols

Les études analysant les liens entre pollution des sols à proximité des aéroports et santé humaine sont particulièrement rares, et inexistantes ou presque dans le cas des aéroports de petite taille. Quelques travaux indiquent des risques d'accumulation de certains métaux dans les sols à proximité des aéroports, notamment du plomb (Pb) (Sharmila, Khillare et al. 2012, Massas, Gasparatos et al. 2018).

7.1.3.4 Pollution des eaux de surface et souterraines

Les études analysant les liens entre pollution des eaux, activité aéroportuaire et santé humaine sont rares, et inexistantes ou presque dans le cas des aéroports de petite taille. Des observations générales sont rendues difficiles par le fait que les formes de pollution engendrées par les aéroports dépendent considérablement des normes en vigueur quant au traitement des eaux usées et des produits chimiques employés pour les opérations aéroportuaires (dégivrage et antigivrage, nettoyage des appareils et des pistes, désherbage, etc.) (Sulej, Polkowska et al. 2011).

7.1.4 Styles de vie

7.1.4.1 Activité physique

Les liens entre activité physique et activité aéroportuaire ne sont pas véritablement traités par la littérature scientifique, encore moins en lien avec les aéroports de petite taille. Nous renvoyons donc le lecteur au point 3.2.2 concernant les relations potentielles entre trafic routier et activité physique.

7.1.4.2 Comportement à risque

A nouveau, les études analysant les liens entre la présence d'un aéroport et l'existence de comportements à risque au sein de la population vivant à proximité sont presque inexistantes. Aucune étude n'a par exemple été trouvée concernant la consommation d'alcool. En revanche, les résultats d'une recherche menée dans six pays européens à proximité de sept aéroports semblent montrer un risque accru de consommation d'anxiolytiques lié au bruit des avions, qu'il se produise de jour (OR de 1,28) ou de nuit (OR de 1,27) (Floud, Vigna-Taglianti et al. 2011).

7.1.5 Effets cumulés

Dans le cas de l'aéroport de Leeds (mais pas de celui de Bristol), l'EIS fournit une estimation des effets cumulés sur la santé des différents déterminants analysés, en prenant également en compte les autres projets de développement susceptibles de voir le jour au niveau local. Les résultats ne changent pas significativement le diagnostic effectué puisque, de la même façon que l'immense majorité des problématiques de santé considérées séparément ont des effets marginaux ou faiblement négatifs, leurs effets cumulés sur les groupes de population à risque sont également marginaux ou faiblement négatifs⁸ (Cave and Pyper 2020a: 58-59).

⁸ Voire faiblement positifs mais cela est dû est la nature de l'EIS qui compare un scénario d'aménagement produisant certaines améliorations à un scénario de référence.

7.2 Liste des publications non retenues

#	Année pub.	Titre	Sujet	Raison non sélection	Aéroport	Nb passagers	Année réf.
1	2008	"A Plume Capture Technique for the Remote Characterization of Aircraft Engine Emissions"	Pollution air	Aéroport grande taille	BNE	23 millions	2017
2	2008	"Commercial aircraft engine emissions characterization of in-use aircraft at Hartsfield–Jackson Atlanta International Airport"	Pollution air	Aéroport grande taille	ATL	110 millions	2019
3	2008	"Hypertension and Exposure to Noise Near Airports: the HYENA Study"	Bruit	Aéroport grande taille	plusieurs	()	()
4	2008	"The Los Angeles international airport as a source of ultrafine particles and other pollutant to nearby communities"	Pollution air	Aéroport grande taille	LAX	88 millions	2019
5	2009	"Aircraft Hydrocarbon Emissions at Oakland International Airport"	Pollution air	Aéroport grande taille	OAK	11 millions	2008
6	2010	"Concentrations, sources and geochemistry of airborne particulate matter at a major European airport"	Pollution air	Aéroport grande taille	BCN	50 millions	2018
7	2011	"Aircraft emissions and local air quality impacts from takeoff activities at a large International Airport"	Pollution air	Aéroport grande taille	LAX	88 millions	2019
8	2011	"The effect of aircraft noise exposure on quality of life and psychiatric problem: A report of the Bangkok Airport Study"	Bruit	Aéroport grande taille	BKK	63 millions	2018
9	2013	"Aircraft noise and cardiovascular disease near Heathrow airport in London: small area study"	Bruit	Aéroport grande taille	LHR	80 millions	2018
10	2013	"Contributions of aircraft arrivals and departures to ultrafine particle counts near Los Angeles International Airport"	Pollution air	Aéroport grande taille	LAX	88 millions	2019
11	2013	"Exposure to aircraft and road traffic noise and associations with heart disease and stroke in six European countries: a cross-sectional study"	Bruit	Aéroport grande taille	plusieurs	()	()
12	2013	"Rôle du bruit dans le développement de l'hypertension artérielle en milieu aéroportuaire"	Bruit	Aéroport grande taille	ALG	8 millions	2018
13	2015	"Health Impact Assessment of airport noise on people living nearby six Italian airports"	Bruit	Aéroport grande taille	plusieurs	()	()
14	2015	"Total and size-resolved particle number and black carbon concentrations in urban areas near Schiphol airport (the Netherlands)"	Pollution air	Aéroport grande taille	AMS	72 millions	2019
15	2016	"International Airport Impacts to Air Quality: Size and Related Properties of Large Increases in Ultrafine Particle Number Concentrations"	Pollution air	Aéroport grande taille	LAX	88 millions	2019
16	2016	"Particle number concentrations near the Rome-Ciampino city airport"	Pollution air	Aéroport grande taille	CIA	6 millions	2019
17	2017	"Emission rates of particle number, mass and black carbon by the Los Angeles International Airport (LAX) and its impact on air quality in Los Angeles"	Pollution air	Aéroport grande taille	LAX	88 millions	2019
18	2019	"Health effects of pollution on the residential population near a Brazilian airport: A perspective based on literature review"	Bruit	Aéroport grande taille	GRU	43 millions	2019

7.3 Healthy Airports Checklist

Les 12 dimensions et critères correspondants de la Healthy Airports Checklist (Leeuw, A. Crimeen et al. 2018: 10-11):

1. Environment

- Engages in planning processes that result in health promoting aesthetic-built environments
- Provides a clean, safe, high quality physical environment for all people inside the airport boundaries and in surrounding communities
- Ensures that systems that are in place to protect individual and collective safety and security are implemented in least-obtrusive ways conducive with their specific purpose

2. Ecosystem

- Creates, maintains and aligns with governance, policies and practices for a sustainable ecosystem
- Protects as much as possible the natural ecosystems within and beyond the airport boundaries
- Addresses sustainability principles
- Reduces its environmental footprint (particularly with regard to carbon emissions and waste generation) to the greatest extent possible, on a trajectory to carbon neutrality
- Reflects local communities' sensitivity/connection to landscape and environment (e.g. local flora, fauna and open spaces, etc.)

3. Community

- Builds on consultative/participatory community engagement to ensure fairness and equity in risks and benefits
- Ensures an inclusive, respectful and mutually supportive community through consultative processes
- Actively pursues its ability to build positive social change outside the boundaries of its general business

4. Participation

- Implements governance structures that enable a high degree of public participation in and control over the decisions affecting one's life, health and well-being
- Provides avenues for all airport users and members of communities affected by the airport's operations with effective means of providing feedback on the airport's operations and involvement in decisions that affect them

5. Basic services and facilities

- Ensures that hygienically prepared food and beverages are available that meet a wide range of preferences and prices
- Ensures that potable plain water is available free of charge throughout the airport
- Ensures that all activities at the airport are conducted with adherence to high standards of workplace health and safety
- Ensures that conditions of employment for all persons working at the airport are meeting appropriate international/national standards
- Offers healthy food choices, including meeting the needs of all diet requirements when travelling and in the airport
- Ensures equitable affordable transport options for workers and visitors

6. Experiences and resources

- Provides a range of passive and active recreational spaces and activities for residents, workers and visitors
- Provides a wide range of opportunities for relaxation and physical and mental activity for persons waiting at the airport
- Provides free family friendly activities for travelers and people waiting
- Provides accessible and acceptable connectedness to internet and (social) media

7. Economy

- Creates and sustains a lively economy that supports a diversified skill set within local industry and provides opportunities for advancement
- Makes a vital and innovative contribution to the economy of the region around the airport
- Provides equitable employment

8. Heritage

- Maintains and promotes the historical, social, economic, geographic and cultural contexts of the region
- Provides many tangible links with the historical, cultural and biological heritage of the region in which it is located

9. Form and design

- Has a physical form that is compatible with and enhances all the other elements of a Healthy Airport
- Integrates coordinated high level infrastructure planning with the local urban (political, social and environmental) context

10. Public health and sick care services

- Engages in activities that promote and maximise the health of individuals, peoples and communities
- Provides appropriate public health and sick care services that are easily accessible by all who need them, particularly travelers and employees

11. Connectedness

- Is designed to make people feel welcomed
- Is designed to blend into the region and culture
- Recognizes its glocal (the interface between global and local) footprint in all of the above qualities

12. Nuisance and impact

- Works pro-actively and in collaboration with potentially affected individuals to reduce health risks and build (health) resilience
- Aims to meet and exceed the strictest standards in noise, air, water and soil pollution

7.4 Monétisation du DALY de la gêne

A. Introduction

La monétisation des années de vie perdues est une approche largement utilisée dans la littérature scientifique et les travaux d'expertise. Pour autant, elle continue de soulever de nombreuses questions d'ordre méthodologique, qui invitent à procéder de manière très prudente lorsque l'on souhaite procéder à des estimations.

La principale étude qui s'est penchée sur le coût externe du bruit en Suisse (Ecoplan/Infras, 2014) et dont l'actualisation est en cours, a traité de manière détaillée les enjeux méthodologiques de la monétisation des impacts du bruit sur la santé. Trois méthodologies principales ont été identifiées :

- Calcul de la perte de la valeur locative
Cette approche repose sur l'hypothèse qu'en présence d'une exposition au bruit, la valeur du loyer qui peut être exigée diminue et est inférieure à celle qui peut être demandée pour un logement équivalent dans un endroit calme. Les études de prix dits hédoniques permettent d'analyser statistiquement le marché du logement afin de déterminer l'influence du bruit sur le prix du logement.

- Calcul de la disponibilité à payer (willingness-to-pay)
Pour déterminer la valeur du calme (ou du bruit évité), il est également possible de réaliser des enquêtes directes auprès de la population qui mesure la disponibilité à payer pour un logement calme et le niveau de prix accepté pour ce « surcoût ».
- Calcul du coût des DALY (AVCI-Années de vie perdues corrigées sur l'invalidité)
Cette approche repose sur l'identification d'une unité monétaire pouvant constituer un proxy (équivalent ou unité proche). Comme le DALY correspond à une année de vie perdue, le proxy retenu est généralement le VLYL (value of life year lost / valeur d'une année de vie perdue).
Le VLYL peut être établi à partir de la VOSL (value of a statistical life / valeur d'une vie statistique), calculée de manière standardisée par tous les pays (en Suisse, par l'Office fédéral du développement territorial – ARE).

Sur le plan international, une majorité d'études recourent à la perte de la valeur locative. Il existe quelques études mobilisant la disponibilité à payer et la monétisation du DALY est également présente, en particulier dans certaines études réalisées au sein de l'Union Européenne.

Concernant la méthode à privilégier, l'étude d'Ecoplan/Infras (2014) déconseille la monétisation du DALY par le biais du VLYL, principalement en raison de valeurs qui seraient deux fois plus élevées que ceux obtenus avec la méthode la plus utilisée (perte de valeur locative). Néanmoins, dans le cadre d'autres études, nous disposons d'estimations de la valeur du DALY qui peuvent être mises en comparaison avec ce dernier mode de calcul. Aussi, dans le cadre de l'EIS de l'ARLB, nous ne disposons pas de ressources financières et en temps pour réaliser une monétisation selon la méthode de la perte de la valeur locative ou de la disponibilité à payer.

Au regard de ce qui précède, suivant une approche comparative entre deux méthodes, nous allons proposer ci-après un essai de monétisation des DALY imputables à la forte gêne. L'objectif est de vérifier l'éventuelle convergence de certaines estimations, ce qui constituerait un indice en faveur de la robustesse scientifique de cette méthode.

B. Monétisation comparative des DALY

En guise de préambule, il est utile de préciser que la monétisation correspond à un coût dit social résultant d'une exposition excessive à un facteur de risque donné. Conceptuellement, ce coût social comprend tant les coûts dits matériels (frais de traitement médical, pertes nettes de production dues à une absence permanente ou temporaire sur le lieu de travail, coûts de remplacement d'employés) que les coûts immatériels, résultant d'une espérance de vie raccourcie ou d'une qualité de vie péjorée.

Méthode de la valeur des années de vie perdues (VLYL)

Cette méthode part d'une hypothèse d'équivalence entre le DALY et la VLYL. Cette dernière a été calculée, sur la base de la valeur d'une vie statistique (VOSL) calculée chaque année par l'ARE (ARE, 2022). Afin de couvrir l'incertitude sur la détermination du calcul de la VOSL, l'ARE propose une analyse de sensibilité avec une valeur de la VOSL, de 50% inférieure, respectivement, 50% supérieure à la valeur centrale. Cette même fourchette a été appliquée dans le calcul de la VLYL.

Le calcul a été réalisé pour l'année 2019 par l'ARE. Son estimation pour l'année 2030 a été établie par nous en appliquant, un taux d'actualisation à la baisse de 2% par an⁹.

Mode de calcul appliqué : $VLYL * DALY$

⁹ Cela correspond à une réduction des coûts de 2% par an. En matière d'analyse en économie environnementale, la pratique d'une réduction émerge parce qu'on considère qu'un individu donne une moindre valeur à un bénéfice ou à un coût dans le futur par rapport à un coût ou un bénéfice à l'instant présent. La définition du « bon niveau » du taux d'actualisation fait toujours l'objet d'intenses débats dans la communauté scientifique.

Dans une approche conservatrice et prudente des coûts, deux cas de figures ont été considérées pour chaque année :

- Valeur centrale
- Valeur bas de la fourchette (-50%)

	Année	Analyse sensibilité - 50% (CHF)	Valeur centrale (CHF)	Analyse sensibilité +50% (CHF)
VLYL	2019	124 146	248 292	372 437
	2030	99 408	198 815	298 222

DALY	Scenario 1 : 2019	Scenario 2 : 2030	Scenario 3 : 2030 sans aéroport
Bruit des avions	862,8 (431 – 5'176)	1 220,53 (610 – 7'323)	--
Bruit routier	317,13 (158 – 1'902)	1 108,54 (554 – 6'651)	1 108.54 (554 – 6'651)

Valeur centrale (CHF)	Scenario 1 : 2019	Scenario 2 : 2030	Scenario 3 : 2030 sans aéroport
Bruit des avions	214 226 338 (107 013 852 - 1 285 159 392)	242 659 902 (121 277 265 - 1 455 923 626)	--
Bruit routier	78 740 842 (39 230 136 - 472 251 384)	220 394 589 (110 143 614 - 1 322 319 819)	220 394 589 (110 143 614 - 1 322 319 819)

Valeur basse (-50%) (CHF)	Scenario 1 : 2019	Scenario 2 : 2030	Scenario 3 : 2030 sans aéroport
Bruit des avions	107 113 169 (53 506 926 - 642 579 696)	121 329 951 (60 638 633 - 727 961 813)	--
Bruit routier	39 370 421 (19 615 068 - 236 125 692)	110 197 295 (55 071 807 - 661 159 909)	110 197 295 (55 071 807 - 661 159 909)

Dans le cas de figure 1 (valeur centrale) on obtient les estimations suivantes :

- Bruit des avions : 214 millions (2019), respectivement 243 millions (2030).
- Bruit routier : 79 millions (2019), respectivement 220 millions (2030).

Dans le cas de figure 2 (valeur basse -50% du VLY) on obtient les estimations suivantes :

- Bruit des avions : 107 millions (2019), respectivement 121 millions (2030).
- Bruit routier : 39 millions (2019), respectivement 110 millions (2030).

Finalement, pour chacun des deux cas de figure, les estimations sont encore divisées par deux lorsque l'on fait varier le poids de l'invalidité de la gêne et l'on considère la valeur la plus basse (DW= 0.01) de l'intervalle de confiance du DALY. Cela constitue alors de l'estimation la plus basse, suivant une approche ad minima.

Méthode du Produit intérieur brut par habitant (PIB/hab.)

Dans le cadre de l'analyse coût-efficacité des projets sur des problématiques de santé globale, l'une des approches les plus utilisées consiste en l'estimation des DALY évitées, dont la valeur économique est dérivée du PIB/hab. Usuellement, les études établissent leurs estimations à partir de deux seuils (Robinson et al, 2017) : $DALY=PIB/hab.$; $DALY= 3*PIB/hab.$

Plus largement, cette approche peut donc être utilisée pour estimer la valeur ou le coût d'un DALY.

Pour notre analyse, le PIB/hab. pour 2019 a été extrait de la base de données de l'OFS :

(<https://www.bfs.admin.ch/bfs/fr/home/statistiques/themes-transversaux/mesure-bien-etre/conditions-cadre/economiques/pib-reel-par-habitant.assetdetail.23184191.html>)

Le PIB/hab. pour 2030 a été calculé en appliquant un taux de croissance de 1.01% par an, ce qui est une valeur prudente, puisqu'elle demeure inférieure au taux de croissance moyen entre 1991 et 2021, de 1.4%.

Mode de calcul appliqué : $PIB/hab.*DALY$

Conformément à la pratique internationale en la matière, nous avons retenus les deux seuils usuels pour la monétisation du DALY ($DALY=PIB/hab.$; $DALY= 3*PIB/hab.$), plus un troisième seuil prudentiel ($DALY=1/2*PIB/hab.$), qui nous semble plus conforme au coût de la vie plus important de la Suisse en comparaison à la moyenne de l'Union Européenne.

Année	PIB/hab. (CHF)	DALY=PIB/hab. (CHF)	DALY= 3 *PIB/hab. (CHF)	DALY=1/2*PIB/hab. (CHF)
2019	83 598	83 598	250 794	41 799
2030	93 268	93 268	279 803	46 634

DALY	Scenario 1 : 2019	Scenario 2 : 2030	Scenario 3 : 2030 sans aéroport
Bruit des aéronefs	862,8 (431 – 5'176)	1 220,53 (610 – 7'323)	--
Bruit routier	317,13 (158 – 1'902)	1 108,54 (554 – 6'651)	1 108.54 (554 – 6'651)

DALY=PIB/hab. (CHF)	Scenario 1 : 2019	Scenario 2 : 2030	Scenario 3 : 2030 sans aéroport
Bruit des aéronefs	72 128 354 (36 030 738 - 432 703 248)	113 835 956 (56 893 262 - 682 998 946)	--
Bruit routier	26 511 434 (13 208 484 - 159 003 396)	103 390 912 (51 670 274 - 620 323 090)	103 390 912 (51 670 274 - 620 323 090)

DALY= 3x PIB/hab. (CHF)	Scenario 1 : 2019	Scenario 2 : 2030	Scenario 3 : 2030 sans aéroport
Bruit des aéronefs	216 385 063 (108 092 214 - 1 298 109 744)	341 507 867 (170 679 786 - 2 048 996 837)	--
Bruit routier	79 534 301 (39 625 452 - 477 010 188)	310 172 737 (155 010 822 - 1 860 969 270)	310 173 926 (155 010 822 - 1 860 969 270)

DALY= ½ x PIB/hab. (CHF)	Scenario 1 : 2019	Scenario 2 : 2030	Scenario 3 : 2030 sans aéroport
Bruit des aéronefs	36 064 177 (18 015 369 – 216 351 624)	56 917 978 (28 446 631 – 341 499 473)	--
Bruit routier	13 255 717 (6 604 242 – 79 501 698)	51 695 456 (25 835 137 – 310 161 545)	51 695 456 (25 835 137 – 310 161 545)

Dans le cas de figure 1 (DALY=PIB/hab.) on obtient les estimations suivantes :

- Bruit des aéronefs : 72 millions (2019), respectivement 114 millions (2030).
- Bruit routier : 27 millions (2019), respectivement 103 millions (2030).

Dans le cas de figure 2 (DALY= 3*PIB/hab.) on obtient les estimations suivantes :

- Bruit des aéronefs : 216 millions (2019), respectivement 342 millions (2030).
- Bruit routier : 80 millions (2019), respectivement 310 millions (2030).

Dans le cas de figure 3 (DALY= 1/2*PIB/hab.) on obtient les estimations suivantes :

- Bruit des aéronefs : 36 millions (2019), respectivement 57 millions (2030).
- Bruit routier : 13.5 millions (2019), respectivement 51.5 millions (2030).

Comme pour la méthode précédente, l'application, dans les trois cas de figure, du taux d'invalidité de la gêne le plus bas (DW=0.01) parfois appliqué dans la littérature scientifique, diviserait les estimations par deux.

Discussion

Les deux méthodes retenues aboutissent à une monétisation du DALY de la gêne qui varie considérablement au niveau de chaque méthode du fait des hypothèses retenues, mais qui présente des rapprochements lorsque l'on compare ces mêmes hypothèses entre méthodes

Année	VLYL (CHF)		PIB/hab. (CHF)		
	Valeur basse	Valeur centrale	DALY=1/2 *PIB/hab.	DALY=PIB/hab.	DALY=3* PIB/hab.
2019	124 146	248 292	41 799	83 598	250 794
2030	99 408	198 815	46 634	93 268	279 803

Ainsi, en termes d'ordre de grandeurs, on constate que :

- La valeur basse selon la méthode VLYL pour 2019 est 48% plus élevée que celle de l'équivalent DALY=PIB selon la méthode PIB/hab., mais seulement 6% plus élevée pour 2030, du fait de l'application du taux d'escompte de 2% par an.
- La valeur centrale du DALY selon de la méthode VLYL correspond pratiquement à celle de 3*PIB/hab. pour l'année 2019, mais elle est en revanche inférieure de 25% pour 2030, du fait toujours de l'application du taux d'actualisation à la baisse.
- La valeur prudentielle du DALY selon la méthode du PIB (1/2* PIB/hab.) donne des résultats 2 (2030) à 3 (2019) fois supérieurs à celle selon la méthode VLYL.

Des efforts de monétisation entrepris dans le cadre d'autres initiatives, ont, quant à eux, proposé une valeur du DALY (toujours selon un principe d'équivalence avec le VLYL) de 60 000 livres pour le Royaume-Uni (DEFRA 2014) et de 50 000 euros pour l'Union européenne (George et al, 2013).

La conversion de ces estimations en francs suisses (au taux de change moyen en 2019 et en tenant également compte du différentiel de coût de la vie) correspond, pour le Royaume-Uni, à 115 641 CHF et, pour l'Union Européenne, à 84 512 CHF. Ces chiffres se rapprochent soit de la valeur basse pour la méthode VLYL soit de la valeur DALY=PIB/hab. de la méthode PIB/hab.

En comparant les chiffres avancés ici à ce qui a été proposé dans les pays proches, on se rend compte d'une certaine convergence, ce qui est plutôt rassurant. Ainsi, le rapport de l'été 2021 commandé en France par l'ADEME et le Conseil National du Bruit, indique que le coût social du bruit en France dû au trafic aérien est un peu supérieur à 6 milliards d'Euros par an (ADEME et al., 2021). En outre, une comparaison entre les agglomérations parisienne et bruxelloise a montré que l'impact du bruit aérien ne correspond pas à une simple règle de trois mais dépend fortement de la configuration du voisinage de chaque aéroport :

« La proportion des DALY générées en Région Bruxelles-Capitale (RBC) par les 224 000 mouvements d'avions de Brussels Airport en 2011 est plus importante que celle de l'agglomération parisienne qui dispose pourtant de deux aéroports internationaux (Paris Charles de Gaulle et Paris-Orly, qui cumulent en 2011 près de 735 000 mouvements) et de 25 autres aérodromes. Ainsi (Styns et al., 2016) :

- pour la gêne : la proportion du bruit du trafic aérien est 2 fois plus importante en RBC par rapport à l'agglomération parisienne ;
- pour les troubles du sommeil : la proportion du bruit du trafic aérien est 18 fois plus importante en RBC par rapport à l'agglomération parisienne.

Ceci s'explique par un pourcentage plus élevé de population fortement impactée. »

Dans cette comparaison franco-belge, le coût social du bruit a bien été estimé à 50 000 € par DALY.

A la lumière de ce qui précède est dans une approche prudente et conservatrice, il nous semblerait judicieux et pertinent de retenir l'équivalence entre DALY et PIB/hab. comme mode de monétisation d'une unité de DALY. Aussi, son utilisation dans l'estimation des DALY attribuables à la gêne sur le périmètre d'étude devrait privilégier l'hypothèse du taux d'invalidité (DW= 0.02) le plus fréquemment utilisé dans la littérature scientifique. La valeur la plus basse de la fourchette estimative du coût social du bruit de l'ARLB se situerait aux alentours de 36 millions CHF/an pour 2019 et 57 millions CHF/an en 2030, tandis que la valeur moyenne serait de respectivement 72 et 114 millions.