



**UNIVERSITÉ
DE GENÈVE**

FACULTÉ DE MÉDECINE
Institut de santé globale

• • • **equiterre**

Partenaire pour le développement durable

Swiss TPH



Swiss Tropical and Public Health Institute
Schweizerisches Tropen- und Public Health-Institut
Institut Tropical et de Santé Publique Suisse

Associated Institute of the University of Basel



Materials Science & Technology

ECOPLAN Forschung und Beratung
in Wirtschaft und Politik



Plan sectoriel de l'infrastructure aéronautique (PSIA) de l'Aéroport de Genève-Cointrin (GA)

Evaluation d'impacts sur la santé

Annexes

Octobre 2016

Liste des annexes

- I Cadrage de l'EIS
- II Rapport EMPA-Bruit
- III Rapport Swiss TPH-Bruit
- IV Rapport Swiss TPH-Pollution de l'air
- V Rapport Ecoplan-Calcul des coûts
- VI Questionnaire enquête téléphonique

I Cadrage de l'EIS

Plan sectoriel de l'infrastructure aéronautique (PSIA) de l'Aéroport de Genève-Cointrin (GA)

Evaluation d'impacts sur la santé

Cadrage

Table des matières

1	Cadrage	3
1.1	Cadrage « Pollution de l’air et santé » dans le contexte aéroportuaire	4
1.1.1	Généralités	4
1.1.2	Principaux polluants concernés par l’activité aéroportuaire	4
1.1.3	Principaux impacts sur la santé causés par les polluants atmosphériques liés à l’activité aéroportuaire	5
1.1.4	Concentrations, localisation et sources des polluants spécifiques à la problématique aéroportuaire	7
1.1.4.1	PM ₁₀ , PM _{2.5} et PM _{0.1} – particules fines et ultrafines	7
1.1.4.2	NO _x / NO ₂ & CO & SO ₂	8
1.1.4.3	COV & HAP	8
1.1.4.4	Pb	9
1.1.4.5	O ₃	9
1.1.4.6	Localisation des émissions	9
1.1.4.7	Sources principales de pollutions en fonction de l’intensité des émissions	10
1.1.5	Impacts sur la santé de l’activité aéroportuaire sur la base d’EIS dédiées	10
1.1.5.1	Mortalité	10
1.1.5.2	Morbidité –maladies cardiovasculaires et respiratoires	10
1.1.5.3	Gêne olfactive	11
1.1.5.4	Population impactée spécifiquement	11
1.1.5.5	Priorisation des polluants en fonction de l’intensité des impacts	12
1.2	Cadrage « Bruit et santé » dans le contexte aéroportuaire	13
1.2.1.1	Maladies cardiovasculaires	13
1.2.1.2	Difficultés cognitives et d’apprentissage	15
1.2.1.3	Perturbation du sommeil	16
1.2.1.4	Perte d’ouïe et acouphènes	17
1.2.1.5	Gêne sonore	17
2	Bibliographie	20

Figures

Fig 1.	: Association entre le bruit des avions et le risque d’hypertension (Babisch & Van Kamp 2009)	14
--------	---	----

1 Cadrage

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

Le cadrage a pour but de définir, d'affiner et de valider le périmètre de l'évaluation. 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 et affectant certains groupes de population de manière disproportionnée.

Fruit d'une revue rapide de la littérature traitant des potentiels liens entre l'activité aéroportuaire et la santé, de même que des attentes spécifiques du groupe de travail, les macro-déterminants suivants ont pu être identifiés et synthétisés. Ils sont présentés (par ordre alphabétique) dans la liste ci-dessous, et détaillés dans le schéma de cadrage joint en annexe.

Aéroport et santé : macro-déterminants potentiels pour l'analyse (listés ici par ordre alphabétique) :

1. *Accidents*
2. *Activité physique*
3. *Alimentation*
4. *Aspects macro-économiques*
5. *Bruit*
6. *Climat*
7. *Effets indirects sur les logements (disponibilité, prix, satisfaction personnelle)*
8. *Emplois & Revenus*
9. *Lien social*
10. *Maladies (not. invasives)*
11. *Paysage*
12. *Pollution de l'air*
13. *Pollution des eaux*
14. *Pollution lumineuse*
15. *Santé mentale*

La thématique *Mobilité induite* a également été identifiée comme thématique transversale.

Ce « champ des possibles » a été présenté et débattu lors de la séance de cadrage du 06 août 2015. Suite à cette séance, il a été convenu que les déterminants suivants feront l'objet d'une analyse fine, et constitueront ainsi le cœur de l'EIS GA :

- Bruit
- Pollution de l'air
- Emplois & Revenus

Ces trois « thématiques centrales » ont été priorisées :

- sur la base des conclusions de la littérature consultée et dont la synthèse est présentée dans le présent chapitre
- en tenant compte des thématiques déjà traitées dans d'autres procédures, processus et systèmes de monitoring en cours [*pollution des eaux, mobilité y.c. activité physique induite* notamment)
- en considérant la complexité de certains enjeux dont les impacts indirects seraient plus difficilement saisissables en termes de santé à l'échelle du territoire analysé et dans le cadre de ce mandat (notamment le climat, la pollution lumineuse, le paysage, les maladies issues de l'arrivée de faune et de flore exotiques)
- en se basant sur les choix opérés par le groupe de travail
- en tenant compte des données disponibles et celles pouvant être produites, compte tenu des échéances, déjà établies, du processus PSIA.

Les éléments de cadrage suivants se réfèrent à la littérature scientifique disponible en matière d'EIS aéroports sur les trois thématiques centrales. Ils sont donc à l'origine des hypothèses sur lesquelles reposeront les différentes analyses réalisées dans le cadre de cette EIS.

1.1 Cadrage « Pollution de l'air et santé » dans le contexte aéroportuaire

1.1.1 Généralités

De nombreux facteurs influent sur la contribution effective d'un aéroport à la qualité de l'air locale (voir notamment Kim et al. 2015) :

- les types de polluants émis (déterminés par les sources et les opérations en cours, c'est-à-dire le type de flotte opérant sur les lieux tout autant que le type d'opération effectuée par l'ensemble des véhicules et équipements engagés, dans l'air comme au sol – véhicules pour accéder aux avions, support technique, sources d'énergies mobiles et stationnaires notamment),
- la toxicité des polluants considérés,
- la répartition horaire/journalière/saisonnnière des émissions (heures et jours de pointe, périodes de fort trafic),
- l'exposition de la population et des employés du site en particulier (temporalité, durée et intensité en fonction de la répartition des émissions),
- la multiplicité et la diversité des expositions (cf. « ou effet cocktail), tout autant que
- le genre (le sexe), les prédispositions génétiques ou le statut de santé en général des individus exposés,
- l'organisation du réseau de transport local et régional lié aux services de vol (mobilité induite),
- la situation et surtout le site géographique (topographique) de l'aéroport, ou encore
- les conditions climatiques et météorologiques des lieux (vitesse et direction des vents, humidité, température ambiante, albedo spécifique aux milieux urbanisés et inversions thermiques notamment). A ce propos, Li et al. (2013) et Zhang et al. (2009) soulèvent bien l'influence substantielle des conditions météorologiques sur la formation et/ou la dissipation des polluants liés à l'activité aéroportuaire.

Il en résulte que toute tentative de généralisation en matière d'émissions et d'immissions découlant de l'activité des aéroports – au vu de leur immense diversité – reste complexe.

Un certain nombre de polluants ressortent néanmoins de la littérature comme étant systématiquement au centre des enjeux de qualité de l'air en présence d'un aéroport. En guise d'introduction nous rapportons ici un tableau proposé par les auteurs d'une récente revue de la littérature en la matière (Kim et al. 2015).

1.1.2 Principaux polluants concernés par l'activité aéroportuaire

La liste ci-après, dressée par Kim et al. (2015), présente les polluants atmosphériques pertinents en matière d'émissions aéroportuaires impactant sur la santé :

- PM10, PM2.5 et PM0.1 – particules fines et ultrafines
- NO2 – Dioxyde d'azote
- SO2 – Dioxyde de soufre
- O3 – Ozone
- CO – Monoxyde de carbone
- Pb – Plomb
- HAP – Hydrocarbures aromatiques polycycliques
- COV – Composés organiques volatiles
- PCDD et PCDF – Dioxines et furanes

1.1.3 Principaux impacts sur la santé causés par les polluants atmosphériques liés à l'activité aéroportuaire

En guise de préliminaire, et sur la base d'OFEV (2016), Kim (2015) et OMS (2014), les principaux impacts sur la santé induits par les polluants atmosphériques émis sur les sites aéroportuaires (listés ci-dessus) seront très succinctement¹ résumés dans le chapitre qui va suivre.

Suite à ce survol, les conclusions principales des analyses propres à des EIS portant sur les aéroports seront présentées de manière plus approfondie, afin de saisir tout d'abord l'intensité (concentrations), la localisation et les sources majeures de la présence de ces polluants environnementaux spécifiques sur les sites aéroportuaires et enfin leurs potentielles incidences en matière d'impacts sur la santé.

NO₂ – Dioxyde d'azote

- provoque et aggrave les maladies des voies respiratoires ;
- irritant pour les yeux, les voies respiratoires et la peau ;
- principaux agents responsables de la formation de pluies acides et d'aérosols secondaires (poussières fines ou nitrates – précurseurs PM_{2.5} et O₃ notamment – en présence de rayons ultraviolets) impactant les systèmes respiratoire et cardiovasculaire.

PM₁₀, PM_{2.5} et PM_{0.1} – particules fines et ultrafines

- sont corrélées avec de graves impacts sur les systèmes respiratoire et cardiovasculaire, y compris avec une augmentation des risques de cancer et de mortalité prématurée ;
- portent atteinte à la santé des personnes, via la chaîne alimentaire, par les métaux lourds et les dioxines et furanes contenus dans les poussières ;
- plus leur taille est petite, plus elles sont capables de pénétrer dans le système respiratoire, entraînant notamment le blocage des interfaces gaz-sang dans les poumons ;
- ont une incidence sanitaire même à faible concentration ; aucun seuil n'a été identifié au-dessous duquel les particules fines n'affecteraient en rien la santé ;
- en résumé : les particules en suspension semblent avoir plus d'effets sur la santé que tout autre polluant.

NB : sulfates, nitrates et suie/noir de carbone sont des précurseurs importants de poussières fines, notamment de PM_{2.5} et particules ultrafines en ce qui concerne ce dernier. Sulfates et nitrates peuvent pénétrer profondément dans le système respiratoire et interagir avec d'autres produits chimiques pour former des composés nocifs dans le corps (p. ex. acides).

SO₂ – Dioxyde de soufre

- irritant pour les yeux, les voies respiratoires (bronchites chroniques, sensibilité accrue aux potentielles infections pulmonaires et crises d'asthme notamment) la peau, et même les matériaux ;
- effets sur la santé apparaissant déjà à des concentrations beaucoup plus basses qu'imaginé jusqu'alors ;
- précurseur important dans la formation de pluies acides et d'aérosols secondaires sulfatés (notamment : poussières fines et impacts sanitaires y liés).

¹ Nous renvoyons le lecteur à WHO (2006) www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr pour un aperçu plus approfondi des différentes implications sur la santé liées à ces polluants.

O₃ – Ozone

- parmi les oxydants et gaz irritants les plus puissants ;
- particulièrement nocif pour les tissus humains, animaux et végétaux, ainsi que pour les matériaux ;
- peut irriter les muqueuses des voies respiratoires, causer une gêne thoracique et réduire la capacité pulmonaire ;
- aggrave tout particulièrement les symptômes respiratoires chez la population sensible (p.ex. les asthmatiques et les personnes ayant une maladie pulmonaire obstructive chronique) et débouche sur une augmentation des cas d'hospitalisation et de mortalité prématurée ;
- souvent émis indirectement par les sources de pollution (précurseurs type NO_x et COV notamment, en réaction avec les rayons du soleil).

CO – Monoxyde de carbone

- toxique par inhalation pour l'homme et les animaux à sang chaud ;
- participe à la formation d'ozone dans la troposphère libre ;
- peut causer divers dommages physiologiques en déplaçant l'oxygène dans le sang ;
- à des concentrations élevées : vertiges, perte de connaissance et mort ;
- à des concentrations basses (telles que connues dans les milieux urbains) : risques d'infarctus du myocarde (crises cardiaques) ou autres péjorations chez les personnes souffrant de maladies cardiovasculaires ;
- en partie responsable de l'effet de serre (potentiel d'effet de serre supérieur à celui du CO₂).

Pb – Plomb

- affecte la formation du sang et le développement des enfants ;
- s'accumule dans la chaîne alimentaire ;
- peut provoquer de graves dommages neurologiques.

HAP – Hydrocarbures aromatiques polycycliques

- en concentrations élevées, provoquent des effets aigus sur les yeux, les voies respiratoires et le système nerveux central ;
- reconnus (notamment dans le cas du benzo[a]pyrène) comme mutagènes – impliquant notamment des malformations congénitales) et cancérigènes (notamment leucémie) ;
- produits d'une combustion incomplète, les HAPs collent aux particules solides (notamment suie).

COV – Composés organiques volatiles

- comprennent des composés non toxiques tout autant que hautement toxiques ;
- effets sur la santé dépendant des espèces spécifiques (cf. benzène, toluène, xylène, 1,3-butadiène), ainsi que la durée d'exposition, mais certains effets à court terme incluent notamment des maux de tête, des nausées, des maux ORL (gorge/yeux/nez), alors que les effets à long terme peuvent être cancérigènes ;
- certains COV contribuent dans une large mesure à la destruction de la couche d'ozone stratosphérique (induisant de potentiels effets cancérigènes)
- précurseurs, en lien avec oxydes d'azote, de la formation de photo-oxydants (O₃ notamment) ;
- NB : les concentrations intérieures de COV sont généralement plus élevées que les concentrations en plein air (jusqu'à 10 fois) ;
- sous-ensemble des COVs concernant particulièrement les enjeux de qualité de l'air aéroportuaire, les aldéhydes & cétones provoquent notamment de fortes irritations des yeux et des voies respiratoires ; une exposition chronique peut affecter le système

nerveux et favoriser le cancer. (On mentionnera ici, parmi les aldéhydes, le formaldéhyde, l'acroléine et de l'acétaldéhyde ; et parmi les cétones, l'acétone et l'acétophénone.)

PCDD et PCDF – Dioxines et furanes

- très toxiques et cancérigènes pour l'homme et les animaux (y c. pour les embryons) ;
- en plus de l'exposition par ingestion d'aliments contenant ces composés, les expositions par inhalation peuvent affaiblir système immunitaire, causer des dommages au foie et à la peau (érosions cutanées), favoriser les tumeurs, provoquer des malformations congénitales et porter atteinte à la reproduction et à l'évolution génétique chez les hommes et les animaux (perturbateurs endocriniens) ;
- bioaccumulant ; s'accumulent dans la chaîne alimentaire et se retrouvent notamment dans le lait maternel.

1.1.4 Concentration, localisation et sources des polluants spécifiques à la problématique aéroportuaire

1.1.4.1 PM₁₀, PM_{2.5} et PM_{0.1} – particules fines et ultrafines

L'aéroport de Santa Monica (Los Angeles, USA) semble représenter une source substantielle de pollution de l'air via les particules ultrafines dans les zones proches de l'aéroport jusqu'à 400m en fonction de la direction du vent. (Choi et al. 2013).

Zhu et al. (2013) ont trouvé des concentrations moyennes particulièrement élevées, en ce qui concerne les PM_{2.5} notamment, aux alentours de l'aéroport de Los Angeles (LAX). L'étude Tetra Tech (2013) a estimé – par modélisation et mesures – que les concentrations de PM_{2.5} étaient proches des seuils de qualité de l'air autour de l'aéroport international de *Los Angeles* (LAX). Ces auteurs ont globalement considéré que les contributions générales provenant de l'aéroport peuvent être estimées in fine à 5-20 % du total des PM_{2.5} mesurés au niveau régional.

Abrahams et al. (2008) n'ont pas mesuré de dépassement des valeurs limites en vigueur au Royaume Uni concernant les PM₁₀ *sur* ou *autour* du site de l'aéroport de Birmingham. (Abrahams et al. 2008).

Les particules ultrafines mesurées par Ellerman et al. (2010) aux alentours de l'aéroport de Copenhague ont montré des concentrations 4.4 fois supérieures par rapport au niveau de fond du côté de l'aéroport aux abords d'une artère routière importante, contre seulement 0.22 fois supérieures de l'autre côté de l'aéroport. 90 % des particules ultrafines liées à l'activité aéroportuaire sont comprises entre seulement 6-40 µm, soit dans la partie basse de la catégorie des ultrafines.

Les mesures effectuées par Hu et al. (2009) autour l'aéroport de Santa Monica (SMO, USA) ont relevé des concentrations en particules ultrafines 10 et 2.5 fois plus élevées, respectivement à 100 et 660m dans le sens du vent. Celles effectuées par Hsu et al. (2009) ont trouvé des concentrations montant à plus d'1 million de particules/cm³ aux abords des pistes, soit très nettement au dessus des concentrations connues aux abords des autoroutes. Celles-là diminuent néanmoins très rapidement avec l'éloignement. A titre de comparaison, suivant Zhu et al. (2013), les concentrations de particules ultrafines et de suie provenant des routes sont détectables jusqu'à 300m, contre 600m en ce qui concerne celles produites par les aéroports, laissant ainsi penser à un plus grand impact spatial de ces derniers.

Dans le cadre d'une étude portant sur les aéroports de *Van Nuys* et *Santa Monica* (Los Angeles USA), les concentrations de particules ultrafines mesurées le long des pistes ont présentés des taux jusqu'à 600 fois plus élevés que l'air ambiant urbain. (SCAQMD 2010). Résultats confirmés également par l'étude Tetra Tech (2013) portant sur l'aéroport international de *Los Angeles* (LAX), avec des taux de particules ultrafines mesurés (acides sulfuriques provenant des gaz d'échappement des jets notamment) très nettement plus élevés qu'en moyenne régionale.

A relever encore : les PM secondaires (suie, nitrates, sulfates) formés indirectement, dans un deuxième temps, dans l'atmosphère, peuvent avoir des répercussions à plusieurs kilomètres de la zone aéroportuaire (Kim et al. 2015).

1.1.4.2 NO_x / NO₂ & CO & SO₂

HCN (1999) rapportaient que la contribution relative des opérations aéroportuaires (y compris le trafic au sol) aux concentrations de NO_x, CO, COV, de SO₂ et de fumée noire dans une aire de 20x20 km² autour de l'aéroport d'Amsterdam Schiphol pouvaient être estimées entre 3 et 9 % (en fonction du polluant considéré) – précisant toutefois que sa contribution relative était en croissance constante (par rapport à une contribution du trafic routier dominante, mais plus stable dans le temps).

Abrahams et al. (2008) évoquent une probable augmentation des niveaux de NO₂ entre 0 et 8 % *autour* du site de l'aéroport de Birmingham. Selon les auteurs, l'augmentation des niveaux de NO₂ est surtout remarquée sur quelques lieux *au sein* du site aéroportuaire.

Selon Carslaw et al. (2006), les sur-concentrations de NO_x et NO₂ provenant de l'activité aéroportuaire ont pu être décelées jusqu'à 2.6 km de l'aéroport de London Heathrow (LHR). Pour ces auteurs, les contributions de l'aéroport se situent à 27 % aux abords du site, et avoisinent 15 % entre 2 et 3 km dans le sens du vent.

A noter : évoquant l'entier de l'activité du trafic aérien (phases de vol intercontinentaux y compris), Koo et al. (2013) ont quant à eux estimé que les NO_x émis sont responsables de 93 % de l'exposition de la population aux PM_{2,5} causés par le trafic aérien.

A noter encore, selon l'étude Tetra Tech (2013) centrée sur l'aéroport international de *Los Angeles* : *en hiver* les contributions aux émissions de CO et NO_x avoisinent les 15-22% ; alors qu'*en été* elles montent jusqu'à 40-50% pour le CO et 50-75% pour les NO_x sur certains sites de mesures – avec une contribution au SO₂ évoluant entre 10 et 80 % en fonction également de la saison.

Pour rappel, et suivant Masiol & Harrison (2014), les sources de pollution (provenant de l'activité aéroportuaire) liées aux PM et NO_x notamment, incluent *non seulement* les émissions des appareils de vol, *mais aussi* les unités apportant l'énergie et le combustibles aux appareils, les travaux de maintenance, le chauffage, les pertes lors des opérations de ravitaillement, de même que les cuisines et restaurants pour les passagers et opérateurs, les systèmes de transports intermodaux, et la mobilité induite.

Le Rapport SCAQMD (2010) suggère quant à lui qu'en ce qui concerne les concentration de CO, les profils d'analyses horaires rapportent une plus grande contribution par les autoroutes adjacentes que les aéroports eux-mêmes – de *Van Nuys* et *Santa Monica* (Los Angeles USA).

1.1.4.3 COV & HAP

Aux alentours de l'aéroport de Los Angeles (LAX), Zhu et al. (2013) ont trouvé des concentrations moyennes particulièrement élevées en ce qui concerne notamment le formaldéhyde et l'acroléine.

Une étude portant sur le *Theodore Francis Green State Airport* (Rhode Island, 2007), a conclu que les seuils d'effets aigus et non-cancérigènes pour la santé n'étaient pas dépassés en ce qui concerne les « hazardous air pollutants » définis par l'agence américaine de protection de l'environnement (US-EPA), mais que les concentrations de benzène, 1,3-butadiène, formaldéhyde, acétaldéhyde, acétone, chloroforme, tétrachlorure de carbone, and perchloro-éthylène dépassaient les limites carcinogènes. Les concentrations de formaldéhyde, en l'occurrence, dépassaient même de 10 fois ces seuils carcinogènes, sur tous les sites analysés. Celles d'acétaldéhyde et acétone de 2.5 et 3 fois.

A l'aéroport international de *Los Angeles* (LAX), les concentrations de « hazardous air pollutants » se sont avérées plus basses qu'au niveau régional – probablement en grande partie grâce à la situation côtière de l'aéroport en question (Tetra Tech, 2013). A contrario, et comme évoqué ci-avant : les taux de particules ultrafines mesurés y étaient nettement plus hauts.

1.1.4.4 Pb

Des niveaux de plomb très élevés ont été mesurés sur le site de l'aéroport de Santa Monica (Los Angeles USA | 108'000 mvts/j.) par Castro et al. (2010). Précisément entre 2 et 9 fois plus élevés que le fond général, en ce qui concerne les aéroports de *Van Nuys* et *Santa Monica* (Los Angeles USA) et pouvant être décelée jusqu'à 1km des aéroports analysés (SCAQMD 2010 ; Kim et al. 2015). Selon Kim et al. (2015) Le plomb restera un enjeu majeur de l'activité portuaire, en particulier tant que l'essence AvGas 100 LL sera utilisée.

1.1.4.5 O₃

En matière d'O₃, la nature chimique de cette molécule fait que les aéroports peuvent être localement considérés comme des puits d'O₃, mais contribuer de facto à l'augmentation des concentrations à l'échelle régionale (Kim et al. 2015).

1.1.4.6 Localisation des émissions

A propos de la localisation potentielle des impacts, on considère généralement qu'un brassage homogénéisant l'air survient dès 900m de prise d'altitude (Kim et al. 2015). Voilà pourquoi les phases de décollage et atterrissage représentent les enjeux majeurs en matière de la qualité de l'air locale ; elles sont la source essentielle des émissions survenant en dessous de cette limite. Il n'en reste pas moins qu'au-dessus – dans les phases de vol-croisière à proprement parler – les émissions peuvent avoir des effets significatifs sur la santé humaine au niveaux régional, national ou global (dépôts acides, formation d'ozone, PM secondaires notamment).

A propos de la dispersion progressive des polluants atmosphériques, et de manière générale et introductive, il faut garder à l'esprit que les études semblent observer des effets et impacts notables allant jusqu'à plus d'1 km, particulièrement dans les zones touchées par le sens du vent, avec une diminution progressive notamment en ce qui concerne les NO₂, les poussières fines, la suie et le benzène. L'exception notoire reste l'O₃ avec des concentrations moindres aux abords des aéroports, au vu des hauts taux de NO_x... (Kim et al. 2015 ; Franssen et al. 1999).

Selon Kim et al. (2015), les *criteria gases* (tels que listés par le US-EPA – notamment CO, NO₂ et SO₂) générés par l'activité aéroportuaire tendent à se rapprocher des concentrations émises en milieu urbain, tout en restant clairement plus élevées à proximité des sources. De manière générale, selon Franssen et al. (1999), il n'y aurait finalement pas de grande différence avec un niveau d'exposition de type urbain et la contribution générale de l'aéroport d'Amsterdam Schiphol à la péjoration de la qualité de l'air dans un rayon de 30 km est estimée inférieure à 10 %.

A ce propos, les mesures effectuées aux abords directs du *Dulles International Airport* (USA) par Kim et al. (2012) ont suggéré que les concentrations de CO, NO₂, SO₂, O₃, PM_{2,5} restent basses et que la contribution de l'aéroport à ces pollutions pourrait être relative. Et l'étude Tetra Tech (2013) a estimé – par modélisation et mesures – que l'aéroport international de *Los Angeles* (LAX) ne provoquait pas de dépassement des valeurs limites dans les communes adjacentes aux aéroports en matière de CO, NO₂, SO₂ et plomb.

A noter ici encore en matière d'immissions : même si *a priori* il y a un risque théorique de moindre qualité de l'air dans les habitations faiblement aérées (par exemple dû à une fermeture des fenêtres plus fréquente avec pour objectif de limiter les impacts de la gêne sonore et olfactive), Franssen et al. (1999) rapportent qu'après analyses comparatives *in situ*, il n'y a pas de différences statistiques significatives entre les maisons avec ou sans isolation spécifique au niveau des fenêtres, ni dans le cas de comportements d'aération-ventilation divers. Les sources de pollution intérieures sont supérieures aux apports provenant potentiellement de l'extérieur.

En termes de localisation des impacts dans le temps, on pourra relever également que les impacts en matière de pollution de l'air découlant de la construction d'une nouvelle piste ou d'un nouveau terminal, bien que temporaires par nature, ne sont pas négligeables pour autant. (Kim et al. 2015).

1.1.4.7 Sources principales de pollutions en fonction de l'intensité des émissions

Des pics de particules fines, de suie (black carbon) et d'hydrocarbures aromatiques polycycliques ont été mesurés tout particulièrement lors des mouvements de décollage, par Castro et al. (2010 | Santa Monica L.A. | 108'000 mvts/j.)

Les avions *en vol* ne représentent pas forcément une source majeure de pollution au SO₂, NO₂ ou aux hydrocarbures ; dans les faits, ce sont surtout activités au sol (taxiing, manœuvre et accélération pour le décollage) qui participent majoritairement aux émissions de ces polluants-là. (Will et al. 1994 | Aéroport de Manchester | 123'000 mvts/an). Les analyses de Song & Shon (2012) soutiennent également l'importance de cette phase-là du fonctionnement et précisent que sur quatre aéroports coréens, les moyennes mensuelles et annuelles de pollution sont analogues pour tous les aéroports, en regard de l'intensité des mouvements.

Mazaheri, Johnson & Morawska (2011), tenant compte de toutes les potentielles sources de pollution de l'air liées aux différentes phases de fonctionnement d'un avion (y c. la maintenance au sol), laissent penser qu'en ce qui concerne les particules fines, les PM2.5 et les NOx, le décollage et l'atterrissage représenterait de facto jusqu'à 97 % des émissions totales. On peut en déduire que le nombre de mouvements est déterminant en ce domaine, et que les heures de forts décollages sont les plus problématiques.

La revue de littérature effectuée par Kim et al. (2015), si elle met en garde contre toute généralisation et rappelle qu'un tel classement dépend évidemment du polluant considéré, propose de classer les sources de polluants par ordre d'importance, en fonction des impacts induits. Il apparaît que les appareils de vols, les équipements de support technique au sol et la mobilité induite sont les trois plus importants postes de pollution atmosphérique des aéroports.

1.1.5 Impacts sur la santé de l'activité aéroportuaire sur la base d'EIS dédiées

Sur la base d'EIS dédiées à la problématique de la pollution de l'air causée par l'activité aéroportuaire, nous proposons maintenant, cette partie de cadrage, un rapide survol des conséquences sur la santé liées aux émissions de polluants mentionnés ci-dessus.

1.1.5.1 Mortalité

Brunelle-Yeung et al. (2014) ont estimé qu'aux USA environ 210 décès prématurés sont attribuables à la pollution de l'air causée par le trafic aérien sur l'ensemble du territoire – avec des coûts *santé* et *mortalité* équivalents à environ 1.4 milliards de \$ par an.

Selon une EIS portant sur l'agrandissement des aéroports prévu ou ayant court au Royaume Uni, (Barrett et al. 2012 et Yim 2013), à ce jour 110 personnes meurent chaque année au Royaume Uni à cause de la pollution atmosphérique causée par les aéroports nationaux – dont 50 en lien directement avec les émissions de London Heathrow uniquement. Avec les prévisions d'augmentation et d'agrandissements, ce chiffre devrait monter à 250 en 2030.

1.1.5.2 Morbidité – maladies cardiovasculaires et respiratoires

Maladies cardiovasculaires

Tonne et al. (2015) ont identifié un lien significatif entre les taux de pollution de l'air générale causée par les aéroports et la prévalence des infarctus du myocarde, ainsi qu'un mauvais pronostic au niveau des réadmissions à l'hôpital pour les personnes ayant subi un infarctus.

L'EIS portant sur l'aéroport Stansted-Essex UK (24 millions passagers/an) a conclu à une augmentation de 0.82 admissions pour problèmes/maladies cardiovasculaires (MCV), 0.13 pour problèmes pulmonaires, 0.12 décès par an en lien avec l'activité aéroportuaire. (Barrowcliffe & Phillips 2008).

Maladies respiratoires

En passant : l'agrandissement prévu alors à Stansted aurait pour conséquences, via la pollution au PM₁₀, une augmentation annuelle de 0.051 cas d'admissions pour problème respiratoires, 0.32 pour bronchite chronique, 0.59 pour asthme (15-64 ans), 0.0074 cas de symptômes de « *lower respiratory tract symptom* » touchant les enfants. (Barrowcliffe & Phillips 2008 | Stansted-Essex UK | 24 millions passagers/an). En matière de PM_{2.5} : l'agrandissement prévu provoquerait quant à lui 57 jours d'activités en moins par an pour cause de maladie en lien avec la pollution atmosphérique et 18.87 années de vie perdues sur le long terme. (Barrowcliffe & Phillips 2008 | Stansted-Essex UK | 24 millions passagers/an)

Dans le cadre de leur EIS portant sur l'aéroport d'Amsterdam-Schiphol, Franssen et al. (1999) ont relevé plus de problèmes respiratoires chez les enfants dans la zone proche de l'aéroport d'Amsterdam Schiphol, mais pas de répercussions spatiales au niveau des admissions dans les hôpitaux en lien avec des maladies respiratoires (1991-1993). La prévalence de l'asthme paraît uniforme sur l'ensemble du territoire étudié (30km), mais 14% plus haut dans un rayon de 10km. Les auteurs évoquent également une potentielle hausse de l'administration de médicaments en lien avec la tension artérielle. (Franssen et al. 1999)

Un lien a pu être identifié entre la prévalence de symptôme respiratoires, la diminution des fonctions pulmonaires ainsi que de la quantité d'anticorps chez les élèves de la zones concernée (NB : proche d'un aéroport ET d'une voie de circulation routière), comparativement à la zone de contrôle (proche ni d'un aéroport, ni d'une route passante) (Franssen et al. 1999).

1.1.5.3 Gêne olfactive

Selon l'étude de Franssen et al. (1999) portant sur l'aéroport d'Amsterdam-Schiphol, la problématique de la qualité de l'air est centrale pour la population, avec 42 % de la population interrogée s'estimant préoccupée par les enjeux de pollution de l'air – contre 18 % par les enjeux liés au bruits. 5 à 7 % (représentant plus de 100'000 personnes) s'estime même sévèrement dérangée par les odeurs en lien avec l'activité aéroportuaire sur l'ensemble de la zone (ibid.).

De manière générale, ici encore, le lien avec la proximité géographique se vérifie en termes d'immissions. Selon l'étude de Franssen et al. (1999) la relation est positive non seulement avec la gêne déclarée liée au bruit (de même qu'aux vibrations), mais également avec la gêne liée aux odeurs, à la poussière, la suie/fumée laquelle diminue avec la distance. Par exemple, sur un rayon de 25 km, 18 à 31 % de personnes y rapportent de sévères dérangements (« *severely annoyed* ») contre 48 à 65 % dans la zone cœur. (Franssen et al. 1999).

A ce jour, si l'état de la littérature en matière d'impacts sur la santé publique liés à la qualité de l'air dans les zones aéroportuaires n'est pas encore assez mature pour offrir une vision claire et généralisable des enjeux et conséquences en la matière, la corrélation entre les taux d'activités (opérations, vols) et les taux d'émissions de polluants est quant à elle clairement démontrée. La quantification de ces contributions reste l'enjeu majeur (Kim et al. 2015). Les évolutions technologiques laissent penser qu'une économie de carburant d'environ 40 % est actuellement possible – avec les effets sur la santé y liés (Benzakein et al. 2014). Reste que selon la revue de Kim et al. (2015), si les aspects techniques (renouvellement de la flotte, amélioration technologique des appareils et équipements, changement de sources de combustibles par ex.) représentent assurément une certaine marge d'amélioration dans ce domaine, la croissance d'un aéroport (mouvements notamment) aura tendance à dépasser toute tentative de réduction des émissions par ce biais-là.

1.1.5.4 Population impactée spécifiquement

A l'exemple du Hartsfield-Jackson Atlanta International Airport (Rissman J. et al. 2013), si la participation globale des émissions de PM_{2.5} dues au trafic aérien apparemment proportionnellement assez basse, il n'en demeure pas moins qu'elle touche souvent spécifiquement une population à faible revenu et moindre formation (et capital et compétences en santé déjà faibles de facto).

Au niveau de la population touchée spécifiquement, il faut noter également que le risque est particulièrement élevé pour le personnel exposé sur le site, notamment dans les lieux de transit et de « *taxiing aircraft* » en ce qui concerne la pollution au NO₂ (Abrahams et al. 2008 | Birmingham | 9.2 millions passagers/an).

Toujours en termes localisation des impacts et de focus sur la population touchée, il est intéressant de relever aussi en passant que les risques pour la santé liés à l'aviation attribués à l'échelle planétaire concernent à 73 % la population asiatique, contre 18 % en Europe. Quant aux impacts du trafic aérien américain, ils se répercuteraient à 95 % en dehors du territoire national US (Koo et al. 2013).

1.1.5.5 Priorisation des polluants en fonction de l'intensité des impacts

En se basant sur une très large revue de la littérature, et sans pour autant oublier d'insister sur la nature spécifique de chaque aéroport, Kim et al. (2015) ont proposé une priorisation des sources de polluants en fonction de leur intensité et de leur toxicité – donc de leur impact. Selon les auteurs :

1. les émissions de particules fines (PM) et spécifiquement les PM_{2,5} représenteraient la source la plus problématique d'impacts sur la santé de la population autour des aéroports. Suivent, en termes d'importance en matière de risque sanitaire :
2. les polluants de type HAP (*hazardous air pollutants*, tels que listés par le US-EPA) avec en premier lieu le formaldéhyde ;
3. les PM₁₀, qui représentent eux aussi une source d'impact importante, néanmoins moindre que les PM_{2,5} de par le fait qu'ils peuvent en partie être filtrés par les voies respiratoires hautes ;
4. les composants secondaires des PM tels que la suie, les nitrates et les sulfates ;
5. les particules ultrafines (> 0.1 µm), dont les concentrations ont été mesurées comme très élevées (tout spécialement le long des pistes) et dépassant les niveaux ambiants en milieu urbain jusqu'à 600m dans le sens du vent. On suspecte que les particules ultrafines produites par l'activité aéroportuaire ont un impact plus grand que celles générées par les grandes artères de circulation autoroutière.

1.2 Cadrage « Bruit et santé » dans le contexte aéroportuaire

Les preuves de l'association entre l'exposition au bruit du trafic – notamment routier et aérien – avec l'hypertension artérielle et les maladies ou insuffisances cardiovasculaires sont de plus en plus nombreuses (WHO EBD 2011). De manière générale, l'OMS estime qu'en Europe (membres de l'Union et autres pays d'Europe de l'Ouest), le bruit environnemental est à l'origine d'une perte de 61'000 DALYs en ce qui concerne les maladies ou insuffisances cardiovasculaires, 45'000 DALYs liés aux troubles cognitifs des enfants, 903'000 DALYs via les troubles du sommeil, 22'000 DALYs via les acouphènes et 654'000 DALYs via la gêne sonore. Toujours selon l'OMS, au moins un million d'années de vie en bonne santé sont ainsi perdues chaque année à cause du bruit du trafic en général rien qu'en Europe occidentale (id.). Nous renvoyons le lecteur à cet ouvrage synoptique pour une vision plus complète des enjeux évoqués dans cette section du cadrage, qui se focalisera sur les impacts potentiels sur la santé spécifiquement liés au bruit des avions.

1.2.1.1 Maladies cardiovasculaires

Selon l'OMS (WHO EBD 2011), les maladies cardiovasculaires représentent la principale cause de mortalité dans les pays développés et en développement (cf. *WHO Global Burden of Disease 2000* : 22.8% et 9.4% respectivement des causes de décès au total).

Le bruit est considéré comme un « facteur de stress non spécifique » qui peut entraîner des effets néfastes sur la santé à long terme. Les études épidémiologiques suggèrent, chez les personnes exposées de façon chronique à des niveaux élevés de bruit routier ou de circulation aérienne, un risque plus élevé de maladies cardiovasculaires, y compris d'hypertension artérielle et d'infarctus du myocarde. (WHO EBD 2011).

Toujours selon cette même source, si les preuves du lien entre bruit du trafic routier et augmentation des risques cardiovasculaires (y compris infarctus du myocarde) sont nombreuses, il y a moins de preuves pour une telle association avec le bruit des avions – à cause d'un manque d'études spécifiques à cette problématique. Il y a par contre passablement de preuves scientifiques démontrant que les bruits de la circulation routière et le bruit des avions augmentent les risques d'hypertension. L'augmentation des risques relatifs en lien avec l'hypertension, causés par le bruit des avions spécifiquement, a été estimée par Babisch & Van Kamp (2009) à 1.13 (95% CI 1.00–1.28) par tranche d'augmentation de 10 dB(A). Auparavant, Van Kempen et al. (2002) évoquaient quant à eux un risque relatif augmentant de 1.59 (95% CI 1.30–1.93) par 10 dB(A). Black et al. (2007) ont aussi trouvé un lien significatif entre l'exposition chronique au bruit des avions de l'aéroport de Sydney et l'hypertension (ainsi que le stress) sur la base d'un questionnaire.

La figure 1, fruit d'une méta-analyse de Babisch & Van Kamp (2009) portant sur cinq études d'impacts, suggère bien ce lien entre le risque de prévalence ou d'incidence d'hypertension et l'augmentation du volume sonore moyen sur les aéroports étudiés (ici calculé en L_{dn}).

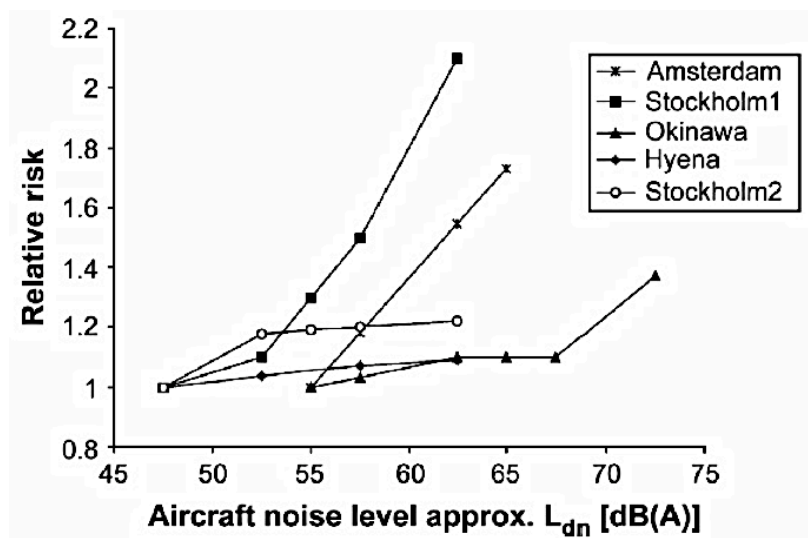


Fig 1. : Association entre le bruit des avions et le risque d'hypertension (Babisch & Van Kamp 2009)

Dans le cadre d'une EIS sur l'aéroport Schiphol à Amsterdam, Franssen et al. (1999) ont fait ressortir un lien entre l'exposition au bruit des avions et une haute pression sanguine. Selon les auteurs, entre 0.6 et 1.4 % des faiblesses cardiovasculaires ou pressions élevées pourraient être attribuables à des niveaux de bruit dépassant 50-55 dB – des proportions atteignant entre 1.7 et 2.3 % dans les zones plus fortement exposées (60-65 dB). L'augmentation des cas d'hypertension pourrait se révéler substantielle, avec en l'occurrence pour ce grand aéroport international 1'500 cas supplémentaires annuellement. Les auteurs relèvent également une augmentation de la médication en lien avec le niveau de bruit et la proximité de l'aéroport. Par contre, ils ne trouvent pas de lien significatif entre poids à la naissance ou croissance prénatale et les niveaux d'exposition au bruit, ni ne confirment l'existence de lien significatif entre maladies cardiovasculaires (MCV) et exposition au bruit *sur la base d'admissions aux hôpitaux de proximité*, ni de lien significatif entre pollution sonore liée aux avions et « santé mentale » (Franssen et al. 1999, 2004).

Hansell et al. (2013) ont quant à eux fait ressortir un lien significatif entre la pollution sonore (tant de jour que de nuit) aux abords de l'aéroport de London Heathrow avec les admissions à l'hôpital causées par des accidents cardiovasculaires (AVC), ou des maladies coronariennes et cardiovasculaires en général.

Correia et al. (2013), dans une étude portant sur près de 90 aéroports aux USA, ont également relevé un lien significatif entre les niveaux de bruit aéroportuaire et les hospitalisations pour maladies cardio-vasculaires chez les seniors de plus de 65 ans. Ils ont confirmé d'une manière générale, pour ce public, l'existence d'un lien significatif entre le bruit et la prévalence de l'hypertension, de l'infarctus du myocarde et de l'ischémie cardiaque notamment.

Retenons enfin que selon Tonne et al. (2015), la contribution de la pollution sonore des avions serait moindre que celle de la pollution de l'air à une prévalence des infarctus du myocarde et à un mauvais pronostic au niveau des réadmissions pour les personnes en ayant subi un.

1.2.1.2 Difficultés cognitives et d'apprentissage

De nombreuses études ont montré que les capacités cognitives d'apprentissage et de mémorisation des enfants étaient impactées négativement par le bruit – tant par le bruit chronique qu'aigu (WHO EBD 2011). Lecture, mémorisation, compréhension, attention font les frais du bruit. L'exposition pendant les périodes critiques de l'apprentissage à l'école pourrait potentiellement nuire au développement des enfants et induire des conséquences néfastes et durables sur le niveau d'instruction, donc également sur le statut social et les capacités économiques des individus sur le long terme. Pour rappel, « le niveau d'éducation est en rapport avec de meilleurs résultats de la santé, partiellement grâce à ses répercussions sur le revenu de l'adulte, ses conditions de travail et de vie ». (Rapport final de la Commission des Déterminants Sociaux de la Santé de l'OMS 2009 : 50)

Profitant de la re-localisation de l'aéroport de Munich, Ewans et al. (1995 et 1998) et Hygge et al. 2002 ont montré que deux ans après la fermeture de l'aéroport, les déficits de lecture et de mémorisation connus par les élèves anciennement touchés par le bruit de l'aéroport avaient disparu (ce qui indique également que les effets du bruit sur les compétences cognitives peuvent être réversibles) et que ces mêmes déficits se sont révélés croissants (sur un suivi de deux ans) chez des écoliers exposés au bruit du nouvel aéroport.

L'étude RANCH (Stansfeld et al. 2005), qui s'est intéressée aux compétences cognitives d'enfants de 9-10 ans en Hollande, en Espagne et au Royaume-Uni, a aussi identifié une relation linéaire entre l'exposition au bruit des avions sur le long terme et les compétences en compréhension lors de la lecture (*reading memory*), ainsi que de mémorisation. Ni le bruit des avions, ni le bruit de la circulation routière ne semblaient par contre affecter l'attention et la mémoire dans les activités de travail (*working memory*). Une autre étude citée par WHO EBD (2011) et réalisée en Autriche (Lercher et al 2003) montre également des liens significatifs entre les niveaux de bruit et la mémorisation active et passive. Ces deux études évoquées semblent rapporter des conséquences négatives plus marquées en ce qui concerne le bruit du trafic aérien que le bruit du trafic routier – avec un seuil évoluant autour de 60 dB Lden.

La potentielle perturbation des compétences cognitives et de mémorisation, ainsi que du développement intellectuel notamment chez les enfants a également été rapportée par Castro et al. 2010 | Santa Monica L.A. | 108'000 mvts/j. et Will et al. 1994 | Manchester 123'000 mvts/an). De même, à l'exemple de l'aéroport de Stansted (UK) : une école a été estimée faire les frais de la pollution sonore des avions avec un retard dans l'âge de début de lecture dépassant deux mois, et trois écoles avec un retard de 1 à 2 mois. (Barrowcliffe & Phillips 2008).

D'autres conséquences négatives ont été évoquées par Franssen et al. (1999 | Schiphol Airport d'Amsterdam) via des tests psychomoteurs et cognitifs (mais portant sur seulement deux groupes d'élèves) : les auteurs rapportent une moins bonne coordination main-œil, de moins bons résultats aux tests de reconnaissance mémorielle et une augmentation des erreurs lors des tests de « *switching attention* », en lien avec le bruit des avions. Egalement, plus de problème d'attention et de liens sociaux ont été rapportés par les parents pour les enfants particulièrement exposés sur le lieu d'habitation. Enfin, les enfants vivant dans les zones exposées se sont reconnus eux-mêmes comme plus dérangés.

Clark, Head & Stansfeld (2013) ont rapporté, sur un suivi de 6 ans dans l'étude RANCH, l'existence d'un lien (même si non significatif au vu de nombre d'individus interrogés) entre exposition au bruit des avions en classe et une baisse des compétences de lecture, de mémorisation et de performance académique/intellectuelle sur la base de tests nationaux standardisés, ainsi qu'avec la gêne exprimée. Il n'ont par contre pas identifié de lien au niveau de la santé mentale en général et le bruit des avions.

Dreger et al. (2015) ont quant à eux rapporté un plus grand impact du bruit routier et du bruit du voisinage par rapport au bruit du trafic aérien, sur la santé mentale, les comportements émotionnels et disciplinaires (y compris l'hyperactivité) chez les jeunes écoliers, en Allemagne.

Il faut garder à l'esprit que le ralentissement des compétences cognitives (lecture, mémorisation) et d'attention (concentration) représente *per se* un potentiel symptôme physiologique d'une santé mentale moins performante, mais également un facteur de risque supplémentaire pouvant compliquer l'obtention d'un niveau de formation élevé/optimal de formation, lequel représente

un déterminant central de la santé (cf. OMS 2009). Les perturbations au niveau du lien social sont également de nature à péjorer non seulement ce même potentiel concernant le niveau de formation (moindre collaboration avec les camarades et risque d'isolement), mais également l'accès au savoir et les compétences santé informelles (via le réseau social et les discussions entre pairs).

1.2.1.3 Perturbation du sommeil

La perturbation du sommeil est l'une des plaintes les plus fréquemment rapportées par les populations exposés au bruit, et elle peut avoir un impact majeur sur la santé et la qualité de vie. Les perturbations du sommeil peuvent être mesurées de manière électro-physiologique ou par auto-déclaration / évaluation dans les études épidémiologiques utilisant des questionnaires d'enquête. Cette dernière approche semble être la plus efficace, parce que les mesures électro-physiologiques sont coûteuses et difficiles à réaliser sur de grands échantillons et surtout, elles peuvent elles-mêmes influencer et perturber le sommeil (WHO EBD 2011). Selon cette même source de référence, des études ont montré que le bruit affecte le sommeil en termes d'effets :

- immédiats (par ex. agitations et éveils, perturbation des phases de sommeil, réveils effectifs, mouvements du corps, allongement des temps d'éveil),
- secondaires à court-terme (la somnolence, la performance de la journée, atteintes aux fonctions cognitives), et
- secondaires à long-terme (perturbations de sommeil chronique en particulier).

Il a été démontré que les perturbations *aiguës* et *chroniques* du sommeil, de même que sa fragmentation, causées par le bruit environnemental (et de la circulation en particulier) affecte notamment les performances psychomotrices, la consolidation de la mémoire, la créativité, le comportement de prise de risque, les performances en matière de détection de signaux et autres informations, ainsi que les risques d'accidents (cf. WHO EBD 2011).

Bien qu'on ait démontré cliniquement les liens entre troubles du sommeil et risque de maladies cardiovasculaires (tout particulièrement en ce qui concerne les troubles apnéiques), on en sait moins sur l'impact sanitaire des perturbations directement causées par le bruit (WHO EBD 2011). Babisch (2006), Greiser et al. (2007) et Jarup et al. (2008) suggèrent néanmoins à travers leurs études épidémiologiques que l'exposition nocturne au bruit du trafic augmente de manière sensible le risque de maladies cardiovasculaires. Confirmant ainsi Paschier-Vermeer et Passchier (2000), qui évoquaient déjà, il y a plus de 15 ans, ces liens entre bruit nocturne et perturbation des phases de sommeil, réveils, modification du rythme cardiaque, baisse qualitative du sommeil évalué, ainsi que de l'humeur le lendemain.

Selon des estimations prudentes appliquées au calcul en utilisant les données d'exposition à partir des cartes de bruit, l'OMS rapporte pour la population de l'Union Européenne vivant dans des villes de > 50'000 habitants un total de 903'000 DALYs perdus à cause de troubles du sommeil induits par le bruit (WHO EBD 2011). Une perturbation généralisée du sommeil en lien avec la hausse du bruit des avions spécifiquement, impliquant notamment une prolongation du temps d'endormissement, une multiplication des réveils la nuit durant, des interférences sur le retour au sommeil, le passage d'un sommeil profond à un sommeil léger/paradoxal, de même que l'augmentation des plaintes pour sommeil interrompu et de mauvaise qualité, a été relevée notamment par Will et al. (1994 | Manchester | 10.2 millions passagers/an en 1990), Abrahams et al. (2008 | Birmingham | 9.2 millions passagers/an) et Castro et al. (2010 | Santa Monica L.A. | 108'000 mvts/j.).

Franssen et al. (1999) rapportent également des perturbations du sommeil plus marquées dans les zones fortement exposées, et ceci avec une répercussion sur l'utilisation de somnifères (hausse de 14 % dans la zone la plus centrale) – les perturbations du sommeil sur LAeq23-06hr révélées à partir de 20 à 27 dB touchant, en l'occurrence, pour le Schiphol Airport d'Amsterdam, pas moins de 100'000 à respectivement 130'000 personnes. Les mêmes auteurs rapportent également des tests effectués sur 418 adultes pendant 11 nuits avec analyse des niveaux de bruits dans et hors de la chambre à coucher – par le biais d'analyses de l'« actimetry » (motilité, réveils, temps d'endormissements), plus « journal de bord » (souvenir des réveils, qualité du sommeil, médication) et questionnaire (dérangement, plaintes de santé). Il en ressort que la motilité

est augmentée à partir de niveaux de bruits très bas déjà, et que les personnes exposées sur le long terme à des volumes de bruit relativement bas la nuit seraient également plus sensibles aux « *single noise events* » que les personnes vivant dans les zones très exposées... En résumé : un lien existe entre volume sonore et temps d'endormissement, utilisation de somnifères, motilité la nuit et nombre de réveils (Franssen et al. 1999).

A noter enfin, une limitation méthodologique pour les données obtenues en laboratoire : dans une étude comparant l'exposition au bruit des avions en laboratoire et in-situ lors du sommeil, les sujets ont été apparemment plus dérangés par le bruit en laboratoire que dans leur environnement domestique (Quehl & Basner 2006).

1.2.1.4 Perte d'ouïe et acouphènes

Les acouphènes (ou : *tinnitus*) peuvent avoir chez certaines personnes les conséquences suivantes : troubles du sommeil (difficulté à s'endormir ou à se rendormir), effets cognitifs (difficulté d'attention et de concentration), anxiété, détresse psychologique et dépression (allant jusqu'aux cas de suicide), problèmes d'écoutes et de communication, frustration, irritabilité, tension, incapacité de travail, efficacité réduite ou encore participation restreinte à la vie sociale. (WHO EBD 2011). Toujours est-il, selon ce même rapport, qu'aucune déficience auditive ne devrait survenir à des niveaux inférieurs LAeq, 8h de 75 dB(A), même en cas d'exposition au bruit au travail. Il est également peu probable que l'exposition au bruit environnemental en-dessous de LAeq, 24h 70 dB(A) ne débouche sur une déficience auditive chez la grande majorité des gens et ce même après une exposition toute sa vie durant. Mais les auteurs nous rappellent également que le bruit du trafic peut dépasser 85 dB(A) dans certains milieux urbains, dans les pays en développement en particulier. En conclusion, l'OMS estime à un probable 3 % la part des acouphènes causée par l'exposition au bruit environnemental (id.). En ce qui concerne le bruit des avions spécifiquement, Will et al. (1994 | Manchester) évoquent les risques pour le personnel travaillant sur le site aéroportuaire, ainsi que la diminution effective des capacités/performances directes au-dessus de 100 dB – on enregistre 140 dB à proximité des pistes – mais concluent que le bruit des avions ne représentait pas de danger à ce niveau (lésion de l'ouïe elle-même) pour la population en général.

1.2.1.5 Gêne sonore

Pour rappel, l'OMS définit depuis 1947 la santé comme un « état de complet bien-être physique, mental et social, et ne consiste pas seulement en une absence de maladie ou d'infirmité ». (WHO 2009). Ceci implique que la gêne sonore peut être considéré comme péjorant la santé. Face au « bruit » – disharmonieux, altérant, perturbant, irrégulier, anormal par définition (contrairement au « son ») – un individu peut éprouver une multitude de réactions négatives (colère, insatisfaction, repli sur soi, impuissance, dépression, anxiété, confusion et inattention, agitation ou épuisement). Les symptômes liés tels que la fatigue, les maux d'estomac ou le stress sont avérés être en lien tant à l'exposition au bruit, qu'à la gêne rapportée. (WHO EBD 2011). Daly et al. (2013) rappellent que les valeurs-seuils fixées par l'OMS sont de 55 dBA Lday pour la gêne sévère.

En Suisse, un habitant sur cinq (soit 1'665'000) est exposé durant la journée à un bruit routier nuisible ou incommode ; 70'000 personnes subissent des nuisances sonores excessives dues au trafic ferroviaire et 65'000 souffrent du bruit aérien. Les coûts liés au bruit des transports se montent à près de 1,8 milliard de francs par an. La Confédération encourage de plus en plus la prise de mesures à la source. (OFEV 2015)

Le rapport de WHO EBD (2011) estime que la distribution des expositions à la pollution sonore observée dans l'Union européenne pourrait en fait s'appliquer à l'ensemble de la population urbaine vivant au sein d'une ville ou d'une agglomération de plus de 50'000 habitants, et toucher de la sorte pas moins de 285 millions de personnes (57% de la population totale de l'UE). Selon des estimations prudentes, la gêne sonore pourrait ainsi être la source de 654'000 DALYs perdus.

Le bruit – et sa connotation en matière de gêne – reste une perception subjective (individuelle, influencée par le milieu, la culture et l'âge) et dépend également de l'activité en cours. A titre d'exemple, et de manière générale en ce qui concerne le bruit aéroportuaire, on mentionnera simplement que dans une EIS sur l'aéroport de Manchester, il ressortait que dans la zone située

au cœur de la région impactée, à niveau de bruit égal quelques personnes sensibles semblaient très vulnérables et dérangées, mais que la majorité restait capable de l'ignorer (Will et al. 1994).

Il est intéressant de relever ici qu'à un niveau sonore moyen identique, le bruit du trafic aérien tend à être évalué comme plus dérangeant que le bruit du trafic routier. A l'opposé, le bruit ferroviaire est généralement jugé moins dérangeant que le bruit routier – à même intensité moyenne toujours (cf. Miedema et Oudshoorn 2001, notamment). Ces conclusions ont poussé la norme ISO 1996-1 à appliquer une pénalité de 3 à 6 dB au bruit aéroportuaire spécifiquement (ISO 2003, cité par Daly G. et al. 2013).

De même, une étude de terrain sur la motilité, les réveils induits, le dérangement la nuit, ainsi que l'impact sur les performances le lendemain, laisse penser que le trafic aérien provoque plus de gêne et de plaintes que le bruit du trafic ferroviaire, mais paradoxalement moins de réveils, probablement eu égard aux courbes de montée du niveau sonore (Elmenhorst et al. 2012).

Castro et al. (2010 | Aéroport de Santa Monica L.A. | 108'000 mvts/j.) ainsi que Will et al. (1994 | Aéroport de Manchester | 123'000 mvts/an) rapportent des difficultés à mener une discussion chez soi, à écouter la radio et à regarder la télévision (ou autres loisirs analogues) à cause du bruit des avions.

Abrahams et al. (2008) évoquent un potentiel impact négatif sur les interactions sociales, et donc sur le lien social, les interactions sociales diminuant avec l'augmentation de la gêne sonore. On peut en déduire le risque d'un potentiel impact négatif non seulement sur le bien-être, mais également sur la santé elle-même, via une diminution des échanges de savoirs, de savoir-faire, de compétences et de réseaux (liens) sociaux à l'échelle de la communauté locale.

Dans le cadre d'une EIS portant sur le Schiphol Airport d'Amsterdam (Franssen et al. 1999), 33 à 39 % de la population interrogée ont rapporté de sérieux dérangements dans la zone centrale au dessus de 26 dB (*noise area*). Le plus souvent, les dérangements rapportés concernent le bruit pendant la nuit. Selon les auteurs, le pourcentage de population « sérieusement gênée » (*severely annoyed*) est directement liée au niveau de bruit moyen – confirmant les analyses de Will et al. (1994) pour lesquelles l'augmentation du sentiment de gêne est très directement liée à l'augmentation du volume sonore moyen mesuré. Plus précisément encore, en matière de santé générale et auto-évaluée, Franssen et al. (1999) ont identifié à travers des questionnaires une relation positive par régression linéaire entre la perception d'une mauvaise santé, l'exposition au bruit et la distance à l'aéroport.

En matière de gêne, l'intensité sonore des mouvements ressort aussi clairement pour Hume et al. (2003), qui ont relevé un doublement des plaintes *par mouvement* à 110-114 PNdB² par rapport à des mouvements autour de 74-79 PNdB. Selon les mêmes auteurs, il faut retenir également que les vols de nuits causent en moyenne cinq fois plus de plaintes par mouvement pour la tranche 23.00-06.00 que pour le reste de la journée. Le maximum de plaintes par vol est atteint entre 01.00-02.00 et le minimum entre 08.00-09.00. Un lien clair entre sensibilité et cycle circadien est donc à prendre en considération, en priorité, si l'on cherche à minimiser les dérangements au niveau de la communauté (id.).

Par ailleurs, un lien statistique entre la gêne et le nombre de mouvements aériens lui-même, à énergie sonore analogue (LAeq), a été identifié par Lambert et al. (2015), mettant en exergue l'intérêt d'un index bruit de type « *noise event index* » (NNE-NA) qui prend également en compte le nombre de mouvements lui-même, en plus du niveau sonore moyen. Quehl & Basner (2006) suggèrent également que non seulement le niveau de bruit général, mais aussi le nombre de mouvements représentent les sources prioritaires de dérangement la nuit. C'est la raison pour laquelle Castro et al. (2010) recommandent l'utilisation d'indices de bruits capables d'intégrer la dimension de l'évènement unique très bruyant (type index LSEL : Single Event Noise Exposure Level), lors du décollage notamment.

La relation positive avec l'intensité du bruit (ainsi que les vibrations) se vérifie aussi dans l'augmentation des dérangements déclarés suivant la proximité des habitations des personnes

² PNdB : *Perceived Noise Levels* – niveaux sonores *perçus*, c'est-à-dire tenant compte du fait que les jets sont perçus comme plus bruyants que les avions à hélices (pour un niveau sonore égal).

interrogées. Aux alentours du Schiphol Airport d'Amsterdam (et de manière générale en ce qui concerne les bruits, odeurs, poussières, suies/fumées et vibrations) : sur un rayon de 25 km, 18 à 31 % de personnes rapportent une sévère gêne (« severely annoyed ») contre 48 à 65 % dans la zone centrale (Franssen et al. 1999).

La gêne sonore semble se répercuter directement dans les niveaux de satisfaction au logement. Une relation positive par régression linéaire entre (in)satisfaction résidentielle et exposition au bruit a été identifiée, par exemple par Franssen et al. (1999). Cette insatisfaction semble quant à elle se répercuter directement sur la perte de valeur locative. Selon Püschel & Evangelinos (2012), le bruit causé par l'aéroport international de Düsseldorf a été estimé responsable d'une diminution des loyers à hauteur de 1.04 % par dB – de manière plus importante, d'ailleurs, que toutes les autres sources de bruits liés aux transports. Les auteurs ont évalué cette perte à 7.5 millions d'euros par an. Il faut relever néanmoins que, selon Kroesen (2010), en matière de satisfaction résidentielle, dans un rayon de 25 km autour de l'aéroport d'Amsterdam Schiphol, les effets du bruit du trafic aérien semblent relativement moins prépondérants : les véritables déterminants de la satisfaction résidentielle se sont révélés plutôt en lien avec les niveaux de bruit du trafic routier, l'âge des répondants et les dérangements causés par le voisinage.

Pour Abrahams et al. (2008), la pollution sonore – et en l'occurrence celle causée par le bruit des avions – influence également naturellement l'affectation territoriale des espaces d'intérêts publics, tels qu'écoles, hôpitaux, espaces de détente extérieurs, places publiques, terrains de sport notamment (en fonction des autorisations de construire qui intègrent les différents degrés de sensibilité au bruit). Le potentiel éloignement de ces services peut représenter une perte de temps pour les déplacements quotidiens (coûts d'opportunités pour l'accès à la formation ou aux services d'usage quotidiens impactant potentiellement sur le revenu ou les possibilités d'activités sociales et culturelles – déterminants notoires de la santé). Il peut représenter également un (faible) risque potentiel lors des déplacements d'urgence (pour atteindre un hôpital plus éloigné par exemple), voire augmenter le risque d'accidents (notamment en lien avec la circulation routière pour les enfants, avec un plus long trajet pour aller à l'école). Enfin, l'éloignement effectif des parcs, places et espaces publics (tout comme la péjoration de leur qualité) peut induire aussi une moindre incitation à la détente, à l'activité physique ou à l'échange social au niveau local (ou alors participer directement à l'augmentation du trafic motorisé en milieu urbain). Ceci sans perdre de vue que de tels impacts concernent tout particulièrement la population vivant dans la zone la plus proche de l'aéroport – une population potentiellement déjà défavorisée économiquement (et donc également au niveau santé). Très concrètement, Barrowcliffe & Phillips (2008 | Stansted-Essex UK | 24 millions passagers/an) évoquent par exemple la perte de lieux de rencontre et d'espaces publics impliquée par l'agrandissement envisagé des pistes pour l'aéroport de Stansted, lesquelles empiéteraient sur, et remplaceraient, des espaces et parcs publics actuellement à disposition de la population. Il faut noter toutefois que si les réglementations territoriales peuvent empêcher et finalement éloigner certaines affectations, une augmentation de la pollution sonore de moins de 3 dB dans la forêt de Hatfield (haut lieu récréationnel) a été jugée sans effet sur la pratique des activités de loisirs par ces mêmes auteurs, lesquels ont également jugé peu probable que l'agrandissement en soi de l'aéroport (nouvelles pistes) débouche sur une diminution de l'accessibilité pour les populations locales aux services de soins.

On retiendra enfin, de l'analyse sur les impacts sanitaires de la gêne sonore à proximité de six grands aéroports européens réalisée par Babisch et al. (2009), que si un lien dose-réponse ressort clairement entre le bruit et la gêne, il semble actuellement sous-estimé par les modèles et standards EU, et que l'attitude de la population envers les aéroports semble avoir changé dans le temps, en évoluant vers une moindre tolérance.

2 Bibliographie

- Abrahams D. et al. (2008) Rapid Health Impact Assessment of Birmingham International Airport's Proposed Runway Extension. University of Liverpool.
- Babisch W. (2006) Transportation noise and cardiovascular risk. Review and synthesis of epidemiological studies. Dose-effect curve and risk estimation. Berlin, Federal Environmental Agency.
- Babisch W. et al. (2009) Annoyance due to aircraft noise has increased over the years—Results of the HYENA study, *Environment International*, Vol. 35, I. 8, November 2009: 1169-1176.
- Babisch W. & Van Kamp I. (2009) Exposure–response relationship of the association between aircraft noise and the risk of hypertension. *Noise & Health*, 2009, 11(44): 161-168.
- Barrett S.R.H. et al. (2012) Air Quality Impacts of U.K. Airport Capacity Expansion. Laboratory for Aviation and the Environment (MIT) / Energy Efficient Cities Initiative (Cambridge University)
- Barrowcliffe R. & Phillips C. / ERM (2008) The Stansted Generation 2 Project: A Health Impact Assessment. Environmental Resources Management (ERM).
- Benzakein M. J. (2014) What does the future bring? A look at technologies for commercial aircraft in the years 2035–2050, *Propulsion and Power Research*, Vol. 3, I. 4, Dec. 2014.
- Black D.A. et al. (2007) Aircraft noise exposure and resident's stress and hypertension: A public health perspective for airport environmental management. *Journal of Air Transport Management*, 13: 264-276.
- Brunelle-Yeung E. et al. (2014) Assessing the impact of aviation environmental policies on public health, *Transport Policy*, Vol 34: 21-28.
- Button K. et al. (1999) High-technology employment and hub airports, *Journal of Air Transport Management*, Vol. 5, I. 1: 53-59.
- Carslaw D.C., Beevers S.D., Ropkins K., Bell M.C. (2006) Detecting and Quantifying Aircraft and Other On-Airport Contributions to Ambient Nitrogen Oxides in the Vicinity of a Large International Airport. *Atmos Environ* 40 (2006) 5424–5434
- Castro A. et al / University of California, Los Angeles – UCLA, Medical Center (2010). Santa Monica Airport Health Impact Assessment. UCLA, Medical Center.
- Choi W. et al. (2013) Neighborhood-scale air quality impacts of emissions from motor vehicles and aircraft, *Atmospheric Environment*, Vol. 80: 310-321.
- Clark C. (2006) Exposure-Effect Relations between Aircraft and Road Traffic Noise Exposure at School and Reading Comprehension. *American Journal of Epidemiology*, 163(1): 27-37.
- Clark Ch., Head J. & Stansfeld S.A, Longitudinal effects of aircraft noise exposure on children's health and cognition: A six-year follow-up of the UK RANCH cohort, *Journal of Environmental Psychology*, Vol. 35, September 2013: 1-9
- Correia A.W. (2013). Residential exposure to aircraft noise and hospital admissions for cardiovascular diseases: multi-airport retrospective study. *British Medical Journal*, 347:5561ff.
- Daly G. et al. / Golder Associates (2013) HIA for proposed expansion to Billy Bishop Toronto City Airport. Report No. 13-1151-0215, Golder Associates submitted to City of Toronto (Ontario) Medical Officer of Health.
- Dreger S et al. (2015) Environmental noise and incident mental health problems: A prospective cohort study among school children in Germany. *Environ Res.* 2015 Oct 1 ; 143 (Pt A):49-54

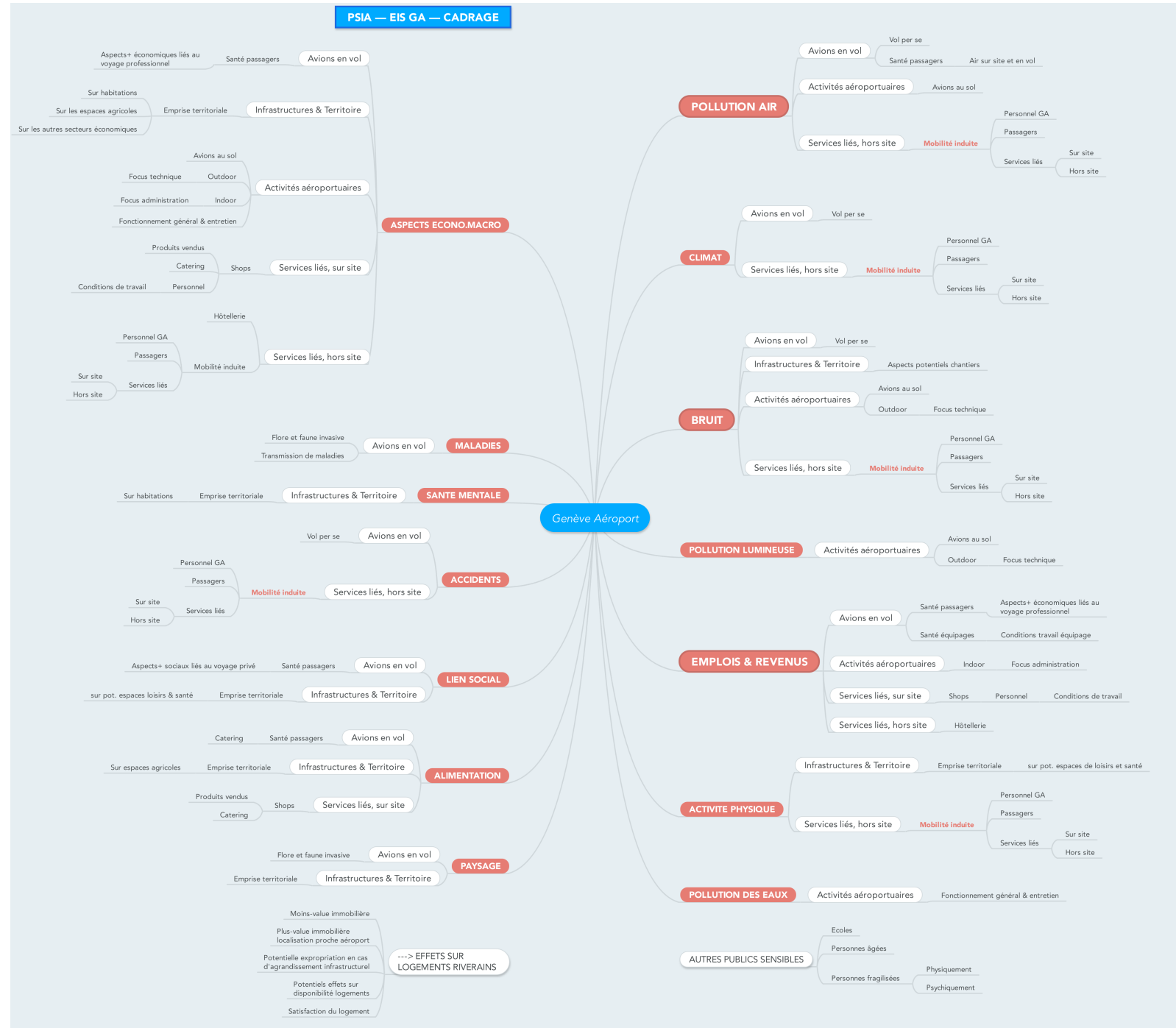
- Ellermann T. & Massling A. (2010) Measurement of Ultrafine Particles at the Apron of Copenhagen Airport, Kastrup in Relation to Work Environment. Danmarks iljundersøgelser ved Aarhus Universitet (Denmarks Environmental Investigations, University of Aarhus), Aarhus, Denmark
- Elmenhorst E.-M. et al. (2012) Examining nocturnal railway noise and aircraft noise in the field: Sleep, psychomotor performance, and annoyance, *Science of The Total Environment*, Vol. 424, 1 May 2012: 48-56.
- Eriksson C. et al. (2007) Aircraft noise and incidence of hypertension. *Epidemiology*, 2007, 18:716-721.
- Franssen E. A. M. et al. (2004) Aircraft Noise around a Large International Airport and Its Impact on General Health and Medication Use. *Occupational and Environmental Medicine*, Vol. 61, No. 5 (May, 2004), pp. 405-413
- Franssen E. A. M. et al. / Research for Man and Environment – RIVM (1999) Health Impact Assessment Schiphol Airport, Overview of results until 1999. RIVM – B.A.M.
- Gillen D. & Hinsch H. (2001) Measuring the economic impact of liberalization of international aviation on Hamburg airport, *Journal of Air Transport Management*, Vol. 7, I. 1, January 2001: 25-34.
- Graham W.R., Hall C.A. & Vera Morales M. (2014) The potential of future aircraft technology for noise and pollutant emissions reduction, *Transport Policy*, Vol 34, July 2014: 36-51.
- Greiser E., Greiser C. & Janhsen K. (2007) Night-time aircraft noise increases prevalence of prescriptions of antihypertensive and cardiovascular drugs irrespective of social class – the Cologne-Bonn Airport study. *Journal of Public Health*, 2007, 15: 327–337.
- Haines, M.M. (2001) Chronic aircraft noise exposure, stress responses, mental health and cognitive performance in school children. *Psychological Medicine*, 2001, 31: 265-277.
- Hansell A.L. (2013) Aircraft noise and cardiovascular disease near Heathrow airport in London: small area study. *British Medical Journal*, 347: 5432ff.
- HCN – Health Council of the Netherlands: Committee on the Health Impact of Large Airports. (1999) Public health impact of large airports. The Hague: Health Council of the Netherlands. 1999/14E.
- Hu S. et al. (2009) Aircraft emission impacts in a neighborhood adjacent to a general aviation airport in southern California. *Environ Sci Technol*. 2009 Nov 1;43(21): 8039-45.
- Hume K. et al. (2003) Complaints caused by aircraft operations: an assessment of annoyance by noise level and time of day, *Journal of Air Transport Management*, Vol. 9, I. 3, May 2003: 153-160.
- Hygge S. (2003) Classroom experiments on the effects of different noise sources and sound levels on long-term recall and recognition in children. *Applied Cognitive Psychology*, 2003, 17: 895– 914.
- Hygge S., Evans G.W. & Bullinger M. A (2002) prospective study of some effects of aircraft noise on cognitive performance in school children. *Psychological Science*, 2002, 13: 469–474.
- Jarup L. et al. (2008) Hypertension and exposure to noise near airports: the HYENA study. *Environmental Health Perspectives*, 2008, 116: 329–333.
- Jylhä M. (2009) What is self-rated health and why does it predict mortality? Towards a unified conceptual model. *Soc Sci Med*, 69(3): 307-316.
- Kim B. et al. (2012) Guidance for Quantifying the Contribution of Airport Emissions to Local Air Quality. ACRP Report 71, Transportation Research Board (TRB), Washington, D.C.
- Kim B. et al. (2015) Understanding Airport Air Quality and Public Health Studies Related to Airports. Airport Cooperative Research Program (ACRP) Report 135, Transportation Research Board (TBR) of the National Academies, Washington DC.
- Koo J. (2013) Spatial sensitivities of human health risk to intercontinental and high-altitude pollution, *Atmospheric Environment*, Vol. 71, June 2013: 140-147.
- Lambert J. (2015) Human response to simulated airport noise scenarios in home-like environments, *Applied Acoustics*, Vol. 90, 1 April 2015: 116-125.

- Lercher P., Evans G.W. & Meis M. (2003) Ambient noise and cognitive processes among primary school- children. *Environment and Behavior*, 2003, 35:725–735.
- Levy J. et al. (2008) High-Priority Compounds Associated with Aircraft Emissions. PARTNER Project 11, final report on subtask: Health Risk Prioritization of Aircraft Emissions Related Air Pollutants.
- Levy J. et al. (2008) High-Priority Compounds Associated with Aircraft Emissions. PARTNER Project 11, final report on subtask: Health Risk Prioritization of Aircraft Emissions Related Air Pollutants.
- Li C. et al. (2013) Aircraft measurements of SO₂ and aerosols over northeastern China: Vertical profiles and the influence of weather on air quality, *Atmospheric Environment*, Vol. 62, December 2012: 492-501.
- Lu Ch. (2011) The economic benefits and environmental costs of airport operations: Taiwan Taoyuan International Airport, *Journal of Air Transport Management*, Vol. 17, I. 6, November 2011: 360-363.
- Maarten Kroesen M. et al. (2010) Estimation of the effects of aircraft noise on residential satisfaction, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Vol. 15, I. 3, May 2010: 144-153.
- Manor O., Matthews S. & Power C. (2001) Self-rated health and limiting longstanding illness: inter-relationships with morbidity in early adulthood. *International Journal of Epidemiology*, 30(3): 600-607.
- Masiol M. & Harrison R. M. (2014) Aircraft engine exhaust emissions and other airport-related contributions to ambient air pollution: A review, *Atmospheric Environment*, Vol. 95: 409-455.
- Mathisen T.A., Jørgensen F. & Solvoll G. (2014) Marginal costs pricing of airport operations in Norway, *Research in Transportation Economics*, Vol. 45, September 2014: 49-56.
- Matsui T. et al. (2004) The Okinawa study: effects of chronic aircraft noise on blood pressure and some other physiological indices. *Journal of Sound and Vibration*, 2004, 277: 469–470.
- Mazaheri M., Johnson G.R. & Morawska L. (2011) An inventory of particle and gaseous emissions from large aircraft thrust engine operations at an airport, *Atmospheric Environment*, Vol. 45, I. 20, June 2011: 3500-3507.
- Miedema H.M.E & Oudshoorn C.G.M. (2001) Annoyance from transportation noise: relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals. *Environmental Health Perspectives*, 2001, 109: 409–416.
- Miedema H.M.E. & Vos H. (1998) Exposure–response relationships for transportation noise. *Journal of the Acoustical Society of America*, 1998, 104:3432–3445.
- Miyakita T. et al. (2002) Population-based questionnaire survey on health effects of aircraft noise on residents living around U.S. airfields in the Ryukyus – Part I: An analysis of 12 scale scores, *Journal of Sound and Vibration*, Vol. 250, I. 1: 129-137.
- Morimoto R. & Hope Ch. (2005) Making the case for developing a silent aircraft. *Transport Policy*, Vol. 12, I.2: 165-174.
- OBSAN-Observatoire suisse de la santé (2015). La santé en Suisse – Le point sur les maladies chroniques. Rapport national sur la santé 2015. Berne
- OFEV (2015) Site de l’Office fédéral de l’environnement (OFEV) – Thème : Bruit > Bruit : en bref. <http://www.bafu.admin.ch/laerm/15215/index.html?lang=fr>
- OFEV (2016) Site de l’Office fédéral de l’environnement (OFEV) – Thème : Produits chimiques > Glossaire des polluants <http://www.bafu.admin.ch/chemikalien/prtr/07159/index.html?lang=fr>
- OMS (2009) Comblen le fossé en une génération : instaurer l’équité en santé en agissant sur les déterminants sociaux de la santé. Rapport final de la Commission des Déterminants Sociaux de la Santé. OMS, Genève.
- OMS (2014) Site de l’Organisation Mondiale de la Santé (OMS) – Qualité de l’air ambiant (extérieur) et santé : Aide-mémoire N°313. <http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs313/fr/>

- Passchier-Vermeer W. & Passchier W.F. (2000) Noise exposure and public health. *Environmental Health Perspectives*, 108(1): 123-131.
- Püschel R. & Evangelinos Ch. (2012) Evaluating noise annoyance cost recovery at Düsseldorf International Airport, *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Vol. 17, I. 8, December 2012: 598-604.
- Quehl J. & Basner M. (2006) Annoyance from nocturnal aircraft noise exposure: Laboratory and field-specific dose–response curves, *Journal of Environmental Psychology*, Vol. 26, I. 2, June 2006, 127-140.
- Ratliff G. et al. (2009) Aircraft Impacts on Local and Regional Air Quality in the United States. PARTNER Project 15, Final Report. Oct.
- Rhode Island Department of Environmental Management-RIDEM (2008) Characterization of Ambient Air Toxics in Neighborhoods Abutting T.F. Green Airport and Comparison Sites: Final Report., Apr 2008.
- Rissman J. et al (2013) Equity and health impacts of aircraft emissions at the Hartsfield-Jackson Atlanta International Airport, *Landscape and Urban Planning*, Vol. 120, December 2013: 234-247.
- Robertson J.A. (1995) Airports and economic regeneration, *Journal of Air Transport Management*, Vol. 2, I.2: 81-88.
- Rosenlund M. et al. (2001) Increased prevalence of hypertension in a population exposed to aircraft noise. *Occupational and Environmental Medicine*, 2001, 58: 769–773.
- Rosskam E. et al / International Transport Workers’ Federation, Civil Aviation Section, London UK (2009) Stressed and Fatigued on the Ground and in the Sky: Changes from 2000 – 2007 in civil aviation workers’ conditions of work – A global study of 116 countries in Africa, Asia/Pacific, Middle East, North America, Latin/South America, and Europe in the post-9/11 era. IFT, London.
- SCAQMD-South Coast Air Quality Management District (2010) General Aviation Airport Air Monitoring Study Final Report, USEPA.
- Sequeira C.J. (2008). Relationships between Emissions-Related Aviation Regulations and Human Health.” Presented at the 10th PARTNER Advisory Board Meeting. Ottawa, CA. Mar 15.
- Sheard N. (2014) Airports and urban sectoral employment, *Journal of Urban Economics*, Vol. 80: 133-152.
- Song S.-K, & Shon Z.-H. (2012) Emissions of greenhouse gases and air pollutants from commercial aircraft at international airports in Korea, *Atmospheric Environment*, Vol. 61, December 2012: 148-158,
- Stansfeld S.A. et al. (2005) Aircraft and road traffic noise and children’s cognition and health: a cross-sectional study. *Lancet*, 2005, 365:1942–1949.
- Tetra Tech, Inc. (2013). LAX Air Quality and Source Apportionment Study, Volume 1. Executive Summary. Final Report. June 2013.
- Tonne C. et al. (2015) Long-term traffic air and noise pollution in relation to mortality and hospital readmission among myocardial infarction survivors. *Int J. Hyg Environ Health*. 2015: 1438-4639(15).
- Van Kempen E.E.M.M. et al. (2002) The association between noise exposure and blood pressure and ischaemic heart disease: a meta-analysis. *Environmental Health Perspectives*, 2002, 110: 307-317.
- WHO EBD – World Health Organization (2011) Burden of disease from environmental noise – Quantification of healthy life years lost in Europe, WHO Regional Office for Europe, Bonn.
- Will S. et al. / Manchester Health Authority (1994) Submission to the Manchester Airport Second Runway Enquiry. Manchester Health Authority.
- Wood E., et al. (2008) ACRP Report 7: Aircraft and Airport-Related Hazardous Air Pollutants: Research Needs and Analysis. Transportation Research Board (TRB).

- Yim S.H.L., Stettler M.E.J. & Barrett S.R.H. (2013) Air Quality and Public Health Impacts of U.K. Airports, Part II: Impacts and Policy Assessment. *Atmos Environ* 67, 184–192.
- Zhang Q. et al. (2009) Vertical distributions of aerosols under different weather conditions: Analysis of in-situ aircraft measurements in Beijing, China, *Atmospheric Environment*, Volume 43, I. 34, November 2009: 5526-5535.
- Zhu, Y. et al. (2011) Aircraft emissions and local air quality impacts from takeoff activities at a large International Airport. *Atmospheric Environment*, Volume 45, Issue 36, 2011/11: 6526-6533.

Annexe : Schéma de cadrage



II Rapport EMPA-Bruit

Empa
Überlandstrasse 129
CH-8600 Dübendorf
T +41 58 765 11 11
F +41 58 765 11 22
www.empa.ch

République et Canton de Genève
Département de l'aménagement, du logement et de l'énergie (DALE)
Rue David-Dufour 5
Case postale 224
1211 Genève 8

Plan sectoriel de l'infrastructure aéronautique (PSIA) de l'Aéroport de Genève-Cointrin (AIG), Evaluation d'impacts sur la santé (EIS)

Part Empa : Calcul du L_{den} et de l'Indice du Bruit des Aéronefs de Genève

Mandat No : 5214.011103

Rapport No : 5214.011103 (V02)

Mandant : République et Canton de Genève – Département de l'aménagement, du logement et de l'énergie (DALE)

Nombre de pages : 23

Annexes : Annexe technique A (12 pages)
Cartes 1 à 14 (14 pages)


Les auteurs : B. Schäffer
C. Zellmann
O. Schwab

Statut de document : Rapport approuvé (Version V02)

Dübendorf, 24^{ème} mai 2016

Le chef de projet :

Le chef du Laboratoire d'Acoustique / Contrôle de bruit :



Dr. Beat Schäffer



Kurt Eggenschwiler

Table des matières

1	Mandat	3
2	Contenu de la part Empa	3
3	Méthodologie	4
3.1	Calcul de l'exposition au bruit des aéronefs - aperçu	4
3.2	Niveau jour-soir-nuit (L_{den})	7
3.3	Indice du Bruit des Aéronefs de Genève (GFI)	8
4	Données de base	10
4.1	Calcul 2014	10
4.2	Calcul 2030	12
4.3	Données hectare de la population résidente	14
5	Précision des calculs	15
5.1	Exposition au bruit des aéronefs	15
5.2	Indice du Bruit des Aéronefs de Genève (GFI)	16
6	Résultats	17
6.1	Niveau jour-soir-nuit (L_{den})	17
6.2	Indice du Bruit des Aéronefs de Genève (GFI)	17
6.3	Discussion des résultats	19
6.4	Liste des tableaux de l'Annexe A	20
6.5	Cartes	21
7	Littérature et données de base	22
7.1	Littérature	22
7.2	Données de base	23
8	Abréviations	23

1 Mandat

Le département de l'aménagement, du logement et de l'énergie (DALE), République et Canton de Genève, représenté par Messieurs Bernard Leutenegger et Christophe Salmon, a chargé le consortium de GRES, equiterre, Swiss TPH, Empa, Ecoplan et MIS Trend d'évaluer les impacts sur la santé présents (année 2014) et potentiels (horizon 2030) des activités de l'Aéroport de Genève-Cointrin (AIG) (Contrat No. 2015/442662 du 19 novembre 2015 [3]).

Dans ce cadre, les travaux du laboratoire d'acoustique / réduction du bruit de l'Empa consistent dans le calcul de l'exposition au bruit des aéronefs, ainsi que l'Indice du Bruit des Aéronefs résultant du trafic aérien de l'AIG dans les années 2014 et 2030 [2].

2 Contenu de la part Empa

Le présent rapport décrit les méthodologies utilisées et les données de base pour les calculs, bien que les résultats de l'exposition au bruit des aéronefs et de l'Indice du Bruit des Aéronefs (référé dans la suite comme GFI) résultant du trafic aérien de l'AIG pour les années 2014 et 2030. Le calcul du L_{den} de l'année 2014 est déjà disponible [10], tandis que les grandeurs acoustiques suivantes et le GFI sont déterminés dans le présent projet (détails voir chapitre 3) :

- **L_{den}** (→ chapitre 3.2) : niveau jour-soir-nuit L_{den} du trafic total (grands avions et petits aéronefs : définition voir chapitre 3.1). Le L_{den} est livré au consortium pour les analyses sur la santé (morbidité, mortalité, coûts de la santé) et la monétarisation des impacts du bruit (nombre de logements exposés au bruit).
- **Leq^*_{16}** (→ chapitre 3.3) : niveau moyen de 16 h pondéré pour la première et dernière heure du jour (grands avions). Le Leq^*_{16} est utilisé pour le calcul du GFI.
- **L_{night}** (→ chapitre 3.3) : niveau moyen de 8 h pondéré A pour la nuit (grands avions). Le L_{night} est utilisé pour le calcul du GFI.
- **Distribution du L_{Amax} pendant la nuit** (→ chapitre 3.3) : La distribution du L_{Amax} (grands avions) est utilisée pour le calcul du GFI.
- **GFI** (→ chapitre 3.3) : l'indice du bruit des aéronefs

3 Méthodologie

3.1 Calcul de l'exposition au bruit des aéronefs - aperçu

Ce chapitre donne un aperçu de la méthodologie du calcul de l'exposition au bruit et des étapes de travail. Les calculs de l'exposition au bruit des aéronefs sont basés sur des calculs existants pour les années 2014 [10] et 2030 [9] et sont effectués sous la même méthodologie. Pour plus de détails regardant le calcul de l'exposition au bruit des aéronefs voir [7] et [8].

Simulation et programme de calcul : Le calcul de l'exposition au bruit des aéronefs s'effectue avec le programme de simulation FLULA2, en utilisant la version actuelle FLULA2 Version 004 [8], selon le principe de la simulation des vols individuels. Pour chaque trajectoire, FLULA2 calcule individuellement le niveau d'exposition au bruit L_{AE} en tout point de la grille du rectangle de calcul. Les résultats de la simulation sont exprimés sous forme de L_{AE} moyen par type d'avion et par route de vol. Ceci permet de déterminer un résultat normalisé pour un mouvement de vol (L_{AE} moyen, dénommé « *footprint* »). Les *footprints* d'un type d'avion déterminés sur une route fixée, obtenus de cette manière, tiennent compte de la meilleure façon possible de la dispersion verticale et horizontale des trajectoires de vol. La simulation avec FLULA2 nécessite la définition des sources de bruit (caractéristiques directionnelles, RC) et des trajectoires tridimensionnelles, obtenues à base de données radar (trajectoires réelles) ou de trajectoires idéalisées.

Trajectoires réelles : Quand des données radar sont disponibles (chapitres 4.1 et 4.2), le calcul s'effectue par la méthode « *Full-Size* » de FLULA2, c'est-à-dire le calcul est basé sur toutes les données radar utilisables. Les simulations sont effectuées séparément pour différentes périodes de la journée :

- 2014 : L_{den} : day (06–18 h), evening (18–22 h), night (22–06 h) ; GFI : jour (06–22 h), nuit (22–06 h) [10]
- 2030 : L_{den} : day et night ensemble (06–22 h), night (22–06 h) ; GFI : jour (06–22 h), nuit (22–06 h) [9]

Trajectoires idéalisées : Pour les trajectoires idéalisées de la nouvelle route SOSAL pour le calcul 2030 (chapitre 4.2), une seule simulation est nécessaire, indépendante de l'heure du jour. Les trajectoires idéalisées sont définies par des profils moyens et des traces (détails voir [9]).

Statistiques des mouvements : Les statistiques des mouvements sont présentées dans l'annexe A. Les nombres de mouvements sont résumés dans les chapitres 4.1 et 4.2.

Superposition : Pour calculer les grandeurs acoustiques (L_{den} , Leq^*_{16} , L_{night} , L_{Amax}), les *footprints* spécifiques par type d'avion, route de vol et éventuellement par période d'exploitation (trajectoires réelles) sont pondérés pour chaque période d'exploitation par le nombre d'événements de trafic, définis par les statistiques des mouvements. Pour plus de détails sur la superposition pour l'année 2030 voir [9].

Pour les aéroports civils, l'annexe 5 de l'Ordonnance sur la protection contre le bruit (OPB) [14] définit deux classes d'avions : les petits aéronefs dont la masse maximale au décollage est égale ou inférieure à 8'618 kg, et les grands avions. Ainsi, dans les calculs, ces deux classes d'avions sont traitées séparément. Les calculs de l'exposition au bruit des grands avions (années 2014 et 2030) bien que des petits aéronefs de l'année 2030 utilisent toutes les étapes de travail décrites en haut. Pour les petits aéronefs de l'année 2014, les calculs sont simplifiés par extrapolation du calcul réalisé en 2005 (détails voir [10]). Les expositions au bruit des grands avions et des petits aéronefs sont additionnées après pour obtenir l'exposition totale (L_{den}). Pour le GFI (Leq^*_{16} , L_{night}), par contre, seulement les grands avions sont pris en compte [5], [15].

Interpolation : Après la superposition, les expositions au bruit sont présentées sous forme de cartes (chapitre 6.5). De plus, elles sont interpolées en grille à maille hectare (100 m × 100 m). Les valeurs ainsi obtenues sont la base pour les calculs suivants (analyses sur la santé, GFI, monétarisation des impacts du bruit).

Tableau 3-1 et Tableau 3-2 donnent un résumé des calculs pour les années 2014 et 2030, et Tableau 3-3 présente les périodes d'exploitation significatives pour les grandeurs acoustiques.

Tableau 3-1 : Méthodologie utilisée pour le calcul 2014 [10]

Type d'attribut	Description	Références
Programme de simulation du bruit des aéronefs	FLULA2 Version 004	[8]
Méthode de simulation	« Full-Size » pour les périodes d'exploitation 06–18 h, 18–22 h, 22–06 h ; 06–22 h, 22–06 h (trajectoires réelles)	Méthode : [7]
Sources de bruit : Caractéristiques directionnelles (RC) et fixation de la puissance	RC2012_01	[10]
Rectangle de calcul	sud-ouest : 472'000 / 98'000, nord-est : 524'000 / 147'000 Grille à maille : 250 m × 250 m	
Programme radar	SELFA2	

Tableau 3-2 : Méthodologie utilisée pour le calcul 2030 [9]

Type d'attribut	Description	Références
Programme de simulation du bruit des aéronefs	FLULA2 Version 004	[8]
Méthode de simulation	« Full-Size » pour les périodes d'exploitation 06–22 h, 22–06 h (trajectoires réelles) ; 00–24 h (trajectoires idéalisées)	Méthode : [7]
Sources de bruit : Caractéristiques directionnelles (RC) et fixation de la puissance	RC2012_01 et deux RC nouvelles (A320N, CS100)	[9]
Rectangle de calcul	sud-ouest : 474'000 / 100'000, nord-est : 522'000 / 145'000 Grille à maille : 250 m × 250 m	
Programme radar	SELFA2	

Tableau 3-3 : Grandeurs acoustiques, périodes d'exploitation et trafic considéré (g : grands avions, k : petits aéronefs)

Grandeur acoustique principale	Grandeur acoustique auxiliaire	Période d'exploitation	Période de temps	Temps de référence	Trafic considéré (g, k)	Remarques
L_{den}		Day – evening – night	00–24 h	24 h	g + k	<ul style="list-style-type: none"> • L_d, L_e et L_n pour calculer le L_{den} • L_{den} de l'année 2014 disponible de [10]
	Leq_d	Day (d)	06–18 h	12 h	g + k	
	Leq_e	Evening (e)	18–22 h	4 h	g + k	
	Leq_n	Night (n)	22–06 h	8 h	g + k	
Leq^*_{16}		Jour (T) ^a	06–22 h	16 h	g	<ul style="list-style-type: none"> • Leq_{T1}, Leq_{T16} et Leq_{T2-T15} pour calculer le Leq^*_{16} • Leq^*_{16} et L_{night} pour calculer le GFI
	Leq_{T1}	Première heure du jour (T1)	06–07 h	1 h	g	
	Leq_{T16}	Dernière heure du jour (T16)	21–22 h	1 h	g	
	Leq_{T2-T15}	Autres heures du jour (T2-T15)	07–21 h	14 h	g	
L_{night} distribution du L_{Amax}		Night (n)	22–06 h	8 h	g	

3.2 Niveau jour-soir-nuit (L_{den})

Le niveau jour-soir-nuit L_{den} est calculé selon la directive de l'UE relative à la gestion du bruit dans l'environnement [19] comme suit :

$$L_{den} = 10 \cdot \lg \left(\frac{12}{24} \cdot 10^{\frac{Leq_d}{10}} + \frac{4}{24} \cdot 10^{\frac{Leq_e+5}{10}} + \frac{8}{24} \cdot 10^{\frac{Leq_n+10}{10}} \right) \quad (1)$$

La grandeur de base du L_{den} est le niveau moyen. Le calcul tient compte des niveaux moyens de trois périodes de trafic différentes : Leq_d , Leq_e et Leq_n (Tableau 3-3). Pour le calcul du L_{den} , un malus de 5 dB est attribué au niveau moyen du soir et un malus de 10 dB au niveau moyen de la nuit.

D'abord, les niveaux moyens Leq_d , Leq_e et Leq_n sont calculés séparément pour les grands avions et les petits aéronefs. Après, ils sont additionnés énergétiquement afin d'obtenir les niveaux moyens du trafic total. Pour les grands avions (2014 et 2030) ainsi que pour les petits aéronefs de l'année 2030, on fait la pondération des *footprints* avec les statistiques de mouvements (Annexe A) comme décrit en chapitre 3.1. Pour les petits aéronefs de l'année 2014, le niveau moyen est calculé par extrapolation de l'exposition de l'année 2005 à l'année 2014, en tenant compte des nombres de mouvements et des temps de référence adéquats. Ces derniers peuvent s'exprimer sous forme de termes additifs selon équation (2). Les facteurs d'extrapolation (ΔL_x , $K_{T,x}$) sont présentés dans l'Annexe A.

$$Leq_{k,2014,x} = Leq_{k,2005,12} + \Delta L_x + K_{T,x} \quad (2)$$

$$\text{où } \Delta L_x = 10 \cdot \lg \left(\frac{N_{k,2014,x}}{N_{k,2005}} \right), \text{ et } K_{T,x} = 10 \cdot \lg \left(\frac{12 \text{ h}}{T_x} \right), \text{ et}$$

x : Période d'exploitation (day, evening ou night).

$Leq_{k,2014,x}$: Niveau moyen en dB(A) des petits aéronefs par jour en moyenne annuelle en 2014 durant la période d'exploitation x .

$Leq_{k,2005,12}$: Niveau moyen en dB(A) de 12 heures des petits aéronefs par jour en moyenne annuelle en 2005.

ΔL_x : Niveau d'extrapolation pour le nombre de mouvement durant la période d'exploitation x .

$K_{T,x}$: Niveau de conversion pour le temps de référence pour la période d'exploitation x .

$N_{k,2014,x}$: Nombre de mouvements de vol annuels des petits aéronefs durant l'année d'exploitation 2014 durant la période d'exploitation x .

$N_{k,2005}$: Nombre de mouvements de vol annuels des petits aéronefs durant l'année d'exploitation 2005.

T_x : Temps de référence pour la période d'exploitation x ($T_d = 12$ heures, $T_e = 4$ heures, $T_n = 8$ heures).

3.3 Indice du Bruit des Aéronefs de Genève (GFI)

Le calcul de l'Indice du Bruit des Aéronefs de Genève (*Genfer Fluglärm-Index*, GFI) correspond au calcul de l'Indice du Bruit des Aéronefs de Zürich (*Zürcher Fluglärm-Index* (ZFI)). La méthodologie est décrite en détail en [5], [15] ; ce chapitre donne un aperçu.

Concept : Le GFI est un seul indicateur numérique représentant une valeur de surveillance pour le nombre de personnes affectés par l'exposition au bruit des aéronefs, soit par ennui et / ou dérangement en sommeil. Pour cet objectif, le nombre de personnes fortement ennuyés pendant la journée de 06–22 h (*highly annoyed*, HA), ainsi que de personnes fortement dérangées en sommeil pendant la nuit de 22–06 h (*highly sleep disturbed*, HSD) sont déterminés et additionnés. Des doubles comptes sont permis, c'est-à-dire, une personne ennuyée pendant la journée et dérangé aussi en sommeil pendant la nuit compte deux fois. Tandis que pour le ZFI il y a une valeur limite pour délimiter les négatifs effets de l'exposition au bruit des aéronefs sur la population, aucune valeur limite n'existe pour le GFI. La définition d'une telle valeur pour le GFI est au-delà de la portée de cette étude.

Calcul : Les calculs sont effectués selon les procédures officielles [5], [20]. Le GFI est la somme des nombres de personnes très ennuyés (HA) et très dérangées en sommeil (HSD):

$$GFI = HA + HSD \quad (3)$$

Les HA et HSD de l'équation (3) sont déterminés en chaque point de récepteur i en multipliant les pourcentages des très ennuyés (%HA_{*i*}) et très dérangés en sommeil (%HSD_{*i*}) avec les nombres de résidents ($N_{pop,i}$), et les additionnant dans des périmètres respectifs (voir définitions ci-dessous) en utilisant équation (4) .

$$HA = \sum_i HA_i = \sum_i N_{pop,i} \cdot \frac{\%HA_i}{100} \quad (4a)$$

$$HSD = \sum_i HSD_i = \sum_i N_{pop,i} \cdot \frac{\%HSD_i}{100} \quad (4b)$$

Les %HA_{*i*} sont déterminés à partir de la relation exposition-réponse de Miedema et Oudshoorn [13], mais en utilisant, au lieu du niveau de jour-nuit (L_{dn}) de l'équation originale, le niveau moyen de 16 h pondéré (Leq^*_{16}) du jour de 06–22 h [5]. Le Leq^*_{16} est calculé en chargeant des pénalités de 5 dB aux niveaux moyens pendant la première (06–07 h : Leq_{T1}) et la dernière heure du jour (Leq_{T16} : 21–22 h) :

$$Leq^*_{16} = 10 \cdot \lg \left(\frac{1}{16} \cdot \left(10^{0.1 \cdot (Leq_{T1} + 5)} + 14 \cdot 10^{0.1 \cdot Leq_{T2-T15}} + 10^{0.1 \cdot (Leq_{T16} + 5)} \right) \right), \quad (5)$$

où Leq_{T2-T15} est le niveau moyen des 14 autres heures du jour (07–21 h). Les %HA_{*i*} sont déterminés dans un périmètre où le $Leq^*_{16,i} \geq 47$ dB, ce qui correspond à %HA_{*i*} ≥ 2.7 % (équation (6) ; Figure 3-1).

$$\%HA_i = \begin{cases} -1.395 \cdot 10^{-4} \cdot (Leq^*_{16,i} - 42)^3 + 4.081 \cdot 10^{-2} \cdot (Leq^*_{16,i} - 42)^2 & \text{pour } Leq^*_{16} \geq 47 \text{ dB} \\ + 0.342 \cdot (Leq^*_{16,i} - 42) \leq 100\% & \\ 0 & \text{pour } Leq^*_{16} < 47 \text{ dB} \end{cases} \quad (6)$$

L'évaluation des %HSD_i se fait en deux étapes. Dans une première étape, la probabilité (P) d'une réaction de réveil additionnelle, provoqué par un événement de bruit d'avion (*awakening reaction, AWR* ; définition voir [1]), en fonction du niveau sonore pondéré A maximal (L_{Amax}) d'un événement de vol individuel est estimée à partir de la relation exposition-réponse de Basner *et al.* [1] (équation (7) ; Figure 3-1).

$$P_{AWR}(L_{Amax} + D) = 1.894 \cdot 10^{-5} \cdot (L_{Amax} + D)^2 + 4.008 \cdot 10^{-4} \cdot (L_{Amax} + D) - 3.3243 \cdot 10^{-2}, \quad (7)$$

où D est l'atténuation du niveau sonore lors de la transmission de l'extérieur vers l'intérieur (fixé à -15 dB pour fenêtres inclinées [1]). (Il faut noter que le calcul du ZFI actuellement considère des valeurs plus grandes de D pour des bâtiments avec des mesures passives de réduction du bruit [20]. Cependant, cette information n'était pas disponible pour la région autour de l'AIG.) Dans une deuxième étape, équation (7) (événement individuel) est appliquée à la distribution complète de fréquences du L_{Amax} (H_i) à chaque point de récepteur i pour obtenir l'effet de tous les événements de vol sur le sommeil (AWR_i). Le résultat est multiplié par un facteur (F_{SD}, fixé à 26 [5]) pour convertir les AWR_i dans les %HSD_i (équation (8)). Les %HSD_i sont déterminées dans un périmètre où L_{night,i} ≥ 37 dB, ce qui correspond en approximation à AWR_i ≥ 0.1 et %HSD_i ≥ 2.6%.

$$\%HSD_i = F_{SD} \cdot AWR_i = \begin{cases} F_{SD} \cdot \int H_i(L_{Amax} + D) \cdot P_{AWR}(L_{Amax} + D) dL_{Amax} \leq 100\% & \text{pour } L_{night,i} \geq 37 \text{ dB} \\ 0 & \text{pour } L_{night,i} < 37 \text{ dB} \end{cases} \quad (8)$$

Les calculs sont effectués dans des périmètres limités seulement (Leq*_{16,i} ≥ 47 dB et L_{night,i} ≥ 37 dB), comme il y aura toujours une fraction de la population qui se sent ennuyé et / ou dérangée en sommeil, même à l'exposition au bruit des aéronefs très faible loin de l'aéroport. Les périmètres donc visent à capter la région des personnes « sensiblement affectés » [17]. Considérant une région trop grande dans les calculs causerait une réaction très inerte du GFI aux changements de la population ou du trafic des avions.

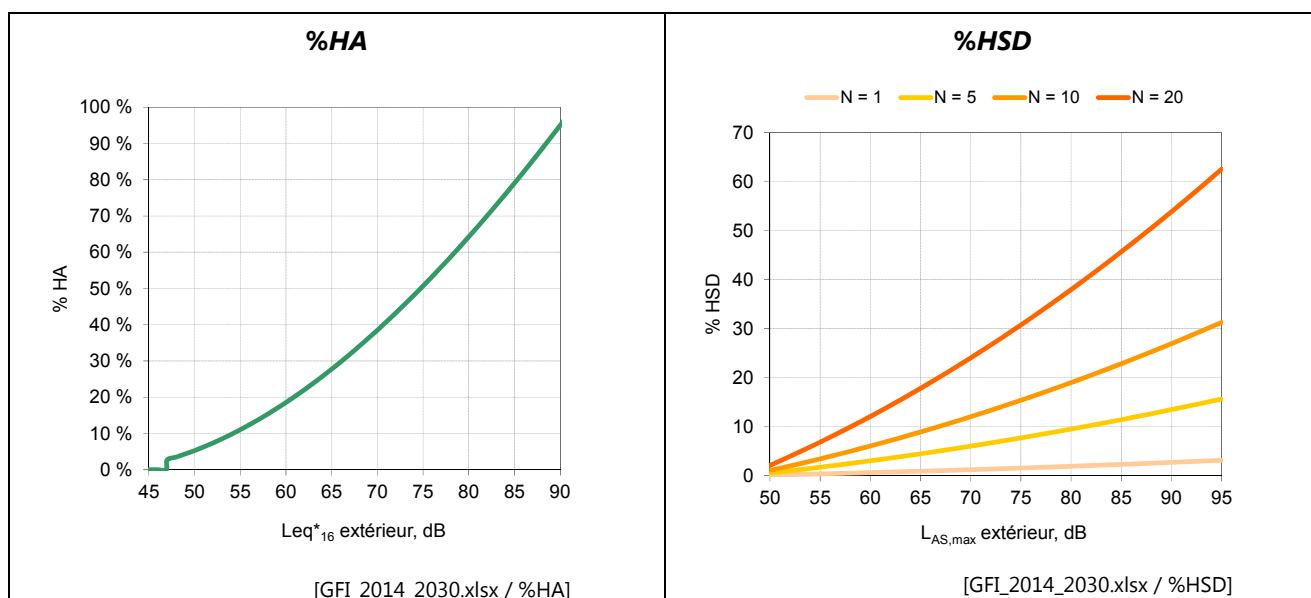


Figure 3-1 : Relations exposition-réponse pour la détermination du pourcentage des très ennuyés (%HA) durant le jour (06–22 h), et des très dérangés en sommeil (%HSD) pendant la nuit (22–06 h) pour un, cinq, dix et vingt survols.

4 Données de base

4.1 Calcul 2014

Les détails des données de base du calcul 2014 sont présentés en [10]. Tableau 4-1 en donne un aperçu.

Tableau 4-1 : Données de base pour le calcul 2014

Type d'attribut	Description	Références
Liste des mouvements, <i>Aircraft Register</i> (AREG)	Vérifiée et validée par l'OFAC	voir [10]
Statistiques des mouvements (grands avions)	Établies avec la liste des mouvements	Annexe A
Facteurs d'extrapolation (petits aéronefs)	Pour le L_{den} (chapitre 3.2)	Annexe A
Trajectoires		
Données radar	Année 2014	voir [10]
Fixation de la puissance		
Décollage élevée (FT) et moyenne (VG)		méthode : [7]
Réduction de la puissance (<i>cutback</i>)	Pour décollages et atterrissages	voir [10]

En total, 49 types différents de grands avions (types de référence acoustiques pour lesquels des sources de bruit sont disponibles) sont considérés pour les calculs, tandis que l'exposition au bruit des petits aéronefs est extrapolée de celle de l'année 2005 (chapitres 3.1 et 3.2). Sept routes de décollage (piste 05 : D05C, D05CN, D05CS ; piste 23 : D23C, D23CC, D23CN, D23CS) et deux routes d'atterrissage (piste 05 : A05C ; piste 23 : A23C) sont considérées (Figure 4-1).

Les statistiques des mouvements pour les grands avions et les facteurs d'extrapolation pour les petits aéronefs des périodes d'exploitation significatifs (Tableau 3-3) sont établis à base de la liste des mouvements (détails voir [10]). Les nombres de mouvements des grands avions et des petits aéronefs résultants sont présentés dans Tableau 4-2. Le nombre des mouvements total est de 187'580 pour le $L_{den,r}$ et de 167'817 pour le GFI. Les statistiques de mouvements et les facteurs d'extrapolation sont présentés dans l'Annexe A.

Tableau 4-2 : Nombre des mouvements (décollages et atterrissages) annuels du trafic aérien total sur l'aéroport de Genève en 2014 pour le L_{den} et le GFI

Calcul	Période d'exploitation	Grands avions	Petits aéronefs	Trafic total
L_{den}	day (06–18 h)	117'169	15'919	133'088
	evening (18–22 h)	41'173	3'640	44'813
	night (22–06 h)	9'475	204	9'679
Total		167'817	19'763	187'580
GFI	1ère heure du jour (06–07 h)	5'352	-	-
	Autres heures du jour (07–21 h)	144'962	-	-
	Dernière heure du jour (21–22 h)	8'028	-	-
	night (22–06 h)	9'475	-	-
Total		167'817	-	-

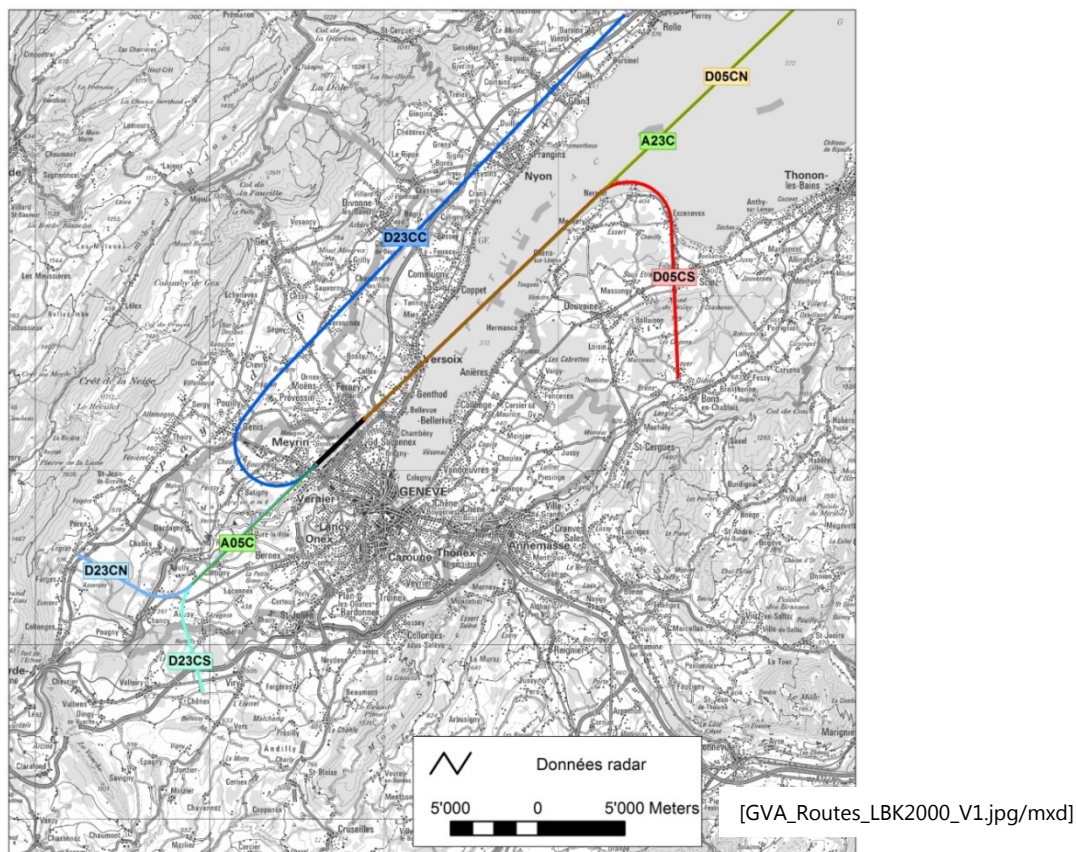


Figure 4-1 : Traces schématiques des routes de décollage (piste 05 : D05CN, D05CS ; piste 23 : D23CC, D23CN, D23CS) et d'atterrissage (piste 05 : A05C ; piste 23 : A23C) (figure adaptée de [4]). Pour le calcul de l'année 2030, la route D23CN est partagée en Standard Instrument Departures SIDs P5A et W2A (non visualisés). Les routes D05C et D23C ne sont pas présentées, car elles contiennent tous les décollages qui ne peuvent pas être attribués à une route spécifique.

4.2 Calcul 2030

Les détails des données de base du calcul 2030 sont présentés en [9]. Le Tableau 4-3 en donne un aperçu.

Tableau 4-3 : Données de base pour le calcul 2030

Type d'attribut	Description	Références
Statistiques des mouvements (grands avions et petits aéronefs)	Livrés à l'Empa par l'AIG	[A], [B] ; Annexe A
Trajectoires		
Données radar	Année 2012 ; partiellement 2009 (grands avions) et 2006/2007/2009 (petits aéronefs)	voir [9]
Trajectoires idéalisées	Nouvelle route SOSAL	voir [9]
Fixation de la puissance		
Décollage élevée (FT) et moyenne (VG)		voir [9]
Réduction de la puissance (<i>cutback</i>)	Pour décollages et atterrissages	voir [9]

En total, 10 types différents de grands avions (types de référence acoustiques) et 4 types de petits aéronefs sont considérés pour les calculs. Y compris sont deux grands avions (A320N et CS100) pour lesquels des nouveaux sources de bruit (caractéristiques directionnelles, RC) ont été établies. Leur niveau de bruit reflète le développement probable vers une flotte d'avions acoustiquement favorables (détails voir [9]). Huit routes de décollage (piste 05 : D05CN, D05CC ; piste 23 : D23CC, D23CN, P5A, W2A, D23CS, SOSAL) et deux routes d'atterrissage (piste 05 : A05C ; piste 23 : A23C) sont considérées (Figure 4-1, Figure 4-2). La route D23CN est divisée en routes (*Standard Instrument Departures*, SIDs) P5A, W2A, car à l'avenir, la répartition sur les routes diffèra de la distribution actuelle. La route intégrale D23CN est utilisée pour les cas où les trajectoires sur P5A ou W2A ne sont pas disponibles. Pour la nouvelle route SOSAL, des trajectoires idéalisées étaient définies en [9], qui représentent, par 9 traces (SOS01 à SOS09), la dispersion des vols (voir [9] et Figure 4-2). La répartition des mouvements sur SOSAL est documentée en [9].

Pour l'année 2030, les statistiques des mouvements des grands avions et petits aéronefs des périodes d'exploitation significatifs (Tableau 3-3) ont été livrées à l'Empa par l'AIG sous forme digitale [A], [B]. Les nombres de mouvements des grands avions et des petits aéronefs sont présentés dans Tableau 4-4. Le nombre des mouvements total est de 236'266 pour le L_{den} et de 217'738 pour le GFI. Les statistiques de mouvements sont présentées dans l'Annexe A.

Tableau 4-4 : Nombre des mouvements (décollages et atterrissages) annuels du trafic aérien total sur l'aéroport de Genève en 2030 pour le L_{den} et le GFI

Calcul	Période d'exploitation	Grands avions	Petits aéronefs	Trafic total
L_{den}	day (06–18 h)	150'579	14'431	165'010
	evening (18–22 h)	55'289	3'948	59'237
	night (22–06 h)	11'870	149	12'019
Total		217'738	18'528	236'266
GFI	1ère heure du jour (06–07 h)	4'256	-	-
	Autres heures du jour (07–21 h)	191'708	-	-
	Dernière heure du jour (21–22 h)	9'903	-	-
	night (22–06 h)	11'870	-	-
Total		217'738	-	-

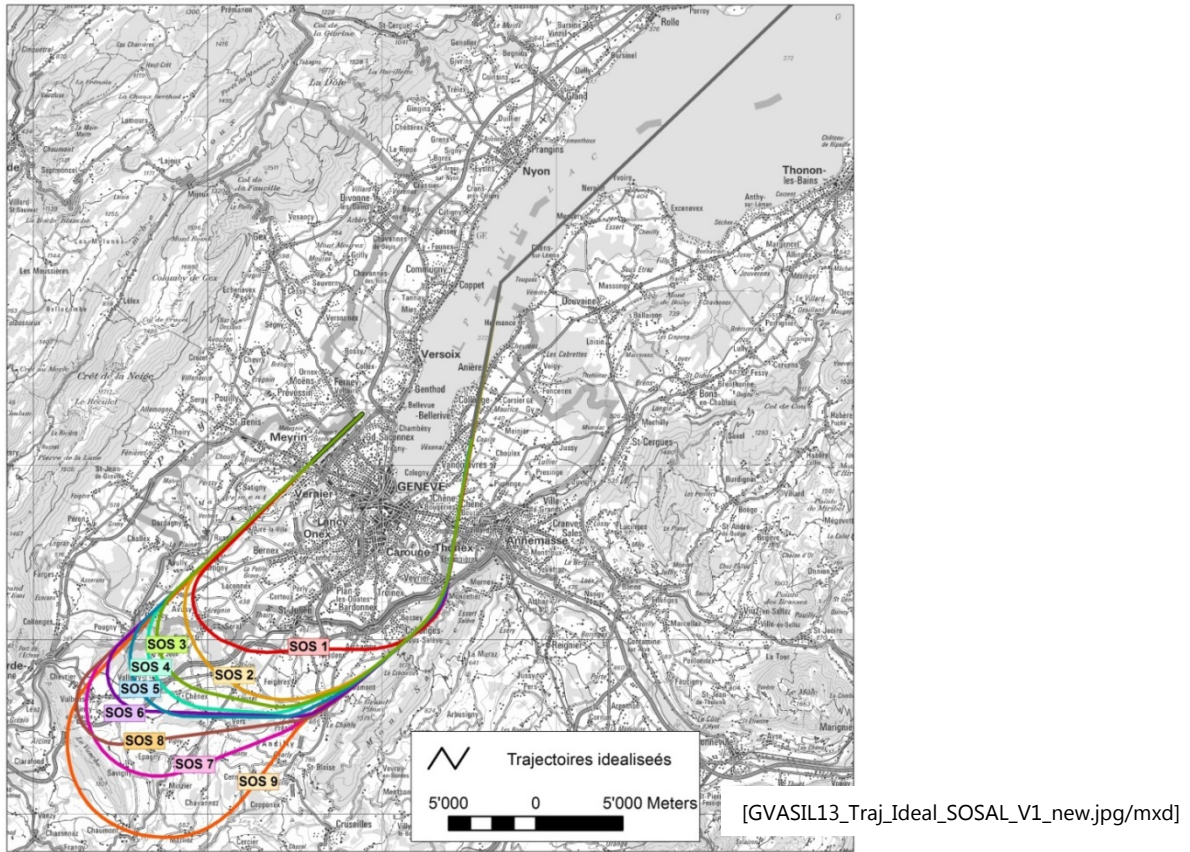


Figure 4-2 : Traces horizontales idéalisées (SOS1 à SOS9) de la route SOSAL (figure adaptée de [9]).

4.3 Données hectare de la population résidante

Les calculs du GFI des années 2014 et 2030 sont effectués à base de données hectares de la population résidante des années 2014 et 2030 autour l'AIG.

Les données de la population résidante consistent de :

- Population résidante suisse : année 2014, résolution 100 m × 100 m.
Source : GEOSTAT de l'Office fédéral de la statistique (BFS).
- Population résidante française : année 2010, résolution 200 m × 200 m.
Source : Institut national de la statistique et des études économiques.
- Facteurs d'extrapolation globaux représentant la croissance démographique entre 2014 et 2030 (voir en bas)
- Informations géographiques des communes suisses (noms, cantons, frontières) : année 2012.
Source : GEOSTAT du BFS.
- Informations géographiques des communes françaises (noms, départements, frontières) : année 2015.
Source : GEOFLA, Institut national de l'information géographique et forestière.

Les données de la population résidente et les informations géographiques (communes, pays) ont été agrégées en GIS sur une grille hectare par le Swiss TPH et livrées à l'Empa sous forme digitale [C]. Malgré le fait que pas de détails sur la distribution spatiale de la population autour l'AIG ne sont disponibles pour l'année 2030, des facteurs d'extrapolation globaux de 1.1665 pour la Suisse et de 1.1599 pour la France étaient estimés par le consortium pour la population 2030, représentant la croissance démographique entre 2014 et 2030 [D]. Multipliant les données hectares de la population 2014 par ces facteurs, les *HA*, *HSD* et le GFI de l'année 2030 deviennent plus grands que les résultats basés sur la population de 2014 (de 1.1665 dans la Suisse et de 1.1599 dans la France). Par la suite, les *HA*, *HSD* et le GFI de 2030 basés sur la population 2030 sont présentés, y incluses les cartes à la fin du rapport.

5 Précision des calculs

5.1 Exposition au bruit des aéronefs

La précision des calculs de l'exposition au bruit des aéronefs a été étudiée en détail dans une thèse de doctorat achevée dans le laboratoire d'acoustique / réduction du bruit de l'Empa [16], [18]. L'incertitude (au sens d'une incertitude standard) est influencée principalement par les quatre facteurs suivants :

1. u_{mod} : Incertitudes du modèle acoustique (caractéristiques directionnelles, propagation du bruit) ainsi que variations dans la fixation de la puissance des avions en fonction de leur masse et du segment de vol (*derated take-off, climb power*).
2. u_{geo} : Incertitude dans la modélisation des routes de vol (dispersion sur le profil ascensionnel et sur les traces de vol).
3. u_{nomb} : Incertitudes sur le nombre et les types d'avion par route de vol.
4. u_{pron} : Incertitude dans la flotte d'avions pronostiquée.

Le premier facteur d'incertitude (u_{mod}) dépend de la modélisation acoustique. Ce facteur a été estimé de 0.5 dB pour le jour et de 1.0 dB pour la nuit. Le deuxième facteur (u_{geo}) dépend des données de base disponibles. Pour l'année 2014, il est négligeable, car l'utilisation de données radar permet une modélisation de la dispersion des trajectoires de vol proche de la réalité. Pour l'année 2030, la modélisation des trajectoires de vol est basée sur des hypothèses regardant l'évolution future des routes de vols. En plus, pour le cas de SOSAL, on doit utiliser des trajectoires idéalisées au lieu de données radar. Pour pronostiques, on peut estimer u_{geo} de 0.7 dB. Le troisième facteur (u_{nomb}) est négligeable pour l'année 2014, car l'utilisation de listes détaillées des mouvements de vol permet de déterminer avec une fiabilité élevée l'occupation des pistes et des routes de vol. Pour le pronostique 2030, cette incertitude est estimée 10%. La variation de 10% du nombre des mouvements provoque une variation de l'exposition au bruit de < 0.5 dB. Pour l'année 2030, u_{nomb} liée au nombre des mouvements correspond donc à 0.5 dB. Finalement, le quatrième facteur (u_{pron}) est négligeable pour l'année 2014 où des listes détaillées des mouvements de vol sont utilisées, tandis que pour l'année 2030, il est estimé que le facteur est identique à u_{nomb} (0.5 dB).

L'incertitude standard du calcul combinée (u_{calc}) est calculée à partir des composants individuels selon les formules présentées en GUM [12], comme addition des variances, c'est-à-dire, des carrées des incertitudes standard estimées ici, et résulte en moyenne dans les valeurs du Tableau 5-1 pour les expositions au bruit des aéronefs des années 2014 et 2030.

Tableau 5-1 : Incertitude standard du calcul (u_{calc}) du jour et de la nuit des années 2014 et 2030

Année	Jour	Nuit
2014	$u_{\text{calc}} = \pm 0.5$ dB	$u_{\text{calc}} = \pm 1.0$ dB
2030	$u_{\text{calc}} = \pm 1.1$ dB	$u_{\text{calc}} = \pm 1.5$ dB

5.2 Indice du Bruit des Aéronefs de Genève (GFI)

Les incertitudes des *HA* peuvent être estimées de 10–35%, celles des *HSD* de 40% [5] et, en conséquence, celle du GFI de 10–30%. Pour l'année 2030, les incertitudes seront quelque peu plus grandes parce que la croissance démographique n'est pas connue, mais seulement grossièrement estimable (chapitre 4.3). Bien que ces chiffres semblent plutôt grands, le GFI est bien approprié pour comparer les scénarios des années 2014 et 2030, car différents facteurs sont identiques pour les calculs des deux années et s'annulent en comparaison directe (p. ex. l'incertitude dans la propagation du son dans l'atmosphère). L'incertitude des comparaisons est estimée d'environ 10% [5].

6 Résultats

6.1 Niveau jour-soir-nuit (L_{den})

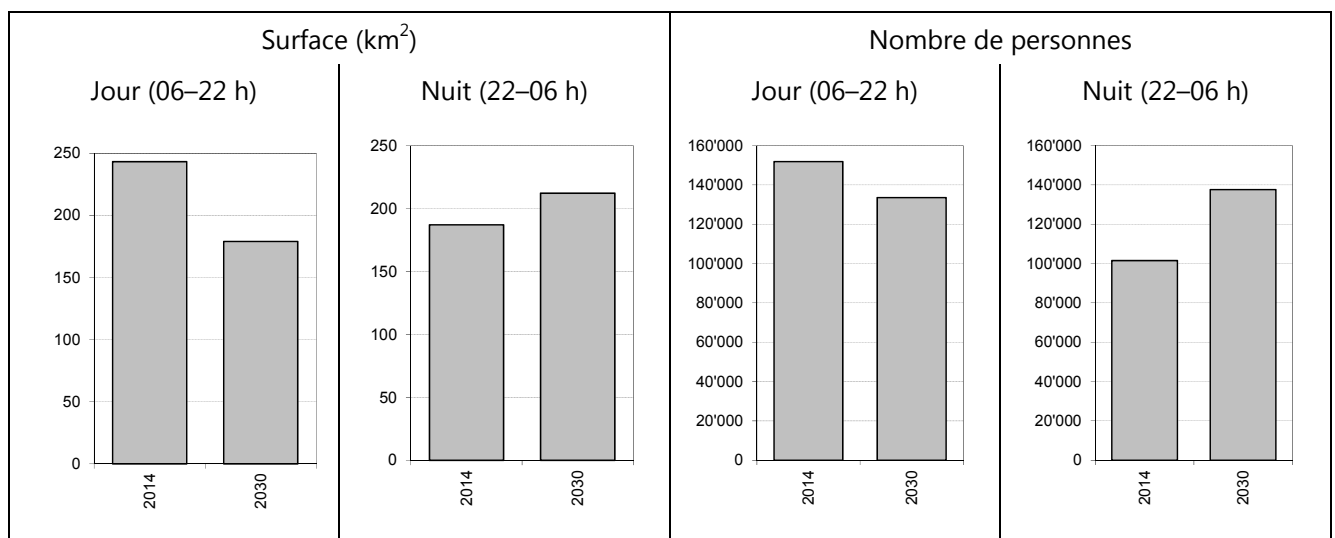
Les L_{den} des années 2014 et 2030 sont présentés en cartes 1 et 2 à la fin du rapport. Les différences en L_{den} entre 2014 et 2030 sont présentées en carte 12. Entre 2014 et 2030, le L_{den} diminue presque partout autour de l'aéroport (carte 12).

6.2 Indice du Bruit des Aéronefs de Genève (GFI)

Les calculs des HA , HSD et du GFI sont effectués dans une grille à maille d'hectares dans un fichier Access [GFI_2014_2030.mdb]. Les résultats des calculs, groupés par commune et pays (Suisse, France) se trouvent dans un fichier Excel [GFI_2014_2030_V2.xlsx]. Les détails du calcul ne sont pas présentés dans ce rapport.

Exposition au bruit des aéronefs : Les Leq^*_{16} des années 2014 et 2030 sont présentés et comparés avec le Leq_{16} (niveau moyen de 16 h de 06–22 h, correspondant au Lr_g de l'OPB [14]) en cartes 3 et 7 à la fin du rapport. Les différences en Leq^*_{16} entre 2014 et 2030 se trouvent sur carte 13. Comme le L_{night} est seulement utilisé pour définir le périmètre du calcul des HSD , il n'est pas visualisé. Par contre, les différences en L_{night} entre 2014 et 2030 sont montrées en carte 14. Les distributions des L_{Amax} utilisées pour déterminer les AWR et les $\%HSD$, ne peuvent pas être visualisées sur des cartes. Entre 2014 et 2030, le Leq^*_{16} diminue partout (carte 13), tandis que le L_{night} augmente presque partout autour de l'aéroport (carte 14).

Périmètres d'études : Figure 6-1 et Tableau 6-1 présentent les surfaces et le nombre de personnes dans les périmètres. La position géographique des périmètres pour les HA et les HSD est montrée en carte 11. Entre 2014 et 2030, les surfaces des périmètres diminuent de 26% pour le jour, mais augmentent de 13% pour la nuit, et le nombre de personnes diminue de 12% pour le jour, mais augmente de 36% pour la nuit.



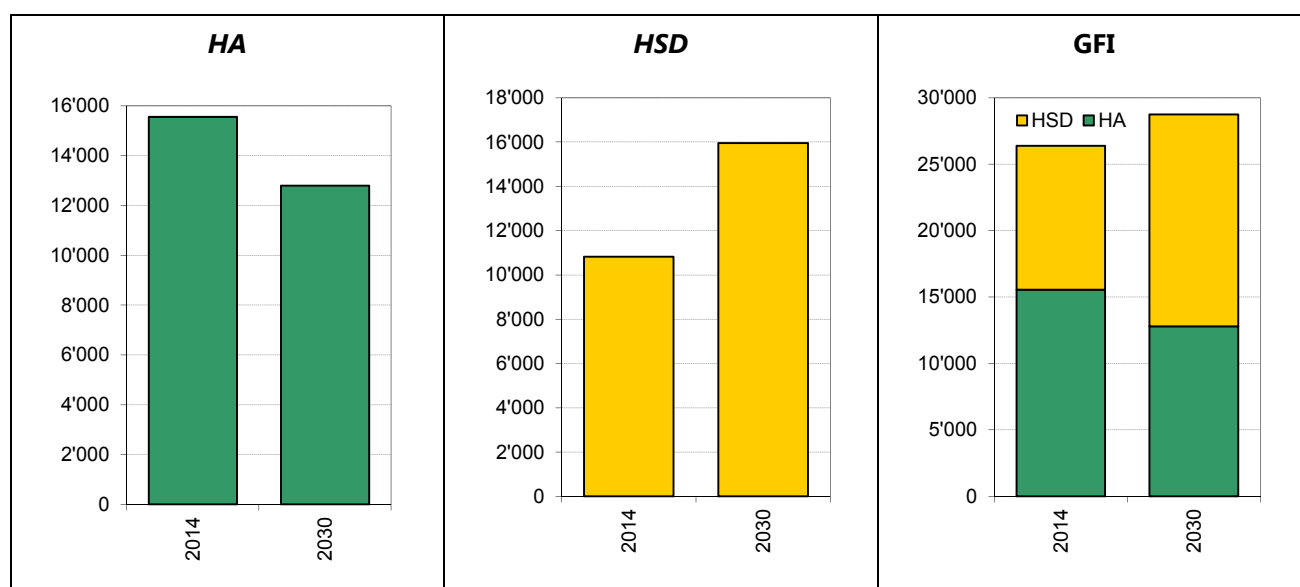
[GFI_2014_2030_V3.xlsx/Übersicht]

Figure 6-1 : Surfaces des périmètres d'étude et nombre de personnes dans les périmètres pour le jour (HA) et la nuit (HSD) des années 2014 (population : état 2014) et 2030 (population : état 2030).

Tableau 6-1 : Surfaces des périmètres d'étude et nombre de personnes dans les périmètres pour le jour (HA) et la nuit (HSD) des années 2014 (population : état 2014) et 2030 (population : état 2030).

Année	Surface (km ²)		Nombre de personnes	
	Jour (06–22 h)	Nuit (22–06 h)	Jour (06–22 h)	Nuit (22–06 h)
2014	243.2	187.0	151'851	101'508
2030	179.0	212.2	133'596	137'608
Changement absolu	-64.2	+25.2	-18'255	+36'100
2014 – 2030 en pourcentage	-26%	+13%	-12%	+36%

HA, HSD et GFI : Figure 6-2 et Tableau 6-2 montrent les HA, les HSD et le GFI pour les années 2014 et 2030. Les distributions spatiales des HA, HSD et du GFI se trouvent sur les cartes 4–6 (2014) et 8–10 (2030). Entre 2014 et 2030, les HA diminuent de 18%, tandis que les HSD augmentent de 47% et, en total, le GFI augmente de 9%. En comparant le GFI des années 2014 et 2030, on doit considérer que le GFI de 2030 contient la croissance démographique entre 2014 et 2030 (chapitre 4.3). Sans considération de la croissance démographique (c'est-à-dire, utiliser la population de 2014 aussi pour le GFI de 2014), les HA, HSD et le GFI de l'année 2030 seraient environ d'un facteur 0.858 plus petits que les nombres présentés en Figure 6-2 et Tableau 6-2. Avec ces valeurs, les HA diminueraient de 29% entre 2014 et 2030, tandis que les HSD augmenteraient de 26% et le GFI diminuerait de 7%. L'importance de considérer la croissance démographique a aussi été montrée en [15]



[GFI_2014_2030_V3.xlsx/Übersicht]

Figure 6-2 : Nombre de personnes fortement ennuyés pendant la journée (HA), nombre de personnes fortement dérangées en sommeil pendant la nuit (HSD) et combinaison pour le GFI des années 2014 (population : état 2014) et 2030 (population : état 2030).

Tableau 6-2 : Nombre des HA, HSD et du GFI et leur changements entre les années (population : état 2014) et 2030 (population : état 2030)

Année	HA	HSD	GFI
2014	15'557	10'820	26'377
2030	12'798	15'951	28'748x§
Changement absolu	-2'759	+5'131	+2'371
2014 – 2030 en pourcentage	-18%	+47%	+9%

6.3 Discussion des résultats

Exposition au bruit des aéronefs : Entre les années 2014 et 2030, l'exposition au bruit des aéronefs diminue (chapitres 6.1 et 6.2), malgré une augmentation en nombres de mouvements : Les mouvements du trafic aérien total, déterminatifs pour le L_{den} , augmentent de 24% (*day*, 06–18 h), 32% (*evening*, 18–22 h) et 24% (*night*, 22–06 h), tandis que les mouvements du trafic des grands avions, déterminatifs pour le GFI, augmentent de 30% (jour, 06–22 h) et de 25% (*night*) (Tableau 4-2, Tableau 4-4).

La raison pour la diminution de l'exposition au bruit est le développement acoustiquement favorable de la flotte des avions sur l'AIG entre les années 2014 et 2030, particulièrement l'introduction des CS100 et A320N. Pour quantifier cet effet, l'énergie sonore émise par le trafic aérien des années 2014 et 2030 était estimée par les niveaux énergétiques totaux (L_{AE}) de vols individuels, documentés en [8], [10], [9] : Par multiplication des nombres de mouvements par type d'avion, séparément pour décollages et atterrissages, avec l'énergie par type et vol ($E = 10^{-12} \times 10^{0.1 \times L_{AE}}$), on obtient l'énergie émise totale par type d'avion et année. Par l'addition des énergies, on obtient l'énergie totale annuelle émise du trafic aérien. Le résultat est seulement une grosse estimation pour l'énergie acoustique effectivement émise par le trafic, à cause des hypothèses simplificatrices du calcul, notamment (i) seulement les grands avions sont pris en compte (la contribution des petits aéronefs est petite), (ii) l'énergie E , basée sur le L_{AE} , est, au sens strict, seulement valable pour un survol rectiligne, et (iii) l'énergie E représente la densité d'énergie sonore dans une distance de 305 m (détails voir [11]).

Selon cette quantification, l'énergie acoustique émise par le trafic aérien a diminuée entre 2014 et 2030, malgré l'augmentation des nombres de mouvements, d'environ -0.7 dB pour le L_{den} (grands avions), -1.9 dB pour le Leq^*_{16} , et $+2.3$ dB pour le L_{night} . Ainsi, le développement acoustiquement favorable de la flotte d'avions a partiellement compensé l'augmentation en mouvements pour le jour (Leq^*_{16}) et pour le L_{den} , mais non pas pour la nuit (L_{night}). Ces différences sont aussi visibles sur les cartes 12 à 14.

Comparaison du GFI avec le ZFI : Pour l'aéroport de Zurich en 2014, le ZFI était de 62'551 ($HA = 36'949$; $HSD = 25'602$ avec l'atténuation du niveau sonore $D = -15$ dB). Ainsi, le nombre du ZFI est de $+137\%$ plus grand que le GFI ($HA +138\%$, $HSD +137\%$).

Les grandes différences sont évoquées par les différences entre les nombres de mouvements et les flottes d'avions (et par conséquent entre les expositions au bruit des aéronefs), ainsi que les densités de la population autour des aéroports. Pour l'aéroport de Zurich, 235'443 mouvements durant la journée ($+49\%$ comparé à l'AIG) et 10'982 mouvements durant la nuit ($+16\%$) ont pris place. Les surfaces des périmètres du ZFI étaient de 470 km^2 pour la journée ($+93\%$ comparé au GFI) et de 562 km^2 pour la nuit ($+201\%$), et contenaient 452'968 (jour, $+198\%$) et 336'566 personnes (nuit, $+232\%$). Comme les différences entre les périmètres de l'AIG et de Zurich sont plus grands que les différences entre les mouvements, les flottes d'avions et donc les énergies émises totales de Zürich doivent être acoustiquement moins favorable que celles de l'AIG, pour le jour bien que pour la nuit (ne pas examiné en détail). En particulier, l'A340-300, qui est décisif pour le L_{night} de Zurich, est probablement responsable pour la grande différence entre les périmètres pour la nuit, car il a un comportement assez pauvre en ascendance et se trouve donc près du terrain jusqu'à une grande distance de l'aéroport. En plus, la densité moyenne dans les périmètres de calculs est plus grande autour de l'aéroport de Zurich qu'autour de l'AIG, avec des valeurs de 625 personnes par km^2 dans le périmètre HA de l'AIG (Zurich : 964 personnes, $+54\%$) et de 543 personnes par km^2 dans le périmètre HSD de l'AIG (Zurich : 598 personnes, $+10\%$). Une grande partie des différences est ainsi attribuable aux différences entre les flottes et les densités des populations autour des aéroports. Il est intéressant à noter que, malgré ces grandes différences, les contributions des HA de 59% et des HSD de 41% sont presque identiques pour le GFI et le ZFI en 2014.

6.4 Liste des tableaux de l'Annexe A

Tableaux	Description
Tableau 1 :	Décollages 2014, grands avions, day (06:00-18:00), par routes
Tableau 2 :	Atterrissages 2014, grands avions, day (06:00-18:00), par routes
Tableau 3 :	Chiffres caractéristiques des petits aéronefs pour le L_{den}
Tableau 4 :	Décollages 2014, grands avions, evening (18:00-22:00), par routes
Tableau 5 :	Atterrissages 2014, grands avions, evening (18:00-22:00), par routes
Tableau 6 :	Chiffres caractéristiques des petits aéronefs pour le L_{den}
Tableau 7 :	Décollages 2014, grands avions, night (22:00-06:00), par routes
Tableau 8 :	Atterrissages 2014, grands avions, night (22:00-06:00), par routes
Tableau 9 :	Chiffres caractéristiques des petits aéronefs pour le L_{den}
Tableau 10 :	Décollages 2030, grands avions, day (06:00-18:00), par routes
Tableau 11 :	Atterrissages 2030, grands avions, day (06:00-18:00), par routes
Tableau 12 :	Décollages 2030, petits aéronefs, day (06:00-18:00), par routes
Tableau 13 :	Atterrissages 2030, petits aéronefs, day (06:00-18:00), par routes
Tableau 14 :	Décollages 2030, grands avions, evening (18:00-22:00), par routes
Tableau 15 :	Atterrissages 2030, grands avions, evening (18:00-22:00), par routes
Tableau 16 :	Décollages 2030, petits aéronefs, evening (18:00-22:00), par routes
Tableau 17 :	Atterrissages 2030, petits aéronefs, evening (18:00-22:00), par routes
Tableau 18 :	Décollages 2030, grands avions, night (22:00-06:00), par routes
Tableau 19 :	Atterrissages 2030, grands avions, night (22:00-06:00), par routes
Tableau 20 :	Décollages 2030, petits aéronefs, night (22:00-06:00), par routes
Tableau 21 :	Atterrissages 2030, petits aéronefs, night (22:00-06:00), par routes
Tableau 22 :	Décollages 2014, grands avions, 1 ^{ère} heure du jour (06:00-07:00), par routes
Tableau 23 :	Atterrissages 2014, grands avions, 1 ^{ère} heure du jour (06:00-07:00), par routes
Tableau 24 :	Décollages 2014, grands avions, autres heures du jour (07:00-21:00), par routes
Tableau 25 :	Atterrissages 2014, grands avions, autres heures du jour (07:00-21:00), par routes
Tableau 26 :	Décollages 2014, grands avions, dernière heure du jour (21:00-22:00), par routes
Tableau 27 :	Atterrissages 2014, grands avions, dernière heure du jour (21:00-22:00), par routes
Tableau 28 :	Décollages 2014, grands avions, 1 ^{ère} heure du jour (06:00-07:00), par routes
Tableau 29 :	Atterrissages 2014, grands avions, 1 ^{ère} heure du jour (06:00-07:00), par routes
Tableau 30 :	Décollages 2014, grands avions, autres heures du jour (07:00-21:00), par routes
Tableau 31 :	Atterrissages 2014, grands avions, autres heures du jour (07:00-21:00), par routes
Tableau 32 :	Décollages 2014, grands avions, dernière heure du jour (21:00-22:00), par routes
Tableau 33 :	Atterrissages 2014, grands avions, dernière heure du jour (21:00-22:00), par routes

6.5 Cartes

Cartes	Description	Données
Carte 1	Trafic aérien total en L_{den} 2014 Calcul: projet No. 5214.008763 Jour (06:00 à 18:00 heures), Soir (18:00 à 22:00 heures), Nuit (22:00 à 06:00 heures)	GVA14_LDEN_061822_TOT.shp
Carte 2	Trafic aérien total en L_{den} 2030 Jour (06:00 à 18:00 heures), Soir (18:00 à 22:00 heures), Nuit (22:00 à 06:00 heures)	GVASIL13_LDEN_S05_061822_TOT.shp
Carte 3	Comparaison du niveau moyen de 16 h pondéré (Leq^*_{16}) au niveau moyen de 16 h (Leq_{16}) 2014, Grands avions, Jour (06:00 à 22:00 heures)	SL16GVA14_G8T_TRSG_06-22.shp, SL16GVA14_G8T_06_22.shp
Carte 4	Indice du Bruit des Aéronefs de Genève <i>GFI</i> 2014	gfigva2014
Carte 5	Highly Annoyed <i>HA</i> 2014	hagva2014
Carte 6	Highly Sleep Disturbed <i>HSD</i> 2014	hsdgva2014
Carte 7	Comparaison du niveau moyen de 16 h pondéré (Leq^*_{16}) au niveau moyen de 16 h (Leq_{16}) 2030, Grands avions, Jour (06:00 à 22:00 heures)	SL16GVA30_G8T_S05_TRSG_06-22.shp, SL16GVA30_G8T_S05_06_22.shp
Carte 8	Indice du Bruit des Aéronefs de Genève <i>GFI</i> 2030	gfigvasil13s5
Carte 9	Highly Annoyed <i>HA</i> 2030	hagvasil13s5
Carte 10	Highly Sleep Disturbed <i>HSD</i> 2030	hsdgvasil13s5
Carte 11	Périmètres d'étude <i>HA</i> et <i>HSD</i> pour les années 2014 et 2030	up_ha_gva14.shp, up_ha_gvasil13s5.shp, up_hsd_gva14.shp, up_hsd_gvasil13s5.shp
Carte 12	Trafic aérien total en L_{den} (06:00 - 18:00 - 22:00 heures) 2030 moins 2014 pour $L_{den} \geq 50$ dB	GVA14_LDEN_061822_TOT.shp, GVASIL13_LDEN_S05_061822_TOT.shp, ldn_30-14 (Raster), ldn_30_14_contour.shp, NegativeLayer_Lden2030vs2014.shp
Carte 13	Trafic aérien des grand avions en Leq^*_{16} (06:00 à 22:00 heures) 2030 moins 2014 pour $Leq^*_{16} \geq 47$ dB	SL16GVA14_G8T_TRSG_06-22.shp, SL16GVASIL13_G8T_S05_TRSG_06-22.shp, leq16_30-14 (Raster), leq16_30_14_contour.shp, NegativeLayer_Leq16hTRSG2030vs2014.shp
Carte 14	Trafic aérien des grand avions en L_{night} (22:00 à 06:00 heures) 2030 moins 2014 pour $L_{night} \geq 37$ dB	SL08GVA14_LDEN_G8T_22-06.shp, SL08GVASIL13_G8T_S05_22-06.shp, leq8_30-14 (Raster), leq8_30_14_contour.shp, NegativeLayer_Leq8h2030vs2014.shp

7 Littérature et données de base

7.1 Littérature

- [1] Basner, M., Samel, A., Isermann, U., 2006. *Aircraft noise effects on sleep: application of the results of a large polysomnographic field study*. Journal of the Acoustical Society of America 119, 2772-2784.
- [2] Consortium, 2015. Plan sectoriel de l'infrastructure aéroportuaire (PSIA) de l'Aéroport de Genève-Cointrin (AIG), Evaluation d'impacts sur la santé (EIS), Offre de services du 26 août 2015. Consortium (GRES, equiterre, Swiss TPH, Empa, Ecoplan et MIS Trend)
- [3] DALE, 2015. Contrat de mandat entre État de Genève et Equiterre, Contra No. 2015/442662 du 19 novembre 2015. République et Canton de Genève, Département de l'aménagement, du logement et de l'énergie (DALE), Genève
- [4] Empa, 2002. *Courbes de bruit, Aéroport de Genève-Cointrin (AIG), Etat 2000*. Rapport No. 420'834/1. Empa, Laboratoire d'Acoustique / Contrôle de bruit, Dübendorf.
- [5] Empa, 2006. *Zürcher Fluglärmindex ZFI, Berechnungsvorschrift. Version 2*. Rapport No. 441'255 - 4. Empa, Laboratoire d'Acoustique / Contrôle de bruit, Dübendorf. <http://www.afv.zh.ch/zfi>.
- [6] Empa, 2009. *Exposition au bruit des aéronefs, Aéroport International de Genève (AIG), Exploitation 2008, Calcul par la méthode Full-Size de l'Empa, et comparaison des résultats avec la méthode Standard*. Rapport No. 452'623. Empa, Laboratoire d'Acoustique / Contrôle de bruit, Dübendorf.
- [7] Empa, 2010. *Exposition au bruit des aéronefs, Aéroport International de Genève (AIG), Exploitation 2009*. Rapport No. 454'439. Empa, Laboratoire d'Acoustique / Contrôle de bruit, Dübendorf.
- [8] Empa, 2010. *FLULA2, Ein Verfahren zur Berechnung und Darstellung der Fluglärmbelastung. Technische Programm-Dokumentation. Version 4*. Empa, Laboratoire d'Acoustique / Contrôle de bruit, Dübendorf. <http://www.empa.ch/web/s509/flula2>.
- [9] Empa, 2015. *Aéroport International de Genève (AIG), Plan Sectoriel de l'Infrastructure Aéronautique (PSIA), Exposition au bruit des aéronefs, Calculs 2013*. Rapport No. 5214.001617 / 5214.009211. Empa, Laboratoire d'Acoustique / Contrôle de bruit, Dübendorf.
- [10] Empa, 2015. *Exposition au bruit des aéronefs, Aéroport International de Genève (AIG), Notice technique 2014*. Rapport No. 5214.008763. Empa, Laboratoire d'Acoustique / Contrôle de bruit, Dübendorf.
- [11] Empa, 2015. *Flughafen Zürich, Zürcher Fluglärm-Index ZFI im Jahre 2014*. Rapport No. 5214.008333. Empa, Laboratoire d'Acoustique / Contrôle de bruit, Dübendorf. <http://www.vd.zh.ch/internet/volkswirtschaftsdirektion/de/themen/flughafenpolitik/flughafenbericht.html>.
- [12] ISO/IEC, 2008. *Uncertainty of measurement — Part 3: Guide to the expression of uncertainty in measurement (GUM:1995). Guide 98-3*. International Organisation for Standardization (ISO) and International Electrotechnical Commission (IEC), Genève.
- [13] Miedema, H.M.E., Oudshoorn, C.G.M., 2001. *Annoyance from transportation noise: relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals*. Environmental Health Perspectives 109, 409-416.
- [14] OPB, 1986. *Ordonnance sur la protection contre le bruit (OPB) du 15 décembre 1986 (Etat le 1^{er} janvier 2016)*. RS 814.41. <https://www.admin.ch/opc/fr/classified-compilation/19860372/201601010000/814.41.pdf>.
- [15] Schäffer, B., Thomann, G., Huber, P., Brink, M., Plüss, S., Hofmann, R., 2012. *Zurich Aircraft Noise Index: an index for the assessment and analysis of the effects of aircraft noise on the population*. Acta Acustica united with Acustica 98, 505-519.

- [16] Schäffer, B., Plüss, S., Thomann, G., 2014. *Estimating the model-specific uncertainty of aircraft noise calculations*. Applied Acoustics 84, 58–72.
- [17] Schreckenber, D., Basner, M., Thomann, G., 2009. *Wirkungsbezogene Fluglärmindizes*. Lärmbekämpfung 4, 47-62.
- [18] Thomann, G., 2007. Mess- und Berechnungsunsicherheit von Fluglärmbelastungen und ihre Konsequenzen. Dissertation, Diss. ETH Nr. 17433. ETH Zürich, Zürich.
<http://e-collection.ethbib.ethz.ch/view/eth:29931>.
- [19] UE 2002. *Directive 2002/49/CE du Parlement européen et du Conseil du 25 juin 2002 relative à l'évaluation et à la gestion du bruit dans l'environnement*. Bruxelles, 25 juin 2002 (ABI 189/12 (2002)).
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32002L0049&from=FR>.
- [20] ZFI-Verordnung, 2011. *Verordnung zum Zürcher Fluglärm-Index (ZFI-VO) vom 7. Dezember 2011*. LS 748.15. <http://www.zhlex.zh.ch/Erlass.html?Open&Ordnr=748.15>.

7.2 Données de base

- [A] AIG, 2015. Statistiques de mouvements pour le GFI de l'année 2030 : Davide Tamburini (AIG), E-mail du 04 novembre 2015 (2015-11-04_GVA_PSIA_STAT GFI.xlsx).
- [B] AIG, 2015. Statistiques de mouvements pour le L_{den} de l'année 2030 : Davide Tamburini (AIG), E-mail du 06 novembre 2015 (2015-11-06_GVA_PSIA_STAT LDEN.xlsx).
- [C] Swiss TPH, 2015. *Données hectare de la population résidante de l'année 2014* : Danielle Vienneau (Swiss TPH), E-mails du 12 octobre 2015 et du 01 décembre 2015.
- [D] Swiss TPH, 2015. *Facteur d'extrapolation globale pour la croissance démographique entre 2014 et 2030* : Danielle Vienneau (Swiss TPH), E-mail du 14 janvier 2016.

8 Abréviations

L_{den}	Niveau jour-soir-nuit (<i>day-evening-night level</i>), trafic total
GFI	Indice du Bruit des Aéronefs de Genève (<i>Genfer Fluglärm-Index</i>)
Leq	Niveau moyen
Leq^*_{16}	Niveau moyen de 16 h pondéré pour la première et dernière heure du jour, grands avions
L_{night}	Niveau moyen de nuit, grands avions
ZFI	Indice du Bruit des Aéronefs de Zürich (<i>Zürcher Fluglärm-Index</i>)
RC	Caractéristiques directionnelles (données de source de bruit des aéronefs)
AWR	Réaction de réveil (<i>awakening reaction</i>)
HA	Personnes fortement ennues pendant la journée de 06–22 h (<i>highly annoyed</i>)
HSD	Personnes fortement dérangés en sommeil pendant la nuit de 22–06 h (<i>highly sleep disturbed</i>)
%HA	Pourcentage des très ennues
%HSD	Pourcentage des très dérangés en sommeil

Tableau 1: Décollages 2014, grands avions, day (06:00-18:00), par routes

RC-Typ	RWY05			RWY23			Total	Anteil:	
	D05C	D05CN	D05CS	D23C	D23CC	D23CN			D23CS
A3103	0	22	0	2	0	19	35	78	0%
A319	6	5'154	1'384	9	1'262	7'594	2'642	18'051	29%
A320	9	3'493	1'529	10	1'541	4'904	2'691	14'177	23%
A321	0	504	31	5	419	648	62	1'669	3%
A3302	1	279	46	2	36	393	73	830	1%
A3403	0	35	14	0	0	2	69	120	0%
AN12	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
AT42	0	253	24	0	198	228	43	746	1%
B7272	0	0	0	0	0	0	1	1	0%
B727A	0	0	0	2	0	0	2	4	0%
B73F	0	474	313	6	209	583	576	2'161	4%
B73S	5	566	40	3	341	747	57	1'759	3%
B73V	0	403	57	0	671	52	72	1'255	2%
B7474	0	0	10	0	0	3	21	34	0%
B745P	0	3	1	0	0	0	0	4	0%
B7572	0	56	1	0	11	102	1	171	0%
B7672	0	1	0	0	0	0	0	1	0%
B7673	0	243	2	2	0	434	3	684	1%
B7772	0	39	118	0	54	3	178	392	1%
C130	0	0	0	0	0	0	5	5	0%
C550	20	416	168	23	178	424	269	1'498	2%
C650	0	11	9	0	3	13	13	49	0%
CL65	13	233	86	14	224	179	124	873	1%
D328	0	0	0	0	2	1	0	3	0%
DA20	0	6	3	0	4	4	8	25	0%
DA90	15	337	139	22	214	364	237	1'328	2%
DC3	0	0	0	3	0	0	0	3	0%
DH8	0	117	0	5	19	215	0	356	1%
E145	8	209	45	11	111	264	87	735	1%
F18	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
F2TH	9	220	135	21	158	247	195	985	2%
FK10	0	177	6	0	303	7	17	510	1%
FK50	0	2	0	0	1	1	2	6	0%
FK70	36	1'990	332	50	2'090	1'413	543	6'454	11%
HS257	8	269	122	16	146	322	227	1'110	2%
LR35	3	68	23	7	35	90	32	258	0%
LR55	14	223	76	13	125	203	180	834	1%
MD11	0	0	0	0	1	1	0	2	0%
MD80	0	0	2	0	0	0	7	9	0%
MD83	0	0	1	0	0	0	2	3	0%
MD87	3	0	0	0	3	0	0	6	0%
RJ100	0	744	32	0	410	672	66	1'924	3%
SB20	3	437	391	9	528	193	717	2'278	4%
SF34	0	3	0	0	0	6	0	9	0%
TU54B	0	0	0	0	0	1	0	1	0%
TU54M	0	6	0	0	0	0	0	6	0%
YK42	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
Total	153	16'993	5'140	235	9'297	20'332	9'257	61'407	
Route	0%	28%	8%	0%	15%	33%	15%	100%	
Piste		36%			64%			100%	

File: GVA14_LDEN_G8T_06-18_s_rout.txt

Tableau 2: Atterrissages 2014, grands avions, day (06:00-18:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23		Total	Anteil:
	A05C	A23C	A05C	A23C		
A3103	19	51	19	51	70	0%
A319	5'934	9'820	15'754	28%		
A320	4'487	7'637	12'124	22%		
A321	605	1'213	1'818	3%		
A3302	360	696	1'056	2%		
A3403	33	57	90	0%		
A3406	0	2	2	0%		
AN12	0	0	0	0%		
AT42	290	568	858	2%		
B7272	0	0	0	0%		
B727A	2	3	5	0%		
B73F	913	1'772	2'685	5%		
B73S	494	977	1'471	3%		
B73V	464	773	1'237	2%		
B7474	9	20	29	0%		
B745P	2	0	2	0%		
B7572	63	176	239	0%		
B7672	1	0	1	0%		
B7673	197	487	684	1%		
B7772	161	238	399	1%		
C130	0	7	7	0%		
C550	529	742	1'271	2%		
C650	17	31	48	0%		
CL65	292	502	794	1%		
D328	0	3	3	0%		
DA20	10	16	26	0%		
DA90	402	688	1'090	2%		
DC3	4	1	5	0%		
DH8	118	239	357	1%		
E145	252	500	752	1%		
F18	2	0	2	0%		
F2TH	331	520	851	2%		
FK10	148	253	401	1%		
FK50	2	5	7	0%		
FK70	2'172	3'787	5'959	11%		
HS257	376	583	959	2%		
LR35	102	114	216	0%		
LR55	298	482	780	1%		
MD11	3	2	5	0%		
MD80	2	5	7	0%		
MD83	1	0	1	0%		
MD87	0	4	4	0%		
RJ100	662	1'080	1'742	3%		
SB20	712	1'219	1'931	3%		
SF34	5	6	11	0%		
TU54B	0	0	0	0%		
TU54M	2	3	5	0%		
YK42	4	0	4	0%		
Total	20'480	35'282	55'762			
Route	37%	63%	100%			
Piste	37%	63%	100%			

File: GVA14_LDEN_G8T_06-18_l_rout.txt

N _{g,d}	=	117'169
d	=	365
n _{g,d}	=	321
T	=	12 h
n _{g,d}	=	27

Tableau 3: Chiffres caractéristiques des petits aéronefs pour le L_{den}

Période du jour	T _x	N _{k,2014,x}	ΔL _x (dB)	K _{T,x} (dB)	K _{tot} (dB)
D	12 h	15'919	-3.373	0	-3.373
E	4 h	3'640	-9.781	+4.771	-5.01
N	8 h	204	-22.296	+1.761	-20.535
Total 2014	24 h	19'763			
Total 2005	24 h	34'609			

Calcul:
projet No. 5214.008763

Tableau 4: Décollages 2014, grands avions, evening (18:00-22:00), par routes

RC-Typ	RWY05			RWY23				Total	Anteil:
	D05C	D05CN	D05CS	D23C	D23CC	D23CN	D23CS		
A3103	0	0	0	0	0	1	2	3	0%
A319	4	2'187	464	6	528	2'816	680	6'685	31%
A320	2	1'423	422	3	545	1'651	574	4'620	22%
A321	0	277	32	0	157	278	48	792	4%
A3302	2	74	35	0	34	0	137	282	1%
A3403	0	2	8	1	0	1	14	26	0%
A3406	0	0	1	0	0	0	1	2	0%
AT42	0	174	3	0	262	26	6	471	2%
B73F	0	278	32	1	322	88	55	776	4%
B735	0	120	5	3	89	85	11	313	1%
B73V	0	200	5	0	247	21	9	482	2%
B7572	0	25	2	0	28	11	4	70	0%
B7672	0	2	0	0	0	0	2	4	0%
B7673	0	1	0	0	0	2	0	3	0%
B7772	0	5	4	0	4	1	6	20	0%
CL30	0	0	0	0	0	0	2	2	0%
C550	3	96	24	4	46	77	40	290	1%
C650	0	3	1	0	1	5	2	12	0%
CL65	2	51	17	7	31	40	36	184	1%
D328	0	0	0	0	1	0	0	1	0%
DA20	0	0	1	0	1	1	1	4	0%
DA90	4	64	34	4	47	63	45	261	1%
DC3	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
DH8	0	12	0	0	0	16	0	28	0%
E145	2	132	7	5	33	191	27	397	2%
F2TH	5	45	23	6	31	56	23	189	1%
FK10	0	79	0	0	97	5	1	182	1%
FK50	0	1	0	0	0	1	1	3	0%
FK70	6	1'161	178	7	1'089	653	277	3'371	16%
HS257	1	59	26	4	35	78	34	237	1%
LR35	3	20	1	1	3	25	11	64	0%
LR55	2	84	10	3	27	93	19	238	1%
MD11	0	0	0	0	0	0	1	1	0%
MD80	0	0	0	0	0	1	0	1	0%
MD83	0	0	0	0	0	0	1	1	0%
RJ100	0	253	2	0	153	232	6	646	3%
SB20	0	240	44	2	328	28	45	687	3%
SF34	0	4	0	0	0	2	1	7	0%
YK42	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
Total	36	7'072	1'381	57	4'139	6'548	2'122	21'355	
Route	0%	33%	6%	0%	19%	31%	10%	100%	
Piste		40%			60%			100%	

File: GVA14_LDEN_G8T_18-22_s_rout.txt

Tableau 5: Atterrissages 2014, grands avions, evening (18:00-22:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23		Total	Anteil:
	A05C	A23C	A05C	A23C		
A3103	6	6	6	6	12	0%
A319	2'322	3'512	5'834	5'834	11'668	29%
A320	1'736	2'696	4'432	4'432	8'864	22%
A321	186	353	539	539	1'078	3%
A3302	47	68	115	115	230	1%
A3403	31	36	67	67	134	0%
AT42	126	219	345	345	690	2%
B73F	120	159	279	279	558	1%
B735	120	154	274	274	548	1%
B73V	131	196	327	327	654	2%
B7474	3	2	5	5	10	0%
B745P	1	1	2	2	4	0%
B7572	6	1	7	7	14	0%
B7672	2	1	3	3	6	0%
B7673	2	2	4	4	8	0%
B7772	19	14	33	33	66	0%
C550	207	287	494	494	988	2%
C650	2	11	13	13	26	0%
CL65	110	142	252	252	504	1%
D328	0	1	1	1	2	0%
DA20	2	1	3	3	6	0%
DA90	171	280	451	451	902	2%
DC3	3	3	6	6	12	0%
DH8	9	7	16	16	32	0%
E145	154	241	395	395	790	2%
F2TH	129	184	313	313	626	2%
FK10	86	117	203	203	406	1%
FK50	1	1	2	2	4	0%
FK70	1'367	2'095	3'462	3'462	6'924	17%
HS257	126	228	354	354	708	2%
LR35	37	63	100	100	200	1%
LR55	115	170	285	285	570	1%
MD80	1	1	2	2	4	0%
MD83	1	0	1	1	2	0%
MD87	0	1	1	1	2	0%
RJ100	127	174	301	301	602	2%
SB20	337	540	877	877	1'754	4%
SF34	2	4	6	6	12	0%
TU34A	1	0	1	1	2	0%
TU54M	0	1	1	1	2	0%
Total	7'846	11'972	19'818	19'818	39'636	
Route	40%	60%	100%	100%	100%	
Piste	40%	60%	100%	100%	100%	

File: GVA14_LDEN_G8T_18-22_l_rout.txt

N _{g,e}	=	41'173
d	=	365
n _{g,e}	=	113
T	=	4 h
n _{g,e}	=	28

Tableau 6: Chiffres caractéristiques des petits aéronefs pour le L_{den}

Période du jour	T _x	N _{k,2014,x}	ΔL _x (dB)	K _{T,x} (dB)	K _{tot} (dB)
D	12 h	15'919	-3.373	0	-3.373
E	4 h	3'640	-9.781	+4.771	-5.01
N	8 h	204	-22.296	+1.761	-20.535
Total 2014	24 h	19'763			
Total 2005	24 h	34'609			

Calcul:
projet No. 5214.008763

Tableau 7: Décollages 2014, grands avions, night (22:00-06:00), par routes

RC-Typ	RWY05			RWY23				Total	Anteil:
	D05C	D05CN	D05CS	D23C	D23CC	D23CN	D23CS		
A3103	0	0	0	0	0	0	1	1	0%
A319	0	100	1	1	31	194	12	339	30%
A320	0	107	4	2	71	172	13	369	32%
A321	0	8	1	0	7	9	0	25	2%
A3302	0	4	15	0	13	1	30	63	6%
A3403	0	2	2	0	0	0	6	10	1%
AT42	0	4	0	1	4	0	0	9	1%
B73F	0	21	1	2	40	4	6	74	6%
B73S	1	4	1	0	3	2	3	14	1%
B73V	0	0	0	0	1	1	0	2	0%
B7572	0	0	0	0	4	0	2	6	1%
B7673	0	1	0	0	0	1	1	3	0%
B7772	0	10	0	0	10	1	1	22	2%
C130	0	0	0	0	0	1	0	1	0%
C550	0	6	2	0	0	4	1	13	1%
CL65	0	7	1	2	2	0	4	16	1%
DA20	0	0	0	0	0	0	1	1	0%
DA90	0	5	0	0	6	3	2	16	1%
DH8	0	1	0	0	0	0	0	1	0%
E145	1	6	6	1	0	10	5	29	3%
F2TH	0	2	0	0	0	0	1	3	0%
FK10	0	0	0	1	0	0	0	1	0%
FK50	0	0	0	0	0	1	0	1	0%
FK70	1	17	5	0	7	23	4	57	5%
HS257	1	2	1	0	1	3	3	11	1%
LR35	1	0	1	0	0	0	1	3	0%
LR55	0	2	2	0	1	1	2	8	1%
MD11	0	0	0	0	0	0	1	1	0%
MD80	0	0	0	0	0	1	0	1	0%
MD83	0	0	1	0	0	0	0	1	0%
RJ100	0	3	0	0	2	4	1	10	1%
SB20	0	13	1	1	14	0	2	31	3%
SF34	0	1	0	0	0	1	0	2	0%
TU34A	0	0	1	0	0	0	0	1	0%
Total	5	326	46	11	217	437	103	1'145	
Route	0%	28%	4%	1%	19%	38%	9%		100%
Piste		33%			67%				100%

File: GVA14_LDEN_G8T_22-06_s_rout.txt

Tableau 8: Atterrissages 2014, grands avions, night (22:00-06:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23	Total	Anteil:
	A05C	A23C	A23C		
A319	1'271	2'215	3'486	42%	
A320	966	1'646	2'612	31%	
A321	48	80	128	2%	
A3302	1	2	3	0%	
AT42	7	17	24	0%	
B73F	16	36	52	1%	
B73S	127	209	336	4%	
B73V	67	108	175	2%	
B7474	0	1	1	0%	
B7572	0	1	1	0%	
B7673	0	1	1	0%	
B7772	0	3	3	0%	
C130	0	1	1	0%	
C550	9	28	37	0%	
C650	1	1	2	0%	
CL65	9	20	29	0%	
DA90	22	33	55	1%	
DH8	4	7	11	0%	
E145	5	7	12	0%	
F2TH	7	7	14	0%	
FK10	31	58	89	1%	
FK50	1	1	2	0%	
FK70	157	301	458	5%	
HS257	17	26	43	1%	
LR35	3	6	9	0%	
LR55	5	11	16	0%	
MD80	0	1	1	0%	
RJ100	147	391	538	6%	
SB20	71	117	188	2%	
SF34	1	2	3	0%	
Total	2'993	5'337	8'330		
Route	36%	64%	100%		
Piste	36%	64%	100%		

File: GVA14_LDEN_G8T_22-06_l_rout.txt

N _{g,n}	=	9'475
d	=	365
n _{g,n}	=	26
T	=	8 h
n _{a,n}	=	3

Tableau 9: Chiffres caractéristiques des petits aéronefs pour le L_{den}

Période du jour	T _x	N _{k,2014,x}	ΔL _x (dB)	K _{T,x} (dB)	K _{tot} (dB)
D	12 h	15'919	-3.373	0	-3.373
E	4 h	3'640	-9.781	+4.771	-5.01
N	8 h	204	-22.296	+1.761	-20.535
Total 2014	24 h	19'763			
Total 2005	24 h	34'609			

Calcul:
projet No. 5214.008763

Tableau 10: Décollages 2030, grands avions, day (06:00-18:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23														Total	Anteil:
	D05CN	D05CS	D23CC	D23CN	D23CS	P5A	SOS01	SOS02	SOS03	SOS04	SOS05	SOS06	SOS07	SOS08	SOS09	W2A		
A320N	16'045	3'469	7'655	0	5'763	9'237	0	0	210	814	1'288	814	210	0	0	3'282	48'787	61%
A3302	706	153	337	0	254	407	0	0	0	0	23	100	0	23	145	2'149	3%	
B7572	32	13	16	24	21	0	0	0	1	4	1	0	0	0	0	112	0%	
B7772	1'480	321	706	1'155	533	0	0	0	49	210	0	0	49	0	0	4'502	6%	
C550	2'215	933	1'117	0	1'457	1'275	0	73	73	0	314	0	0	0	0	411	7'868	10%
CS100	2'832	612	1'351	0	1'017	1'630	0	0	93	402	93	0	0	0	0	579	8'610	11%
D328	10	4	5	0	6	6	0	0	1	0	0	0	0	0	0	2	35	0%
DH8	1'092	237	520	851	392	0	0	36	155	36	0	0	0	0	0	0	3'319	4%
FK70	844	286	409	0	456	488	0	0	28	120	28	0	0	0	0	170	2'829	4%
LR55	335	140	167	0	218	193	11	11	48	0	0	0	0	0	0	64	1'187	1%
Total	25'591	6'168	12'283	2'030	10'117	13'236	11	120	658	1'586	1'724	837	359	0	23	4'653	79'398	
Route	32%	8%	15%	3%	13%	17%	0%	0%	1%	2%	2%	1%	0%	0%	0%	6%	100%	
Piste	40%		60%														100%	

File: GVASIL13_LDEN_G8T_S05_06-18_S.TXT

Tableau 12: Décollages 2030, petits aéronefs, day (06:00-18:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23														Total	Anteil:
	D05CN	D05CS	D23CC	D23CN	D23CS	P5A	SOS01	SOS02	SOS03	SOS04	SOS05	SOS06	SOS07	SOS08	SOS09	W2A		
BE20	36	8	18	0	13	21	0	0	1	5	1	0	0	0	0	7	111	1%
C182	344	132	156	277	205	0	0	0	0	0	0	24	24	24	0	1'187	15%	
C550	1'192	498	597	0	780	685	39	39	169	0	0	0	0	0	0	225	4'225	55%
PC12	640	251	296	0	390	374	0	0	22	93	22	0	0	0	0	139	2'226	29%
Total	2'212	889	1'067	277	1'388	1'080	39	39	192	98	23	0	24	24	24	371	7'749	
Route	29%	11%	14%	4%	18%	14%	1%	1%	2%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	5%	100%	
Piste	40%		60%														100%	

File: GVASIL13_LDEN_K8T_S05_06-18_S.TXT

Tableau 11: Atterrissages 2030, grands avions, day (06:00-18:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23		Total	Anteil:
	A05C	A23C	A05C	A23C		
A320N	17'385	26'079	43'464		61%	
A3302	857	1'285	2'142		3%	
B7572	37	58	95		0%	
B7772	1'795	2'694	4'489		6%	
C550	2'725	4'088	6'813		10%	
CS100	3'068	4'602	7'670		11%	
D328	13	19	32		0%	
DH8	1'184	1'774	2'958		4%	
FK70	998	1'498	2'496		4%	
LR55	409	613	1'022		1%	
Total	28'471	42'710	71'181			
Route	40%	60%	100%			
Piste	40%	60%	100%			

File: GVASIL13_LDEN_G8T_S05_06-18_L.TXT

N _{k,d}	=	150'579
d	=	365
n [*] _{k,d}	=	413
T	=	12 h
D _{k,d}	=	34

Tableau 13: Atterrissages 2030, petits aéronefs, day (06:00-18:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23		Total	Anteil:
	A05C	A23C	A05C	A23C		
BE20	39	60	99		1%	
C182	407	612	1'019		15%	
C550	1'456	2'186	3'642		55%	
PC12	768	1'154	1'922		29%	
Total	2'670	4'012	6'682			
Route	40%	60%	100%			
Piste	40%	60%	100%			

File: GVASIL13_LDEN_K8T_S05_06-18_L.TXT

N _{k,d}	=	14'431
d	=	365
n [*] _{k,d}	=	40
T	=	12 h
D _{k,d}	=	3

Tableau 14: Décollages 2030, grands avions, evening (18:00-22:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23														Total	Anteil:
	D05CN	D05CS	D23CC	D23CN	D23CS	P5A	SOS01	SOS02	SOS03	SOS04	SOS05	SOS06	SOS07	SOS08	SOS09	W2A		
A320N	5'684	1'229	2'712	0	2'041	3'272	0	0	74	288	456	288	74	0	0	1'162	17'282	65%
A3302	249	54	119	0	90	143	0	0	0	0	0	8	36	0	8	51	758	3%
B7572	4	2	2	4	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	15	0%
B7772	523	113	250	408	189	0	0	0	17	74	0	0	17	0	0	0	1'592	6%
C550	520	217	260	0	341	300	0	17	17	0	74	0	0	0	0	98	1'845	7%
CS100	1'003	217	478	0	360	577	0	0	33	143	33	0	0	0	0	205	3'049	11%
D328	3	1	2	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	10	0%
DH8	386	83	184	0	140	222	0	13	55	13	0	0	0	0	0	79	1'174	4%
FK70	229	73	110	0	115	132	0	0	8	33	8	0	0	0	0	45	752	3%
LR55	65	27	33	0	43	37	2	2	10	0	0	0	0	0	0	12	231	1%
Total	8'666	2'016	4'150	412	3'322	4'684	2	32	215	552	572	297	127	0	8	1'653	26'708	
Route	32%	8%	16%	2%	12%	18%	0%	0%	1%	2%	2%	1%	0%	0%	0%	6%	100%	
Piste	40%		60%														100%	

File: GVASIL13_LDEN_G8T_S05_18-22_S.TXT

Tableau 16: Décollages 2030, petits avions, evening (18:00-22:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23														Total	Anteil:
	D05CN	D05CS	D23CC	D23CN	D23CS	P5A	SOS01	SOS02	SOS03	SOS04	SOS05	SOS06	SOS07	SOS08	SOS09	W2A		
BE20	13	3	6	0	5	7	0	0	0	2	0	0	0	0	0	3	40	3%
C182	43	17	20	0	27	26	0	0	0	0	0	0	3	3	3	10	152	10%
C550	242	102	122	0	159	140	8	8	34	0	0	0	0	0	0	45	860	58%
PC12	121	47	57	0	74	71	0	0	4	18	4	0	0	0	0	27	423	29%
Total	419	169	205	0	265	244	8	8	39	20	5	0	3	3	3	85	1'475	
Route	28%	11%	14%	0%	18%	17%	1%	1%	3%	1%	0%	0%	0%	0%	0%	6%	100%	
Piste	40%		60%														100%	

File: GVASIL13_LDEN_K8T_S05_18-22_S.TXT

Tableau 15: Atterrissages 2030, grands avions, evening (18:00-22:00), par routes

RC-Typ	RWY05	RWY23	Total	Anteil:
	A05C	A23C		
A320N	6'984	10'476	17'460	61%
A3302	344	516	860	3%
B7572	13	18	31	0%
B7772	721	1'082	1'803	6%
C550	1'119	1'678	2'797	10%
CS100	1'233	1'849	3'082	11%
D328	5	8	13	0%
DH8	475	713	1'188	4%
FK70	387	578	965	3%
LR55	153	229	382	1%
Total	11'434	17'147	28'581	
Route	40%	60%	100%	
Piste	40%	60%	100%	

File: GVASIL13_LDEN_G8T_S05_18-22_L.TXT

N _{g,e}	=	55'289
d	=	365
n [*] _{g,e}	=	151
T	=	4 h
n _{g,e}	=	38

Tableau 17: Atterrissages 2030, petits avions, evening (18:00-22:00), par routes

RC-Typ	RWY05	RWY23	Total	Anteil:
	A05C	A23C		
BE20	16	24	40	2%
C182	128	192	320	13%
C550	559	835	1'394	56%
PC12	288	431	719	29%
Total	991	1'482	2'473	
Route	40%	60%	100%	
Piste	40%	60%	100%	

File: GVASIL13_LDEN_K8T_S05_18-22_L.TXT

N _{k,e}	=	3'948
d	=	365
n [*] _{k,e}	=	11
T	=	4 h
n _{k,e}	=	3

Tableau 18: Décollages 2030, grands avions, night (22:00-06:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23														Total	Anteil:
	D05CN	D05CS	D23CC	D23CN	D23CS	P5A	SOS01	SOS02	SOS03	SOS04	SOS05	SOS06	SOS07	SOS08	SOS09	W2A		
A320N	363	78	172	0	130	209	0	0	5	18	29	18	5	0	0	74	1101	40%
A3302	135	26	33	0	44	102	0	0	0	0	0	6	25	0	6	25	402	15%
B7572	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
B7772	283	54	69	266	91	0	0	0	12	53	0	0	12	0	0	0	841	30%
C550	24	10	12	0	15	15	0	1	1	0	3	0	0	0	0	5	86	3%
CS100	64	14	31	0	23	37	0	0	2	9	2	0	0	0	0	14	196	7%
D328	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
DH8	25	5	12	0	9	15	0	1	3	1	0	0	0	0	0	5	76	3%
FK70	16	5	8	0	8	10	0	0	2	0	0	0	0	0	0	3	53	2%
LR55	2	1	1	0	2	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	8	0%
Total	912	193	338	266	322	389	0	2	25	83	35	24	42	0	6	126	2'763	
Route	33%	7%	12%	10%	12%	14%	0%	0%	1%	3%	1%	1%	2%	0%	0%	5%		100%
Piste	40%		60%															100%

File: GVASIL13_LDEN_G8T_S05_22-06_S_NFTPRNT.TXT
GVASIL13_LDEN_G8T_S05_22-06_S_TFTPRNT.TXT

Tableau 20: Décollages 2030, petits avions, night (22:00-06:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23														Total	Anteil:
	D05CN	D05CS	D23CC	D23CN	D23CS	P5A	SOS01	SOS02	SOS03	SOS04	SOS05	SOS06	SOS07	SOS08	SOS09	W2A		
BE20	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5%
C182	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
C550	8	5	5	0	6	7	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	37	93%
PC12	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2%
Total	10	5	5	0	6	8	0	0	1	0	0	0	0	0	0	4	40	
Route	25%	12%	12%	0%	15%	20%	1%	1%	3%	0%	0%	0%	0%	0%	0%	10%		100%
Piste	37%		63%															100%

File: GVASIL13_LDEN_K8T_S05_22-06_S.TXT

Tableau 19: Atterrissages 2030, grands avions, night (22:00-06:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23		Total	Anteil:
	A05C	A23C	A05C	A23C		
A320N	2'499	3'748	6'247		69%	
A3302	123	184	307		3%	
B7572	0	1	1		0%	
B7772	257	386	643		7%	
C550	75	114	189		2%	
CS100	441	661	1'102		12%	
D328	0	0	0		0%	
DH8	169	255	424		5%	
FK70	68	104	172		2%	
LR55	9	13	22		0%	
Total	3'641	5'466	9'107			
Route	40%	60%	100%			
Piste	40%	60%	100%			

File: GVASIL13_LDEN_G8T_S05_22-06_L_NFTPRNT.TXT
GVASIL13_LDEN_G8T_S05_22-06_L_TFTPRNT.TXT

$N_{k,n}$	=	11'870
d	=	365
$n_{k,n}^*$	=	33
T	=	8 h
$n_{k,n}$	=	4

Tableau 21: Atterrissages 2030, petits avions, night (22:00-06:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23		Total	Anteil:
	A05C	A23C	A05C	A23C		
BE20	6	8	14		13%	
C182	0	0	0		0%	
C550	34	52	86		79%	
PC12	4	5	9		8%	
Total	44	65	109			
Route	40%	60%	100%			
Piste	40%	60%	100%			

File: GVASIL13_LDEN_K8T_S05_22-06_L.TXT

$N_{k,n}$	=	149
d	=	365
$n_{k,n}^*$	=	0
T	=	8 h
$n_{k,n}$	=	0

**Tableau 22: Décollages 2014, grands avions,
1^{ère} heure du jour (06:00-07:00), par routes**

RC-Typ	RWY05			RWY23			Total	Anteil:	
	D05C	D05CN	D05CS	D23C	D23CC	D23CN			D23CS
A319	0	326	264	0	101	682	744	2'117	51%
A320	1	166	98	0	32	370	288	955	23%
A321	0	1	0	0	1	1	1	4	0%
AT42	0	24	0	0	53	0	0	77	2%
B73F	0	1	0	0	0	0	0	1	0%
B73S	0	3	0	0	2	1	2	8	0%
B73V	0	36	0	0	50	3	0	89	2%
C550	0	4	2	0	3	6	7	22	1%
CL65	0	4	0	0	5	2	2	13	0%
DA90	1	4	2	0	6	10	10	33	1%
E145	0	0	0	0	1	0	1	2	0%
F2TH	0	3	3	1	4	3	2	16	0%
FK10	0	1	0	0	0	0	0	1	0%
FK70	0	51	2	0	122	5	12	192	5%
HS257	0	2	2	0	3	4	5	16	0%
LR35	0	2	2	0	3	10	2	19	0%
LR55	1	5	0	0	5	1	3	15	0%
RJ100	0	223	0	0	109	161	0	493	12%
SB20	0	52	0	0	64	1	1	118	3%
Total	3	908	375	1	564	1'260	1'080	4'191	
Route	0%	22%	9%	0%	13%	30%	26%	100%	
Piste	31%			69%			100%		

File: GVA14_G8T_06-07_s_rout.txt

**Tableau 23: Atterrissages 2014, grands avions,
1^{ère} heure du jour (06:00-07:00), par routes**

RC-Typ	RWY05	RWY23	Total	Anteil:
	A05C	A23C		
A3103	13	29	42	4%
A319	6	14	20	2%
A320	3	10	13	1%
A321	0	1	1	0%
A3302	8	25	33	3%
A3403	7	10	17	1%
AT42	41	164	205	18%
B73F	107	306	413	36%
B73S	3	17	20	2%
B7572	14	65	79	7%
B7673	39	95	134	12%
B7772	0	1	1	0%
C550	3	4	7	1%
C650	1	0	1	0%
CL65	7	15	22	2%
DA20	0	1	1	0%
DA90	11	26	37	3%
E145	2	4	6	1%
F2TH	6	8	14	1%
FK70	10	63	73	6%
HS257	1	6	7	1%
LR35	1	0	1	0%
LR55	3	4	7	1%
RJ100	1	3	4	0%
SB20	0	2	2	0%
YK42	1	0	1	0%
Total	288	873	1'161	
Route	25%	75%	100%	
Piste	25%	75%	100%	

File: GVA14_G8T_06-07_l_rout.txt

N _{gT1}	=	5'352
d	=	365
n _{gT1} [*]	=	15
T	=	1 h
n _{gT1}	=	15

Tableau 24: Décollages 2014, grands avions, autres heures du jour (07:00-21:00), par routes

RC-Typ	RWY05			RWY23			Total	Anteil:	
	D05C	D05CN	D05CS	D23C	D23CC	D23CN			D23CS
A3103	0	22	0	2	0	20	37	81	0%
A319	8	6'468	1'575	15	1'460	9'061	2'564	21'151	29%
A320	10	4'344	1'850	12	1'792	5'831	2'962	16'801	23%
A321	0	746	63	5	554	898	109	2'375	3%
A3302	3	352	51	2	66	393	155	1'022	1%
A3403	0	36	15	0	0	3	74	128	0%
AN12	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
AT42	0	301	27	0	252	247	47	874	1%
B7272	0	0	0	0	0	0	1	1	0%
B727A	0	0	0	2	0	0	2	4	0%
B73F	0	571	340	7	270	641	620	2'449	3%
B73S	5	666	45	6	417	807	66	2'012	3%
B73V	0	567	62	0	866	70	80	1'645	2%
B7474	0	0	10	0	0	3	21	34	0%
B745P	0	3	1	0	0	0	0	4	0%
B7572	0	59	2	0	12	104	1	178	0%
B7672	0	2	0	0	0	0	1	3	0%
B7673	0	244	2	2	0	436	3	687	1%
B7772	0	39	122	0	54	3	184	402	1%
C130	0	0	0	0	0	0	7	7	0%
C550	22	499	188	27	215	487	299	1'737	2%
C650	0	14	10	0	3	18	14	59	0%
CL65	15	271	100	21	244	211	149	1'011	1%
D328	0	0	0	0	3	1	0	4	0%
DA20	0	6	3	0	5	4	9	27	0%
DA90	18	390	167	25	245	409	259	1'513	2%
DC3	0	0	0	3	0	0	0	3	0%
DH8	0	128	0	5	19	230	0	382	1%
E145	10	239	52	15	136	301	107	860	1%
F18	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
F2TH	14	259	152	26	181	293	216	1'141	2%
FK10	0	251	6	0	395	12	18	682	1%
FK50	0	3	0	0	1	2	3	9	0%
FK70	42	3'006	495	55	2'990	1'967	788	9'343	13%
HS257	9	319	145	19	176	391	252	1'311	2%
LR35	5	85	22	8	35	103	39	297	0%
LR55	15	294	86	15	144	290	194	1'038	1%
MD11	0	0	0	0	1	1	0	2	0%
MD80	0	0	2	0	0	0	8	10	0%
MD83	0	0	1	0	0	0	3	4	0%
MD87	3	0	0	0	3	0	0	6	0%
RJ100	0	757	33	0	449	725	72	2'036	3%
SB20	3	570	434	11	714	214	757	2'703	4%
SF34	0	7	0	0	0	7	1	15	0%
TU54B	0	0	0	0	0	1	0	1	0%
TU54M	0	6	0	0	0	0	0	6	0%
YK42	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
Total	182	21'524	6'061	283	11'702	24'184	10'122	74'058	
Route	0%	29%	8%	0%	16%	33%	14%	100%	
Piste		37%			63%			100%	

File: GVA14_G8T_07-21_s_rout.txt

Tableau 25: Atterrissages 2014, grands avions, autres heures du jour (07:00-21:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23		Total	Anteil:
	A05C	A23C	A05C	A23C		
A3103	12	28			40	0%
A319	7'839	12'638			20'477	29%
A320	5'788	9'551			15'339	22%
A321	714	1'412			2'126	3%
A3302	399	737			1'136	2%
A3403	55	80			135	0%
A3406	0	2			2	0%
AN12	0	0			0	0%
AT42	372	616			988	1%
B7272	0	0			0	0%
B727A	2	3			5	0%
B73F	913	1'605			2'518	4%
B73S	596	1'096			1'692	2%
B73V	577	930			1'507	2%
B7474	11	21			32	0%
B745P	3	1			4	0%
B7572	54	112			166	0%
B7672	3	1			4	0%
B7673	158	394			552	1%
B7772	177	249			426	1%
C130	0	7			7	0%
C550	701	988			1'689	2%
C650	17	41			58	0%
CL65	378	608			986	1%
D328	0	4			4	0%
DA20	12	16			28	0%
DA90	527	884			1'411	2%
DC3	7	4			11	0%
DH8	127	246			373	1%
E145	388	710			1'098	2%
F18	2	0			2	0%
F2TH	432	653			1'085	2%
FK10	221	349			570	1%
FK50	3	6			9	0%
FK70	3'473	5'713			9'186	13%
HS257	482	778			1'260	2%
LR35	134	166			300	0%
LR55	397	626			1'023	1%
MD11	3	2			5	0%
MD80	3	6			9	0%
MD83	1	0			1	0%
MD87	0	5			5	0%
RJ100	756	1'203			1'959	3%
SB20	1'001	1'648			2'649	4%
SF34	7	10			17	0%
TU34A	1	0			1	0%
TU54B	0	0			0	0%
TU54M	2	4			6	0%
YK42	3	0			3	0%
Total	26'751	44'153			70'904	
Route	38%	62%			100%	
Piste	38%	62%			100%	

File: GVA14_G8T_07-21_l_rout.txt

N _{9,TL-T15}	=	144'962
d	=	365
n _{9,TL-T15}	=	397
T	=	14 h
D _{9,TL-T15}	=	28

Tableau 26: Décollages 2014, grands avions, dernière heure du jour (21:00-22:00), par routes

RC-Typ	RWY05			RWY23				Total	Anteil:
	D05C	D05CN	D05CS	D23C	D23CC	D23CN	D23CS		
A319	2	547	9	0	229	667	14	1'468	33%
A320	0	406	3	1	262	354	15	1'041	23%
A321	0	34	0	0	21	27	0	82	2%
A3302	0	1	30	0	4	0	55	90	2%
A3403	0	1	7	1	0	0	9	18	0%
A3406	0	0	1	0	0	0	1	2	0%
AT42	0	102	0	0	155	7	2	266	6%
B73F	0	180	5	0	261	30	11	487	11%
B735	0	17	0	0	11	24	0	52	1%
B73V	0	0	0	0	2	0	1	3	0%
B7572	0	22	1	0	27	9	4	63	1%
B7672	0	1	0	0	0	0	0	1	0%
B7772	0	5	0	0	4	1	0	10	0%
C550	1	9	2	0	6	8	3	29	1%
C650	0	0	0	0	1	0	1	2	0%
CL65	0	9	3	0	6	6	9	33	1%
DA20	0	0	1	0	0	1	0	2	0%
DA90	0	7	4	1	10	8	13	43	1%
DH8	0	1	0	0	0	1	0	2	0%
E145	0	102	0	1	7	154	6	270	6%
F2TH	0	3	3	0	4	7	0	17	0%
FK10	0	4	0	0	5	0	0	9	0%
FK70	0	94	13	2	67	94	20	290	6%
HS257	0	7	1	1	2	5	4	20	0%
LR35	1	1	0	0	0	2	2	6	0%
LR55	0	8	0	1	3	5	2	19	0%
MD11	0	0	0	0	0	0	1	1	0%
MD80	0	0	0	0	0	0	0	0	0%
RJ100	0	17	1	0	5	18	0	41	1%
SB20	0	55	1	0	78	6	4	144	3%
SF34	0	0	0	0	0	1	0	1	0%
TU54B	0	0	0	0	0	1	0	1	0%
Total	4	1'633	85	8	1'170	1'436	177	4'513	
Route	0%	36%	2%	0%	26%	32%	4%	100%	
Piste		38%			62%			100%	

File: GVA14_G8T_21-22_s_rout.txt

Tableau 27: Atterrissages 2014, grands avions, dernière heure du jour (21:00-22:00), par routes

RC-Typ	RWY05	RWY23	Total	Anteil:
	A05C	A23C		
A319	411	680	1'091	31%
A320	432	772	1'204	34%
A321	77	153	230	7%
A3302	0	2	2	0%
A3403	2	3	5	0%
AT42	3	7	10	0%
B73F	13	20	33	1%
B735	15	18	33	1%
B73V	18	39	57	2%
B7474	1	1	2	0%
B7572	1	0	1	0%
B7673	2	0	2	0%
B7772	3	2	5	0%
C550	32	37	69	2%
C650	1	1	2	0%
CL65	17	21	38	1%
DA90	35	58	93	3%
E145	16	27	43	1%
F2TH	22	43	65	2%
FK10	13	21	34	1%
FK70	56	106	162	5%
HS257	19	27	46	1%
LR35	4	11	15	0%
LR55	13	22	35	1%
MD83	1	0	1	0%
RJ100	32	48	80	2%
SB20	48	109	157	4%
Total	1'287	2'228	3'515	
Route	37%	63%	100%	
Piste	37%	63%	100%	

File: GVA14_G8T_21-22_l_rout.txt

N _{g,T16}	=	8'028
d	=	365
n _{g,T16}	=	22
T	=	1 h
n _{h,T16}	=	22

**Tableau 28: Décollages 2014, grands avions,
1^{ère} heure du jour (06:00-07:00), par routes**

RC-Typ	RWY05		RWY23														Total	Anteil:
	D05CN	D05CS	D23CC	D23CN	D23CS	P5A	SOS01	SOS02	SOS03	SOS04	SOS05	SOS06	SOS07	SOS08	SOS09	W2A		
A320N	832	180	397	0	299	479	0	0	11	42	67	42	11	0	0	170	2'529	68%
A3302	37	8	17	0	13	21	0	0	0	0	0	1	5	0	1	7	111	3%
B7572	2	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	0%
B7772	77	17	37	60	28	0	0	0	3	11	0	0	3	0	0	0	233	6%
C550	38	16	19	0	25	22	0	1	1	0	5	0	0	0	0	7	133	4%
CS100	147	32	70	0	53	85	0	0	5	21	5	0	0	0	0	30	446	12%
D328	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0%
DH8	57	12	27	0	20	33	0	2	8	2	0	0	0	0	0	12	172	5%
FK70	23	7	11	0	11	13	0	0	1	3	1	0	0	0	0	5	75	2%
LR55	5	2	2	0	3	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	17	0%
Total	1'216	273	581	61	452	655	0	3	29	79	78	43	19	0	1	232	3'723	
Route	33%	7%	16%	2%	12%	18%	0%	0%	1%	2%	2%	1%	0%	0%	0%	6%	100%	
Piste	40%								60%								100%	

File: GVASIL13_G8T_S05_06-07_S.TXT

**Tableau 29: Atterrissages 2014, grands avions,
1^{ère} heure du jour (06:00-07:00), par routes**

RC-Typ	RWY05	RWY23	Total	Anteil:
	A05C	A23C		
A320N	98	148	246	46%
A3302	5	7	12	2%
B7572	0	0	0	0%
B7772	10	15	25	5%
C550	40	60	100	19%
CS100	17	26	43	8%
D328	0	0	0	0%
DH8	7	10	17	3%
FK70	34	51	85	16%
LR55	2	2	4	1%
Total	214	320	534	
Route	40%	60%	100%	
Piste	40%	60%	100%	

File: GVASIL13_G8T_S05_06-07_L.TXT

$N_{a,T1}$	=	4'256
d	=	365
$n_{a,T1}^*$	=	12
T	=	1 h
$n_{a,T1}$	=	12

Tableau 30: Décollages 2014, grands avions, autres heures du jour (07:00-21:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23														Total	Anteil:
	D05CN	D05CS	D23CC	D23CN	D23CS	P5A	SOS01	SOS02	SOS03	SOS04	SOS05	SOS06	SOS07	SOS08	SOS09	W2A		
A320N	20'057	4'336	9'569	0	7'203	11'547	0	0	263	1'017	1'610	1'017	263	0	0	4'102	60'984	62%
A3302	882	191	421	0	318	508	0	0	0	0	29	125	0	29	180	2'684	3%	
B7572	34	14	17	25	23	0	0	0	1	5	1	0	0	0	0	120	0%	
B7772	1'849	400	883	1'443	666	0	0	0	61	262	0	0	61	0	0	5'625	6%	
C550	2'638	1'109	1'329	0	1'735	1'519	0	87	87	0	374	0	0	0	0	9'368	10%	
CS100	3'540	765	1'688	0	1'271	2'038	0	0	117	502	117	0	0	0	724	10'762	11%	
D328	13	5	7	0	7	7	0	0	2	0	0	0	0	0	0	24	0%	
DH8	1'364	296	650	1'064	491	0	0	45	193	45	0	0	0	0	0	4'148	4%	
FK70	1'009	339	488	0	538	583	0	0	33	144	33	0	0	0	0	3'368	3%	
LR55	390	163	195	0	254	225	13	13	55	0	0	0	0	0	0	1'382	1%	
Total	31'774	7'619	15'246	2'532	12'505	16'426	13	145	813	1'975	2'135	1'047	449	0	29	5775	98'483	
Route	32%	8%	15%	3%	13%	17%	0%	0%	1%	2%	2%	1%	0%	0%	0%	6%	100%	
Piste	40%								60%								100%	

File: GVASIL13_G8T_S05_07-21_S.TXT

Tableau 31: Atterrissages 2014, grands avions, autres heures du jour (07:00-21:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23		Total	Anteil:
	A05C	A23C	A05C	A23C		
A320N	22'736	34'105	56'841		56'841	61%
A3302	1'121	1'681	2'801		2'801	3%
B7572	49	73	122		122	0%
B7772	2'349	3'523	5'871		5'871	6%
C550	3'639	5'458	9'097		9'097	10%
CS100	4'013	6'019	10'031		10'031	11%
D328	17	25	43		43	0%
DH8	1'548	2'320	3'868		3'868	4%
FK70	1'278	1'916	3'194		3'194	3%
LR55	542	814	1'356		1'356	1%
Total	37'291	55'934	93'225		93'225	
Route	40%	60%	100%			
Piste	40%	60%	100%			

File: GVASIL13_G8T_S05_07-21_L.TXT

$N_{g,T1-T15}$	=	191'708
d	=	365
$n_{g,T1-T15}$	=	525
T	=	14 h
$D_{g,T1-T15}$	=	38

Tableau 32: Décollages 2014, grands avions, dernière heure du jour (21:00-22:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23														Total	Anteil:
	D05CN	D05CS	D23CC	D23CN	D23CS	P5A	SOS01	SOS02	SOS03	SOS04	SOS05	SOS06	SOS07	SOS08	SOS09	W2A		
A320N	841	182	401	0	302	484	0	0	11	43	67	43	11	0	0	172	2'556	66%
A3302	37	8	18	0	13	21	0	0	0	0	0	1	5	0	1	8	113	3%
B7572	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0%
B7772	78	17	37	60	28	0	0	0	3	11	0	0	3	0	0	0	236	6%
C550	60	25	30	0	39	34	0	2	2	0	8	0	0	0	0	11	211	5%
CS100	148	32	71	0	53	85	0	0	5	21	5	0	0	0	0	30	451	12%
D328	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0%
DH8	57	12	27	0	21	33	0	2	8	2	0	0	0	0	0	12	174	4%
FK70	41	14	20	0	22	24	0	0	1	6	1	0	0	0	0	8	138	4%
LR55	5	2	3	0	4	3	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	19	0%
Total	1'268	292	607	61	482	685	0	4	31	83	82	44	19	0	1	242	3'900	
Route	33%	7%	16%	2%	12%	18%	0%	0%	1%	2%	2%	1%	0%	0%	0%	6%	100%	
Piste	40%		60%														100%	

File: GVASIL13_G8T_S05_21-22_S.TXT

Tableau 33: Atterrissages 2014, grands avions, dernière heure du jour (21:00-22:00), par routes

RC-Typ	RWY05		RWY23		Total	Anteil:
	A05C	A23C	A05C	A23C		
A320N	1'535	2'302	1'535	2'302	3'837	64%
A3302	75	113	75	113	189	3%
B7572	2	2	2	2	4	0%
B7772	158	237	158	237	395	7%
C550	165	248	165	248	414	7%
CS100	271	406	271	406	677	11%
D328	1	1	1	1	2	0%
DH8	104	157	104	157	261	4%
FK70	73	109	73	109	182	3%
LR55	17	26	17	26	44	1%
Total	2'401	3'602	2'401	3'602	6'003	
Route	40%	60%	40%	60%	100%	
Piste	40%	60%	40%	60%	100%	

File: GVASIL13_G8T_S05_21-22_L.TXT

$N_{a,T16}$	=	9'903
d	=	365
$n_{a,T16}^*$	=	27
T	=	1 h
$D_{a,T16}$	=	27

Laboratoire d'acoustique /
réduction du bruit
Mandat No.: 5214.011103

Aéroport International de Genève-Cointrin

Evaluation d'impacts sur
la santé (EIS)

Carte 1

Trafic aérien total en L_{den} , 2014
Calcul: projet No. 5214.008763

Jour (06:00 à 18:00 heures)
Soir (18:00 à 22:00 heures)
Nuit (22:00 à 06:00 heures)


Valeurs caractéristiques trafic aérien total:

Jour:
 $T = 12$ h
 $N_d = 133'088$, $n_d = 30.4$
Soir:
 $T = 4$ h
 $N_e = 44'813$, $n_e = 30.7$
Nuit:
 $T = 8$ h
 $N_n = 9'679$, $n_n = 3.3$

Légende

Valeurs caractéristiques trafic aérien total
 T = Temps de référence
 N = Nombre annuel de mouvements d'aéronefs
 n = Nombre de mouvements par heure

Exposition trafic aérien total

 L_{den} (50 - 70 dB)

Echelle: 1:210'000
2'000 0 2'000 mètres

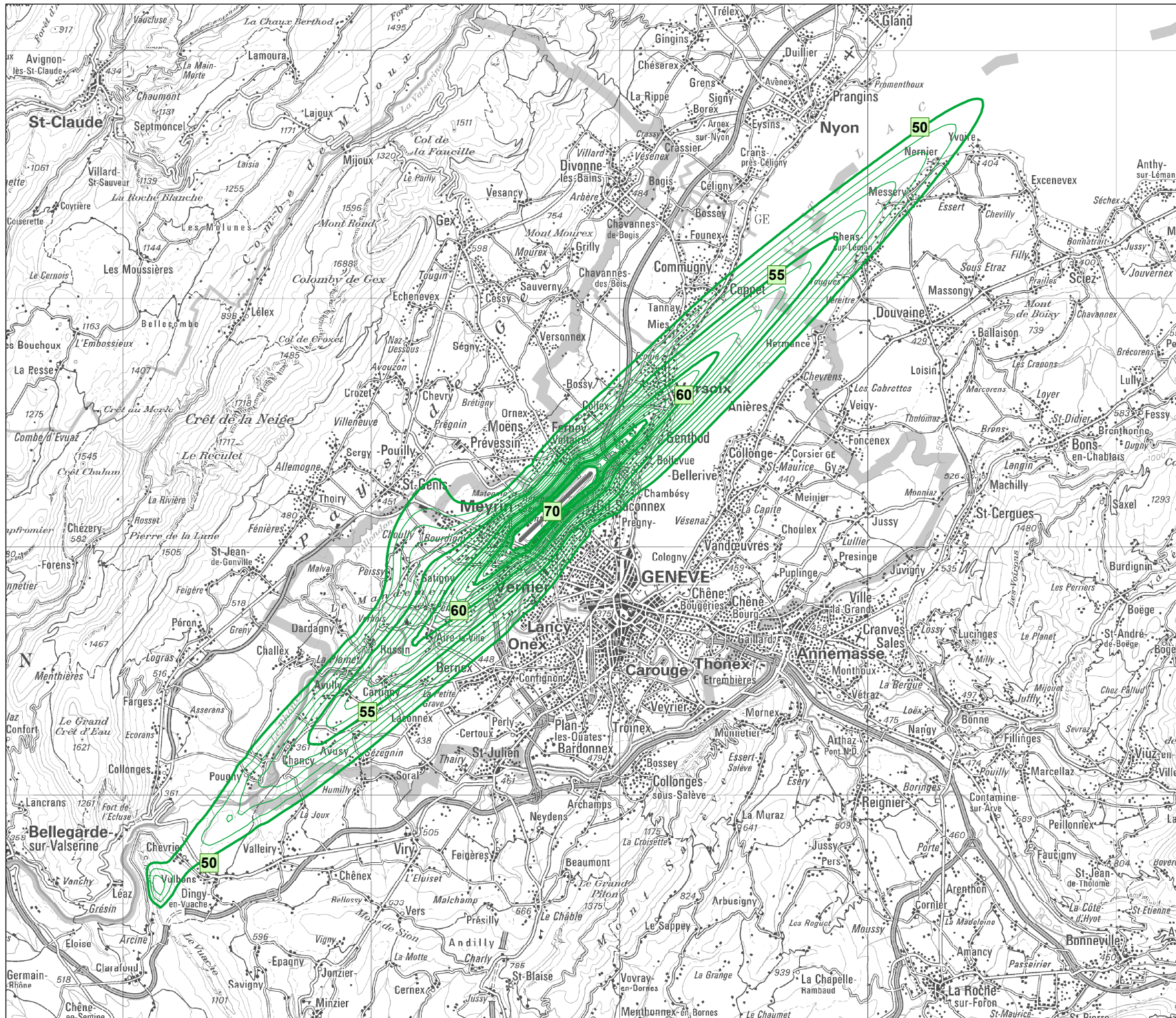


Impressum

Cartes synoptiques: PK200: Reproduit avec
l'autorisation de swisstopo
(JA100116)

Mandat: Rép. et Canton de Genève, DALE
Version / Date / 1 / 2015-12-08 / bes
Auteur:

[01_GVA_EIS_Lden14_V1.mxd]
[GVA14_LDEN_061822_TOT.shp]



Laboratoire d'acoustique /
réduction du bruit
Mandat No. : 5214.011103

Aéroport International de Genève-Cointrin

Evaluation d'impacts sur
la santé (EIS)

Carte 2

Trafic aérien total en L_{den} , 2030

Jour (06:00 à 18:00 heures)
Soir (18:00 à 22:00 heures)
Nuit (22:00 à 06:00 heures)


Valeurs caractéristiques trafic aérien total:

Jour:
 $T = 12$ h
 $N_d = 165'010$, $n_d = 37.7$
Soir:
 $T = 4$ h
 $N_e = 59'237$, $n_e = 40.6$
Nuit:
 $T = 8$ h
 $N_n = 12'019$, $n_n = 4.1$

Légende

Valeurs caractéristiques trafic aérien total
 T = Temps de référence
 N = Nombre annuel de mouvements d'aéronefs
 n = Nombre de mouvements par heure

Exposition trafic aérien total

 L_{den} (50 - 70 dB)

Echelle: 1:210'000
2'000 0 2'000 mètres

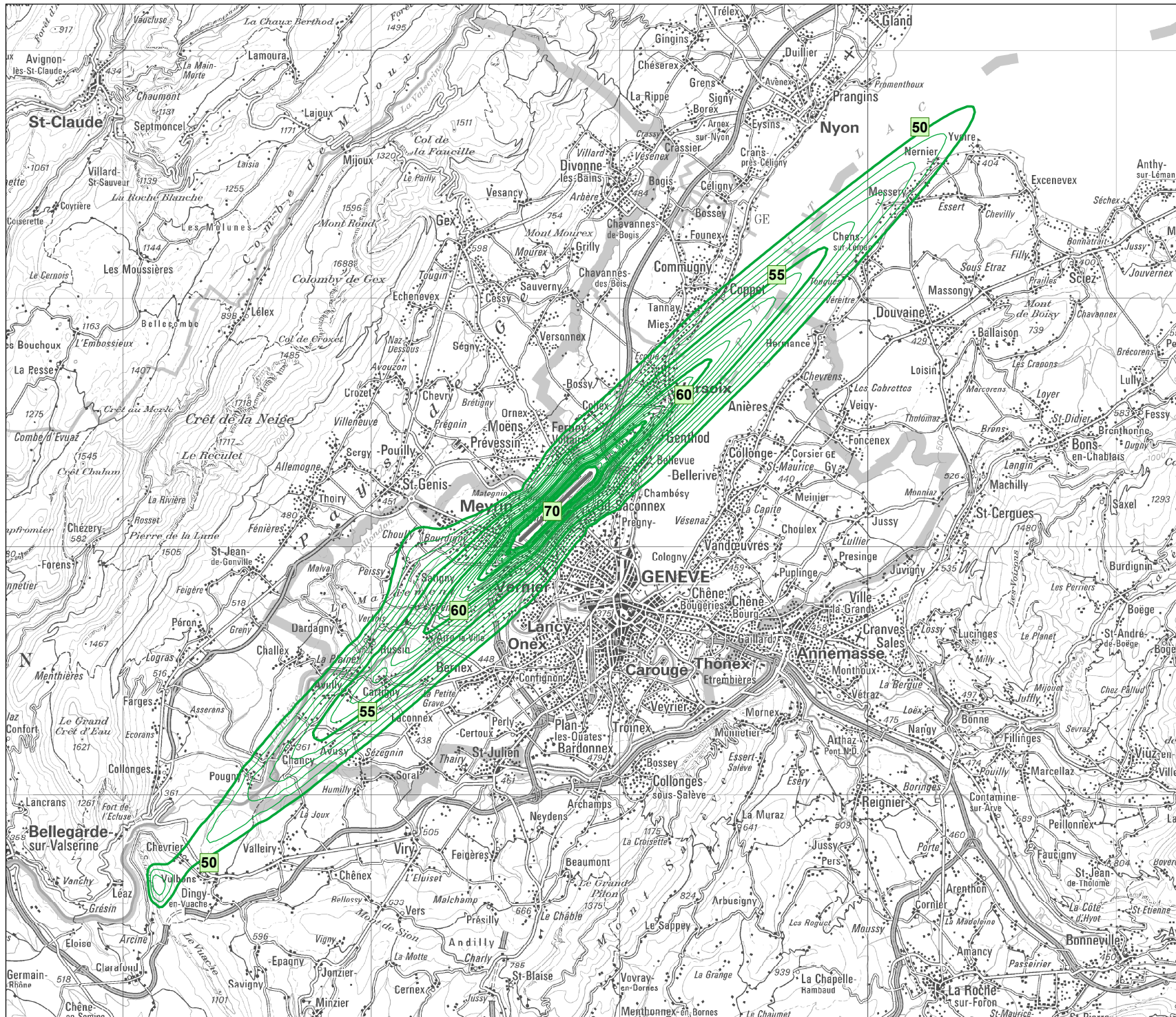


Impressum

Cartes synoptiques: PK200: Reproduit avec
l'autorisation de swisstopo
(JA100116)

Mandat: Rép. et Canton de Genève, DALE
Version / Date / 1 / 2015-12-08 / bes
Auteur:

[02_GVA_EIS_Lden30_V1.mxd]
[GVASIL13_LDEN_S05_061822_TOT.shp]



Laboratoire d'acoustique /
réduction du bruit
Mandat No. : 5214.011103

Aéroport International de Genève-Cointrin

Evaluation d'impacts sur
la santé (EIS)

Carte 3

Comparaison du niveau moyen
de 16 h pondéré (Leq_{16}^*)
au niveau moyen de 16 h (Leq_{16})
2014



Grands avions
Jour (06:00 à 22:00 heures)

Valeurs caractéristiques grands avions:
Jour (de 06 à 22 heures)
T = 16 h
 $N_{g,t} = 158'342$, $n_{g,t} = 27.1$

Légende

Valeurs caractéristiques grands avions
T = Temps de référence
N = Nombre annuel de mouvements d'aéronefs
n = Nombre de mouvements par heure

Exposition diurne (47 à 70 dB)

 Leq_{16}^*
 Leq_{16}

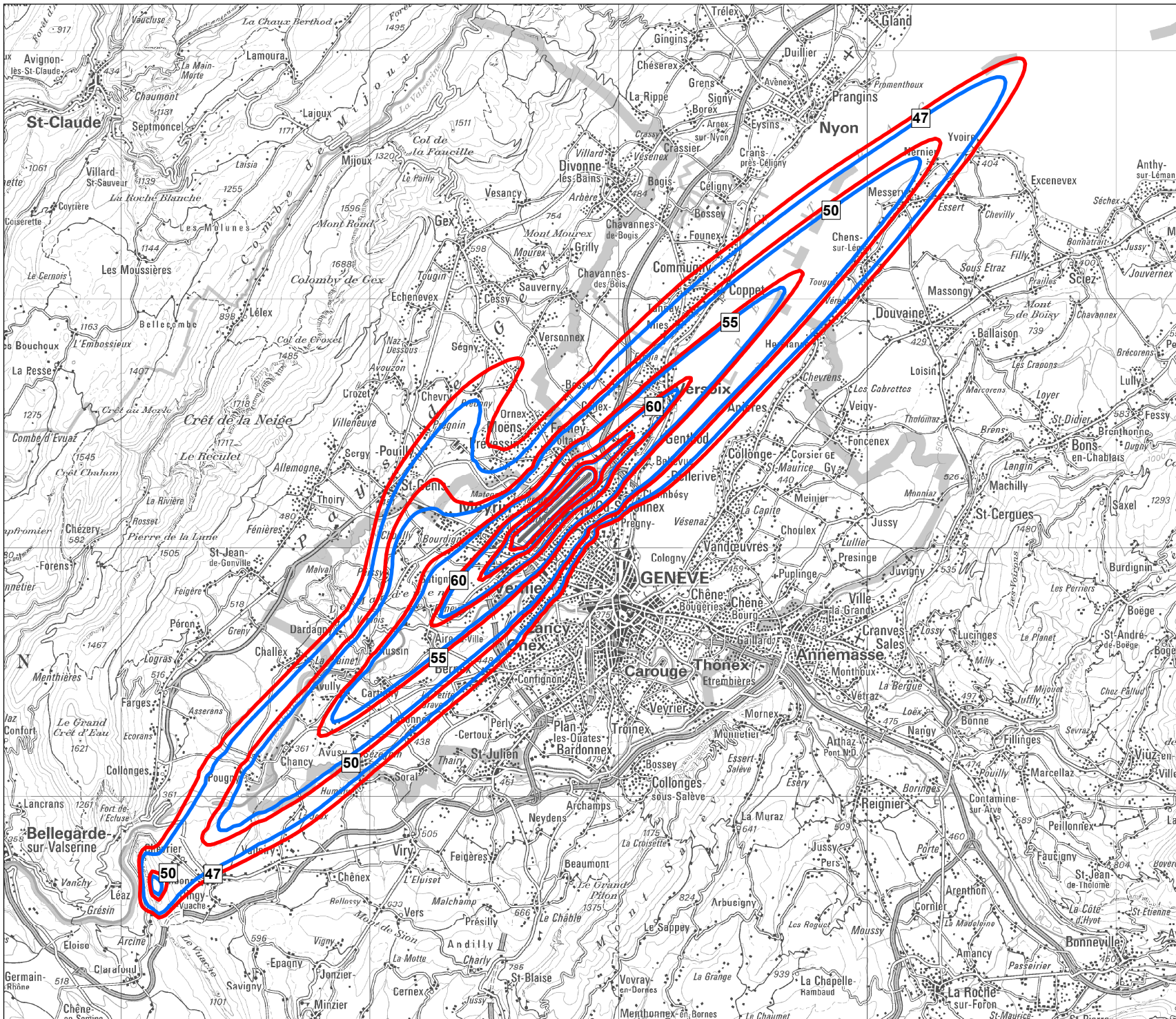
Echelle: 1:210'000
2'000 0 2'000 mètres

Impressum

Cartes synoptiques: PK200: Reproduit avec
l'autorisation de swisstopo
(JA100116)

Mandat: Rép. et Canton de Genève, DALE
Version / Date / 1 / 2015-12-08 / bes
Auteur:

[03_GVA_EIS_GFI14_Leq16_TRSG_V1.mxd]
[SL16GVA14_G8T_TRSG_06-22.shp]
[SL16GVA14_G8T_06_22.shp]



Laboratoire d'acoustique /
réduction du bruit
Mandat No. : 5214.011103

Aéroport International de Genève-Cointrin

Evaluation d'impacts sur
la santé (EIS)

Carte 4

Indice du Bruit des Aéronefs de Genève GFI 2014

Valeurs caractéristiques grands avions:

Jour (de 06 à 22 heures)

T = 16 h

$N_{g,t} = 158'342$, $n_{g,t} = 27.1$

Nuit (de 22 à 06 heures)

T = 8 h

$N_{g,n} = 9'475$, $n_{g,n} = 3.2$

Légende

Valeurs caractéristiques grands avions

T = Temps de référence

N = Nombre annuel de mouvements d'aéronefs

n = Nombre de mouvements par heure

GFI (nombre de personnes par hectare)

-  ≤ 1
-  1 - 5
-  5 - 10
-  10 - 25
-  25 - 50
-  > 50

Echelle: 1:210'000

2'000 0 2'000 mètres



Impressum

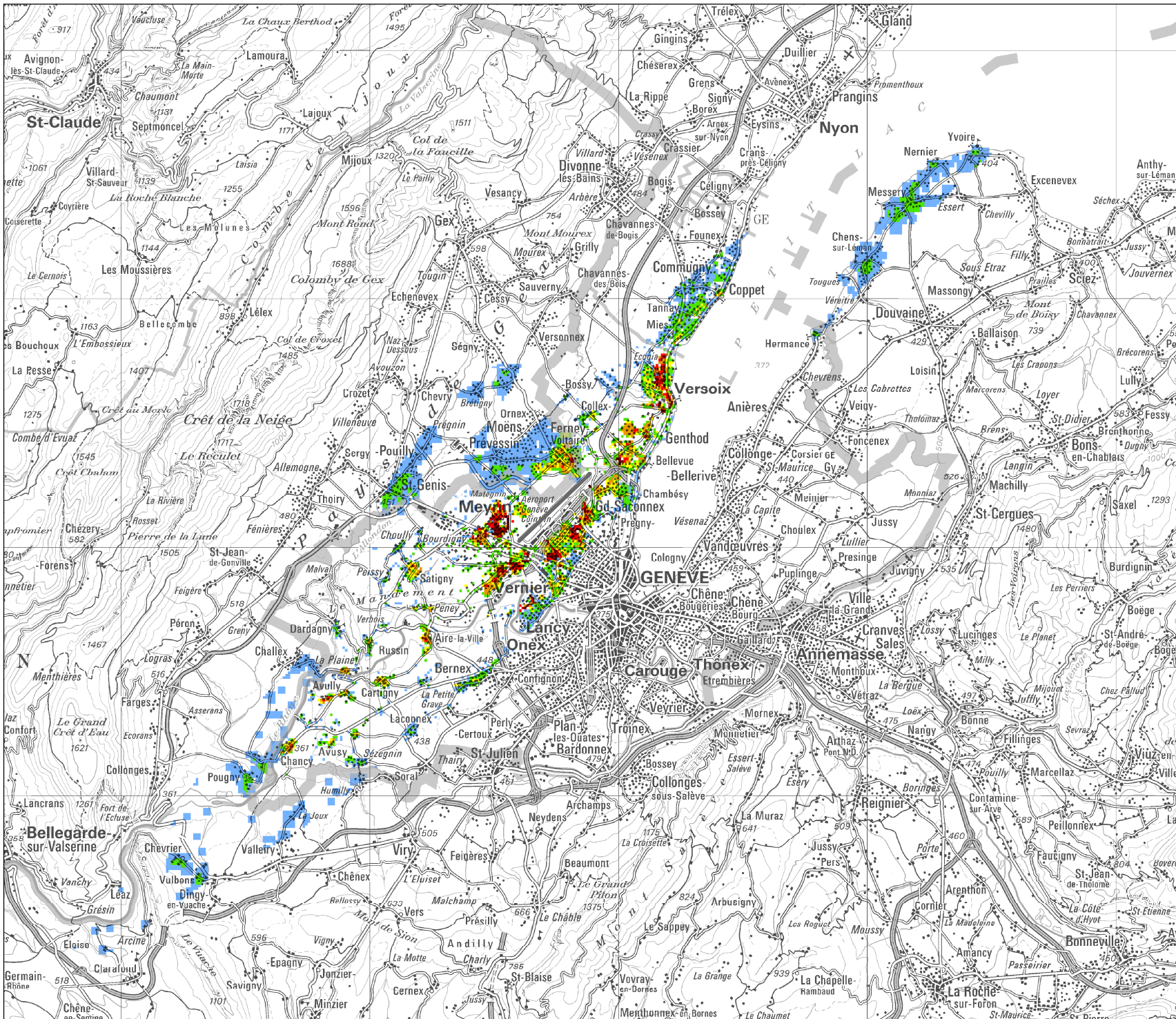
Cartes synoptiques: PK200: Reproduit avec
l'autorisation de swisstopo
(JA100116)

Mandat: Rép. et Canton de Genève, DALE

Version / Date / 1 / 2015-12-08 / bes

Auteur:

[04_GVA_EIS_GFI14_GFI14_V1.mxd]
[gfigva2014]



Laboratoire d'acoustique /
réduction du bruit
Mandat No.: 5214.011103

Aéroport International de Genève-Cointrin

Evaluation d'impacts sur
la santé (EIS)

Carte 5

Highly annoyed
HA
2014

Valeurs caractéristiques grands avions:

Jour (de 06 à 22 heures)

T = 16 h

$N_{g,t} = 158'342$, $n_{g,t} = 27.1$

Légende

Valeurs caractéristiques grands avions

T = Temps de référence

N = Nombre annuel de mouvements d'aéronefs

n = Nombre de mouvements par heure

HA (nombre de personnes par hectare)

-  ≤ 1
-  1 - 5
-  5 - 10
-  10 - 25
-  25 - 50
-  > 50

Echelle: 1:210'000

2'000 0 2'000 mètres



Impressum

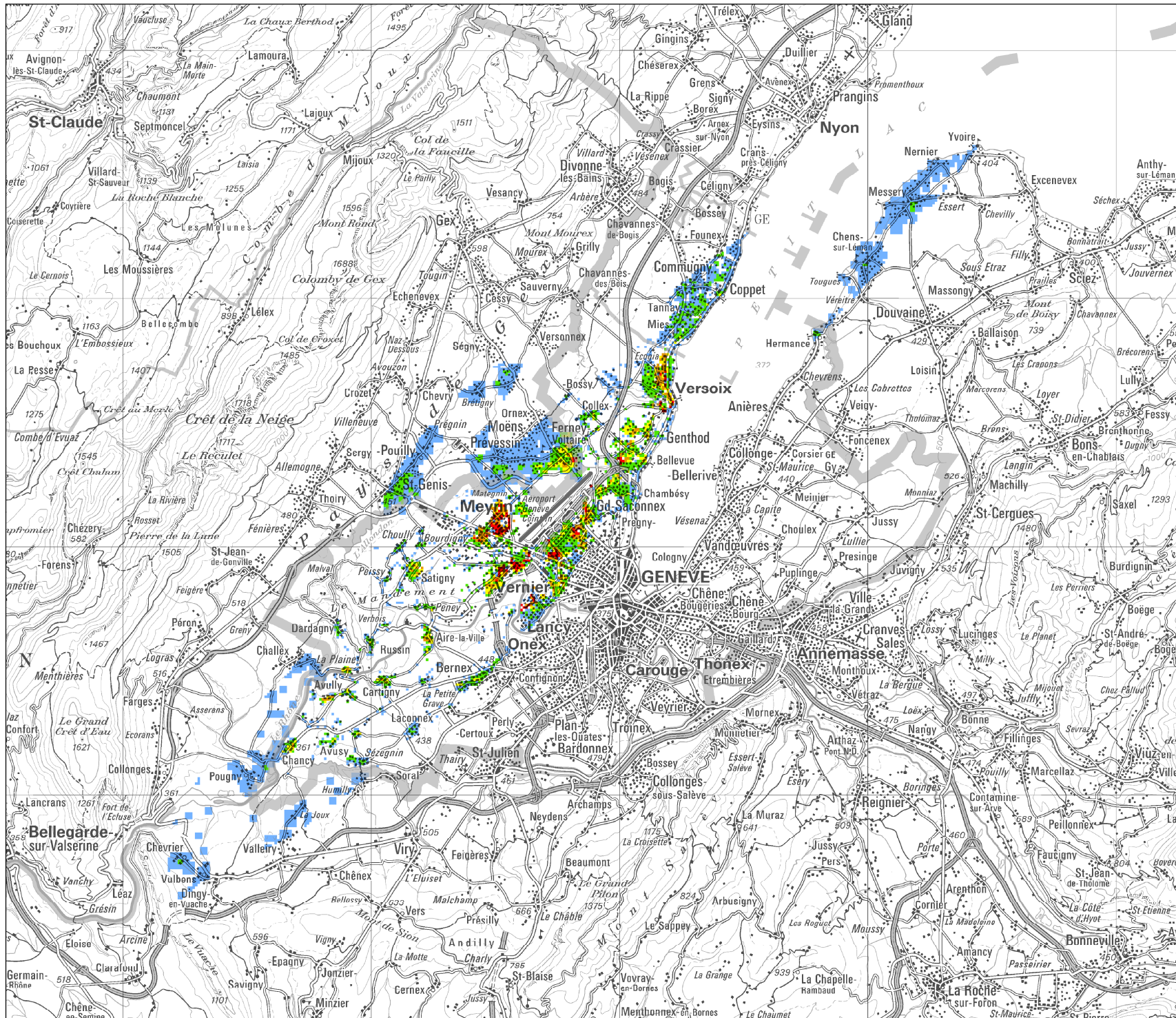
Cartes synoptiques: PK200: Reproduit avec
l'autorisation de swisstopo
(JA100116)

Mandat: Rép. et Canton de Genève, DALE

Version / Date / 1 / 2015-12-08 / bes

Auteur:

[05_GVA_EIS_GFI14_HA14_V1.mxd]
[hagva2014]



Laboratoire d'acoustique /
réduction du bruit
Mandat No. : 5214.011103

Aéroport International de Genève-Cointrin

Evaluation d'impacts sur
la santé (EIS)

Carte 6

Highly sleep disturbed
HSD
2014

Valeurs caractéristiques grands avions:

Nuit (de 22 à 06 heures)

T = 8 h

$N_{g,n} = 9'475$, $n_{g,n} = 3.2$

Légende

Valeurs caractéristiques grands avions

T = Temps de référence

N = Nombre annuel de mouvements d'aéronefs

n = Nombre de mouvements par heure

HSD (nombre de personnes par hectare)

-  ≤ 1
-  1 - 5
-  5 - 10
-  10 - 25
-  25 - 50
-  > 50

Echelle: 1:210'000

2'000 0 2'000 mètres



Impressum

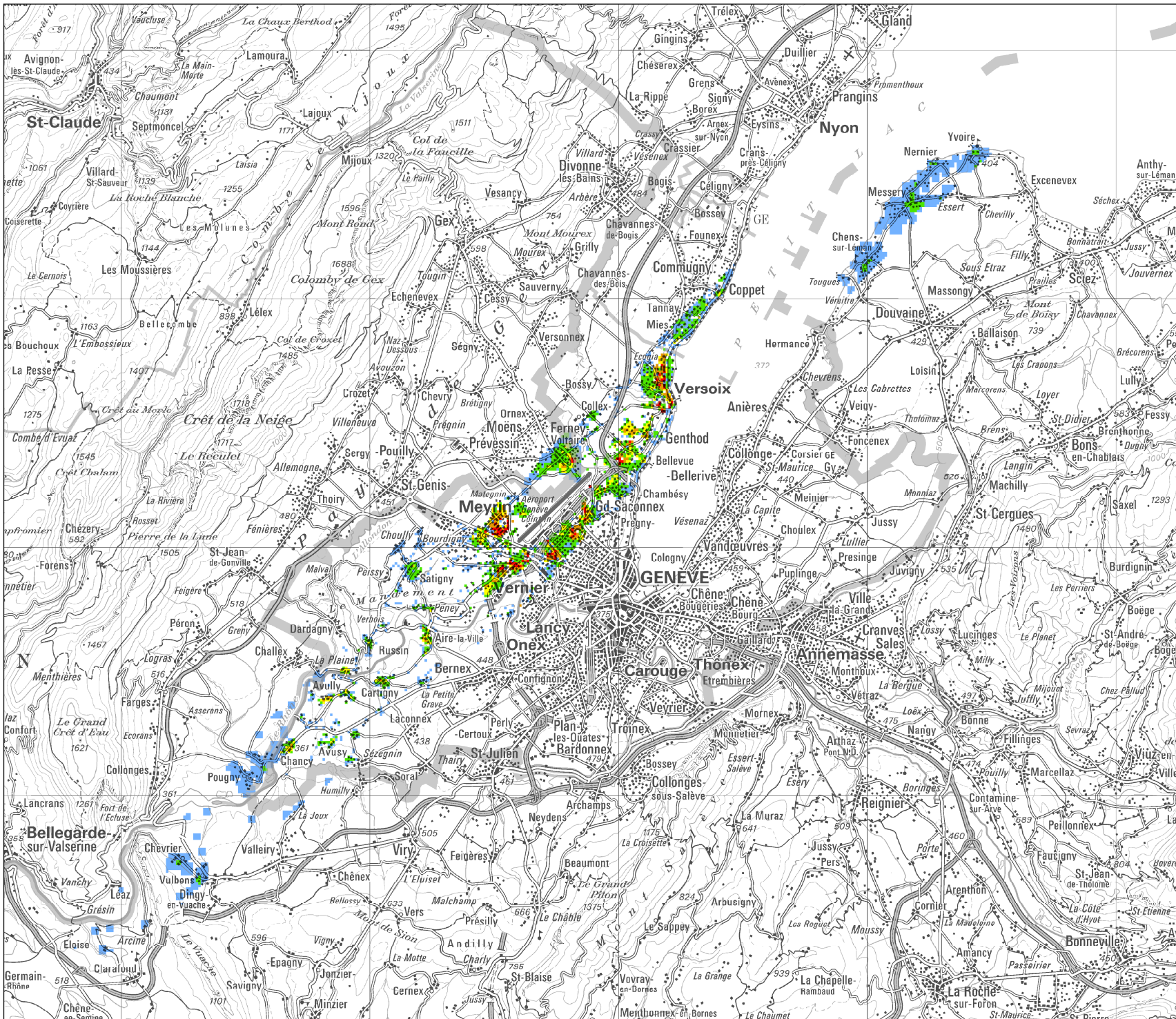
Cartes synoptiques: PK200: Reproduit avec
l'autorisation de swisstopo
(JA100116)

Mandat: Rép. et Canton de Genève, DALE

Version / Date / 1 / 2015-12-08 / bes

Auteur:

[06_GVA_EIS_GFI14_HSD14_V1.mxd]
[hdsdgv2014]



Laboratoire d'acoustique /
réduction du bruit
Mandat No. : 5214.011103

Aéroport International de Genève-Cointrin

Evaluation d'impacts sur
la santé (EIS)

Carte 7

Comparaison du niveau moyen
de 16 h pondéré (Leq^{*}_{16})
au niveau moyen de 16 h (Leq_{16})
2030

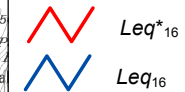
Grands avions
Jour (06:00 à 22:00 heures)

Valeurs caractéristiques grands avions:
Jour (de 06 à 22 heures)
T = 16 h
 $N_{g,t} = 205'868$, $n_{g,t} = 35.3$

Légende

Valeurs caractéristiques grands avions
T = Temps de référence
N = Nombre annuel de mouvements d'aéronefs
n = Nombre de mouvements par heure

Exposition diurne (47 à 70 dB)



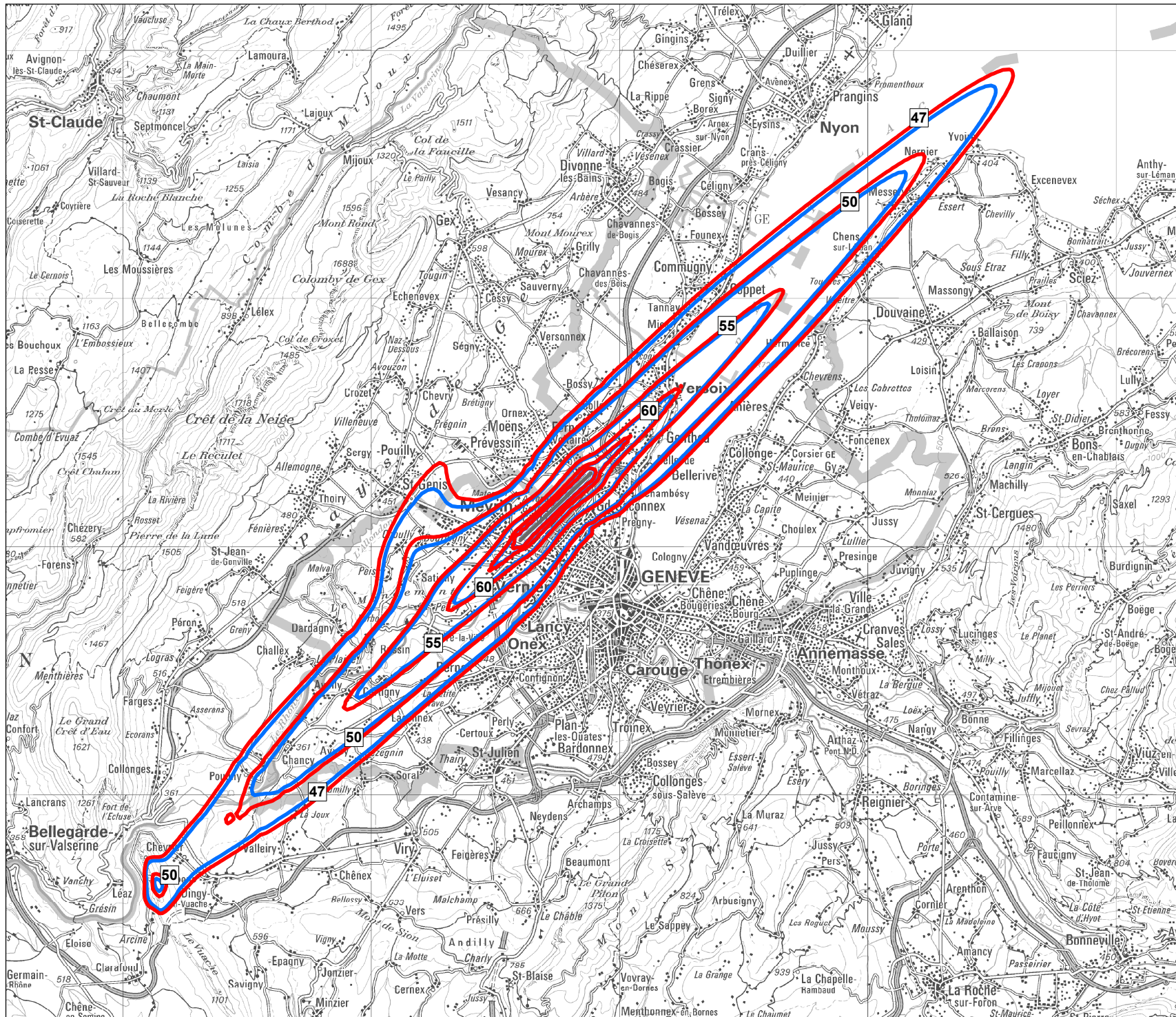
Echelle: 1:210'000
2'000 0 2'000 mètres

Impressum

Cartes synoptiques: PK200: Reproduit avec
l'autorisation de swisstopo
(JA100116)

Mandat: Rép. et Canton de Genève, DALE
Version / Date / 1 / 2015-12-08 / bes
Auteur:

[07_GVA_EIS_GFI30_Leq16_TRSG_V1.mxd]
[SL16GVA30_G8T_S05_TRSG_06-22.shp]
[SL16GVA30_G8T_S05_06_22.shp]



Laboratoire d'acoustique /
réduction du bruit
Mandat No. : 5214.011103

Aéroport International de Genève-Cointrin

Evaluation d'impacts sur
la santé (EIS)

Carte 8

Indice du Bruit des Aéronefs de Genève GFI 2030

Valeurs caractéristiques grands avions:

Jour (de 06 à 22 heures)

T = 16 h

$N_{g,t} = 205'868$, $n_{g,t} = 35.3$

Nuit (de 22 à 06 heures)

T = 8 h

$N_{g,n} = 11'870$, $n_{g,n} = 4.1$

Légende

Valeurs caractéristiques grands avions

T = Temps de référence

N = Nombre annuel de mouvements d'aéronefs

n = Nombre de mouvements par heure

GFI (nombre de personnes par hectare)

- ≤ 1
- 1 - 5
- 5 - 10
- 10 - 25
- 25 - 50
- > 50

Echelle: 1:210'000

2'000 0 2'000 mètres



Impressum

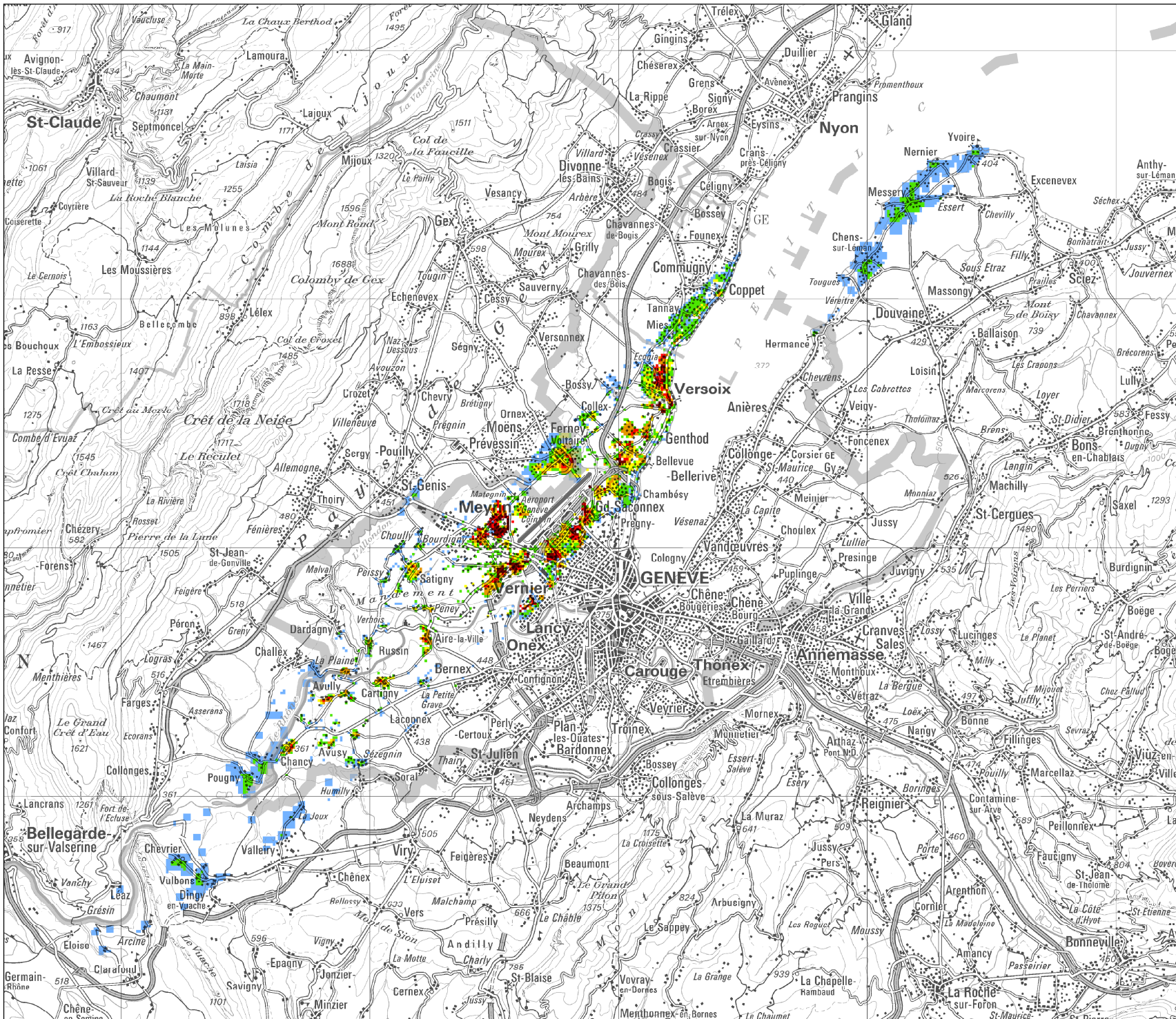
Cartes synoptiques: PK200: Reproduit avec
l'autorisation de swisstopo
(JA100116)

Mandant: Rép. et Canton de Genève, DALE

Version / Date / 2 / 2016-05-20 / bes

Auteur:

[08_GVA_EIS_GFI30_GFI30_V2.mxd]
[gfigvasil13s5]



Laboratoire d'acoustique /
réduction du bruit
Mandat No.: 5214.011103

Aéroport International de Genève-Cointrin

Evaluation d'impacts sur
la santé (EIS)

Carte 9

Highly annoyed
HA
2030

Valeurs caractéristiques grands avions:

Jour (de 06 à 22 heures)

T = 16 h

$N_{g,t} = 205'868$, $n_{g,t} = 35.3$

Légende

Valeurs caractéristiques grands avions

T = Temps de référence

N = Nombre annuel de mouvements d'aéronefs

n = Nombre de mouvements par heure

HA (nombre de personnes par hectare)

-  ≤ 1
-  1 - 5
-  5 - 10
-  10 - 25
-  25 - 50
-  > 50

Echelle: 1:210'000

2'000 0 2'000 mètres



Impressum

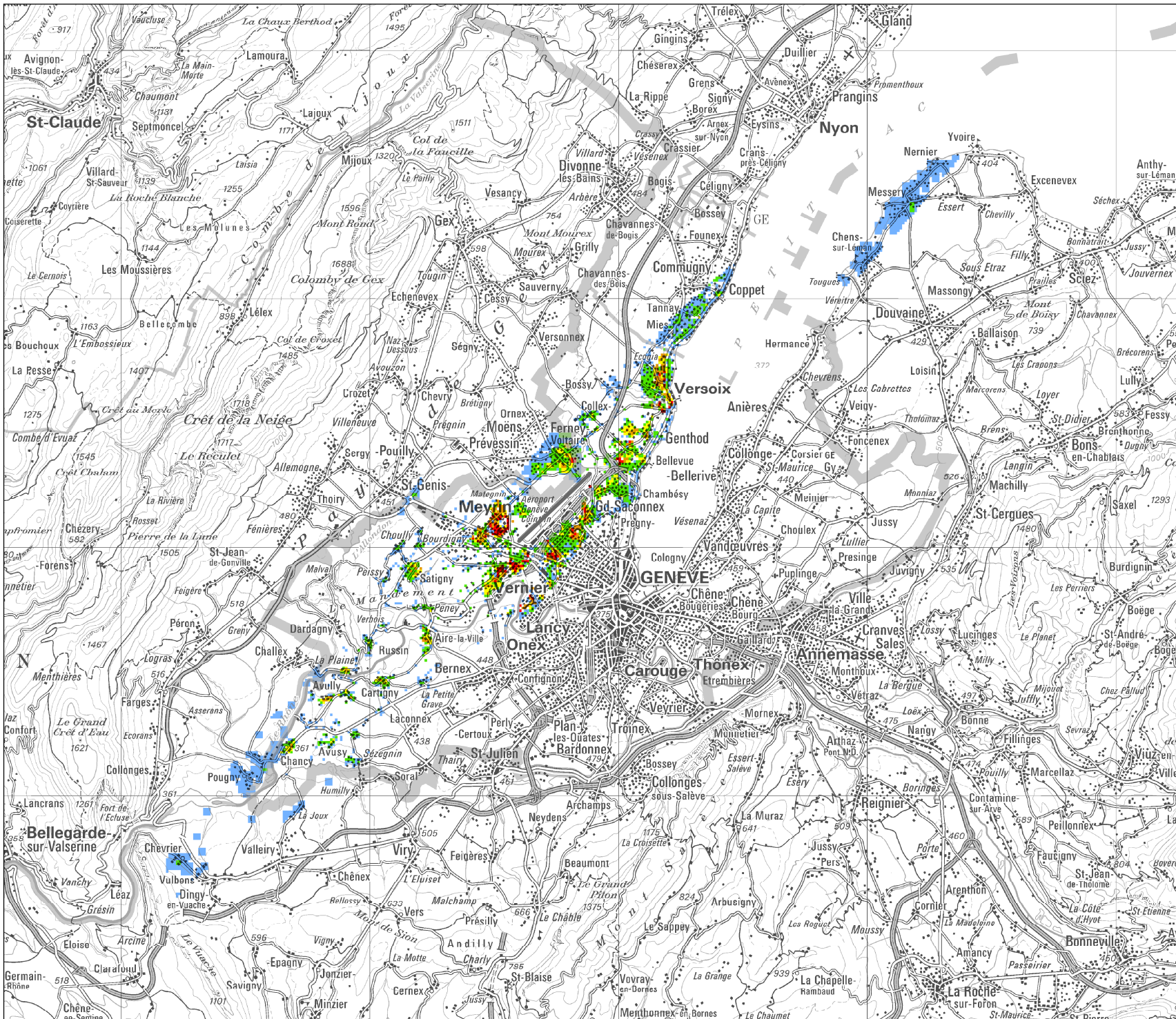
Cartes synoptiques: PK200: Reproduit avec
l'autorisation de swisstopo
(JA100116)

Mandant: Rép. et Canton de Genève, DALE

Version / Date / 2 / 2016-05-20 / bes

Auteur:

[09_GVA_EIS_GFI30_HA30_V2.mxd]
[hagvasil13s5]



Laboratoire d'acoustique /
réduction du bruit
Mandat No. : 5214.011103

Aéroport International de Genève-Cointrin

Evaluation d'impacts sur
la santé (EIS)

Carte 10

Highly sleep disturbed
HSD
2030

Valeurs caractéristiques grands avions:

Nuit (de 22 à 06 heures)

T = 8 h

$N_{g,n} = 11'870$, $n_{g,n} = 4.1$

Légende

Valeurs caractéristiques grands avions

T = Temps de référence

N = Nombre annuel de mouvements d'aéronefs

n = Nombre de mouvements par heure

HSD (nombre de personnes par hectare)

-  ≤ 1
-  1 - 5
-  5 - 10
-  10 - 25
-  25 - 50
-  > 50

Echelle: 1:210'000

2'000 0 2'000 mètres



Impressum

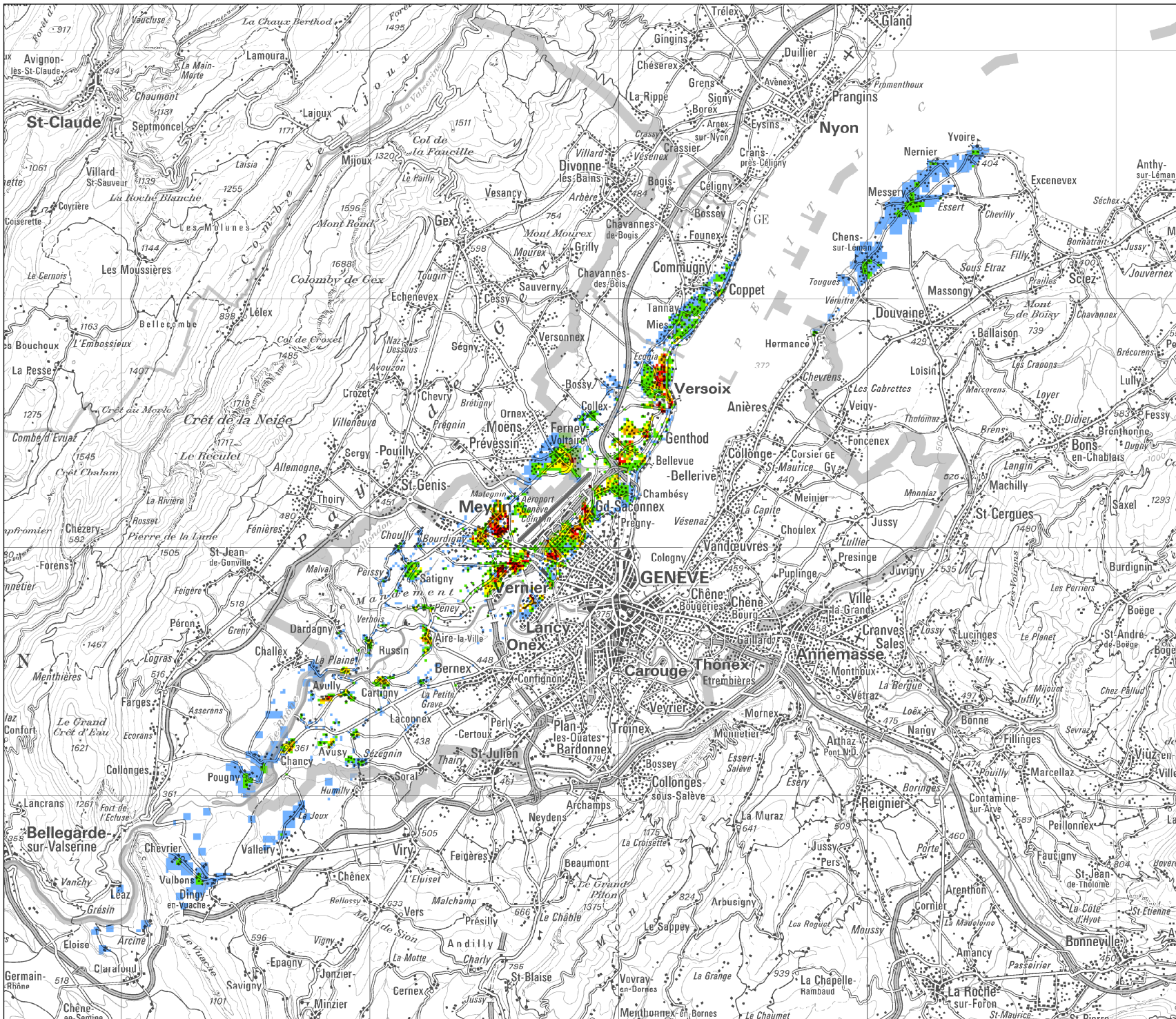
Cartes synoptiques: PK200: Reproduit avec
l'autorisation de swisstopo
(JA100116)

Mandant: Rép. et Canton de Genève, DALE

Version / Date / 2 / 2016-05-20 / bes

Auteur:

[10_GVA_EIS_GFI30_HSD30_V2.mxd]
[hdsgrasil13s5]



Laboratoire d'acoustique /
réduction du bruit
Mandat No. : 5214.011103

Aéroport International de Genève-Cointrin

Evaluation d'impacts sur
la santé (EIS)

Carte 11

Périmètres d'étude HA et HSD
pour les années 2014 et 2030

Légende


Périmètres d'étude HA

 HA 2014

 HA 2030

Périmètres d'étude HSD

 HSD 2014

 HSD 2030

Echelle: 1:210'000

2'000 0 2'000 mètres



Impressum

Cartes synoptiques: PK200: Reproduit avec
l'autorisation de swisstopo
(JA100116)

Mandant: Rép. et Canton de Genève, DALE

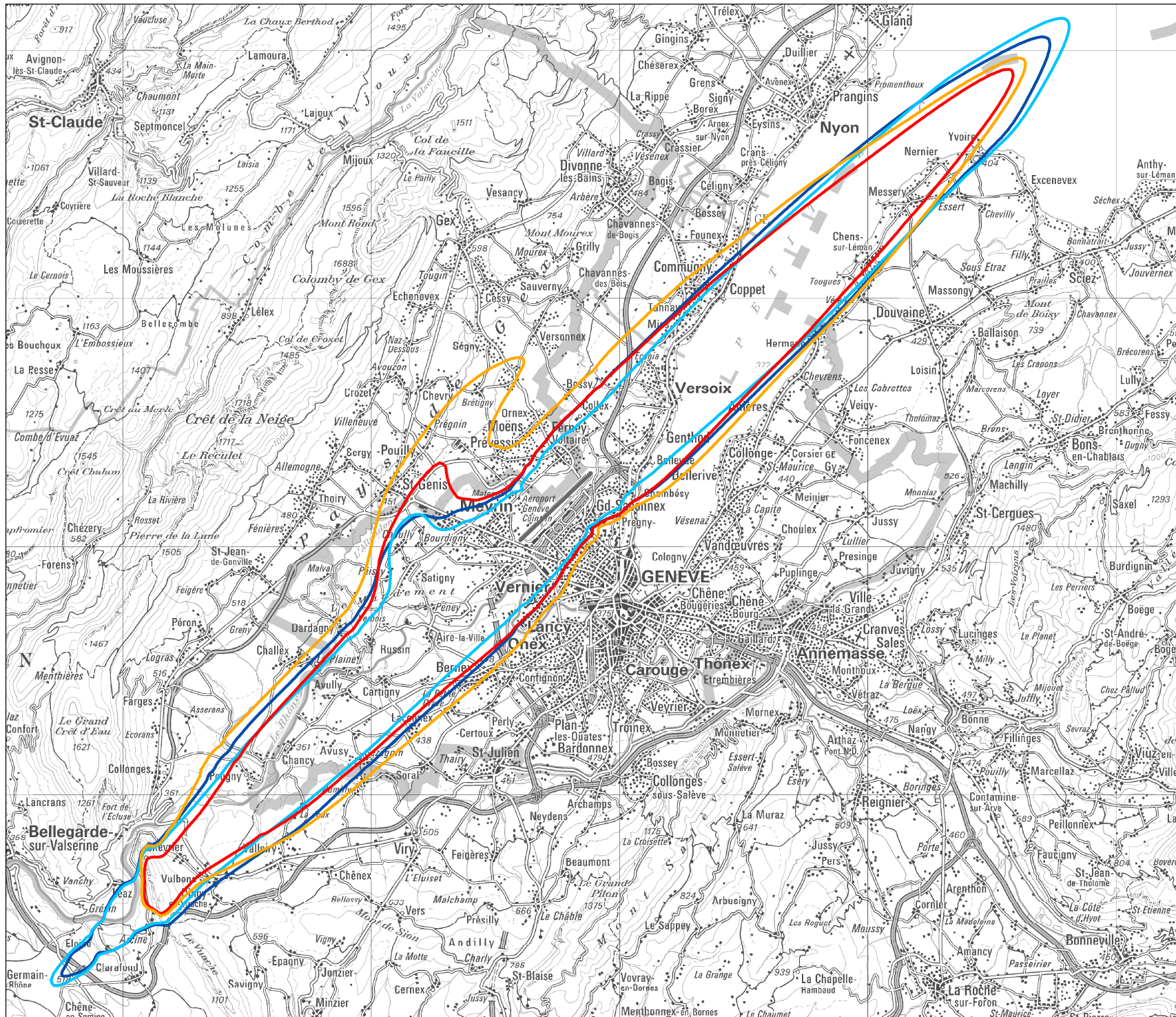
Version / Date / 1 / 2015-12-08 / bes

Auteur:

[11_GVA_EIS_GF14_30_UP_HA_HSD_V1.mxd]

[up_ha_gva14.shp] [up_ha_gvasil13s5.shp]

[up_hsd_gva14.shp] [up_hsd_gvasil13s5.shp]



Laboratoire d'acoustique /
réduction du bruit
Mandat No.: 5214.011103

Aéroport International de Genève-Cointrin

Evaluation d'impacts sur
la santé (EIS)

Carte 12

Trafic aérien total
en L_{den} (06:00 - 18:00 - 22:00 heures)
2030 moins 2014 pour $L_{den} \geq 50$ dB

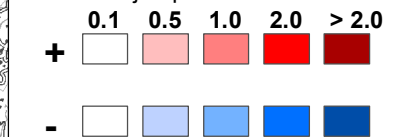
Légende

Exposition au bruit
des aéronefs (50 à 65 dB)



Différences (Δ)

Surfaces: jusqu'à



Contours
(niveaux équidistants de 1 dB)

Echelle: 1:210'000
2'000 0 2'000 mètres

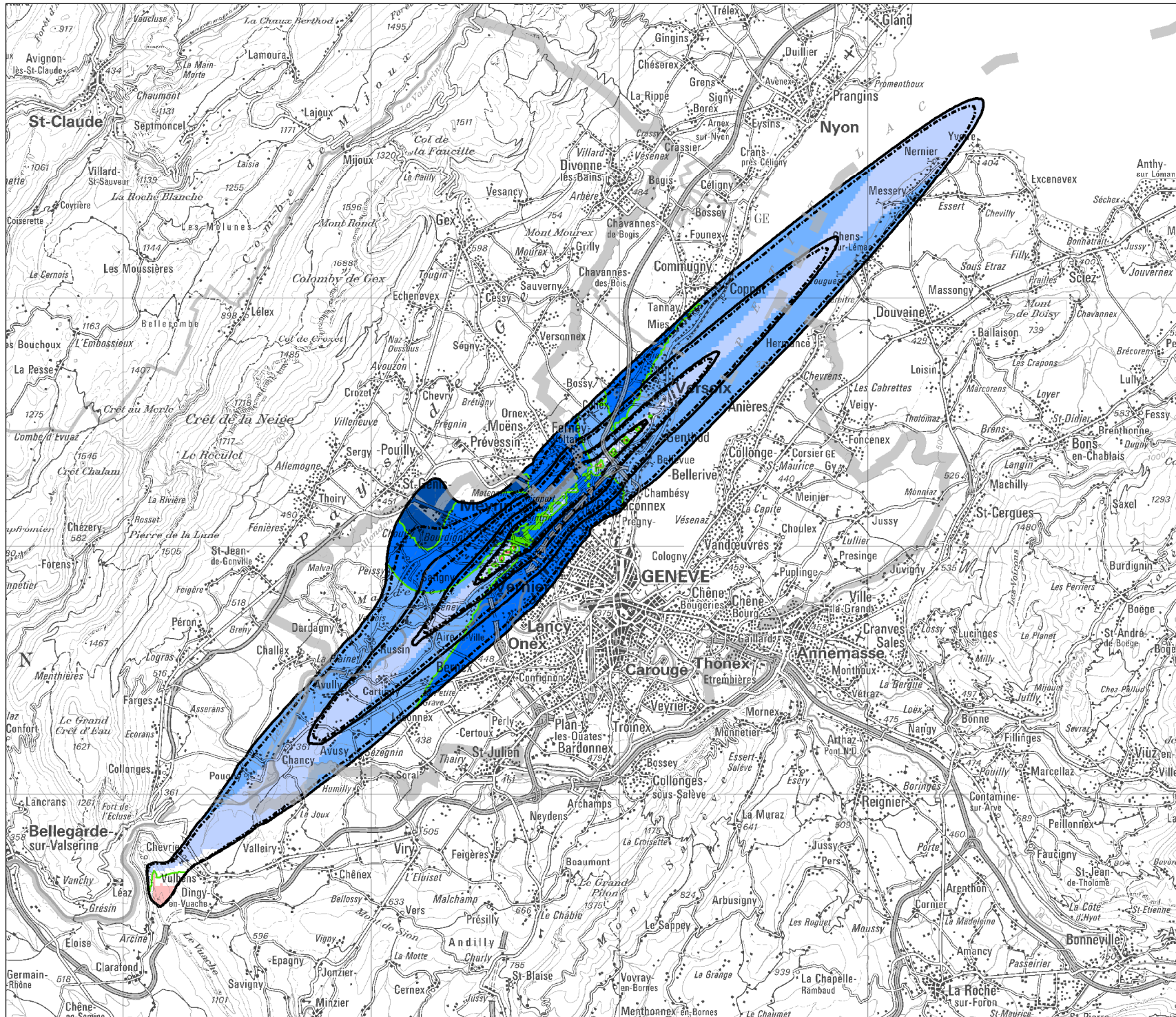


Impressum

Cartes synoptiques: PK200: Reproduit avec
l'autorisation de swisstopo
(JA100116)

Mandat: Rép. et Canton de Genève, DALE
Version / Date / 1 / 2015-12-08 / bes
Auteur:

[12_GVA_EIS_Lden_Diff30-14_V1.mxd]
[GVA14_LDEN_061822_TOT.shp]
[GVASIL13_LDEN_S05_061822_TOT.shp]
[Lden_30-14 (Raster)] [Lden_30_14_contour.shp]
[NegativeLayer_Lden2030vs2014.shp]



Laboratoire d'acoustique /
réduction du bruit
Mandat No.: 5214.011103

Aéroport International de Genève-Cointrin

Evaluation d'impacts sur
la santé (EIS)

Carte 13

Trafic aérien des grands avions
en Leq^*_{16} (06:00 à 22:00 heures)
2030 moins 2014 pour $Leq^*_{16} \geq 47$ dB

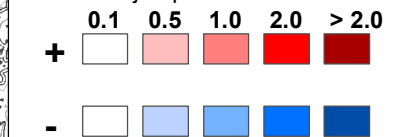
Légende

Exposition au bruit
des aéronefs (47 à 65 dB)



Différences (Δ)

Surfaces: jusqu'à



Contours
(niveaux équidistants de 1 dB)

Echelle: 1:210'000
2'000 0 2'000 mètres

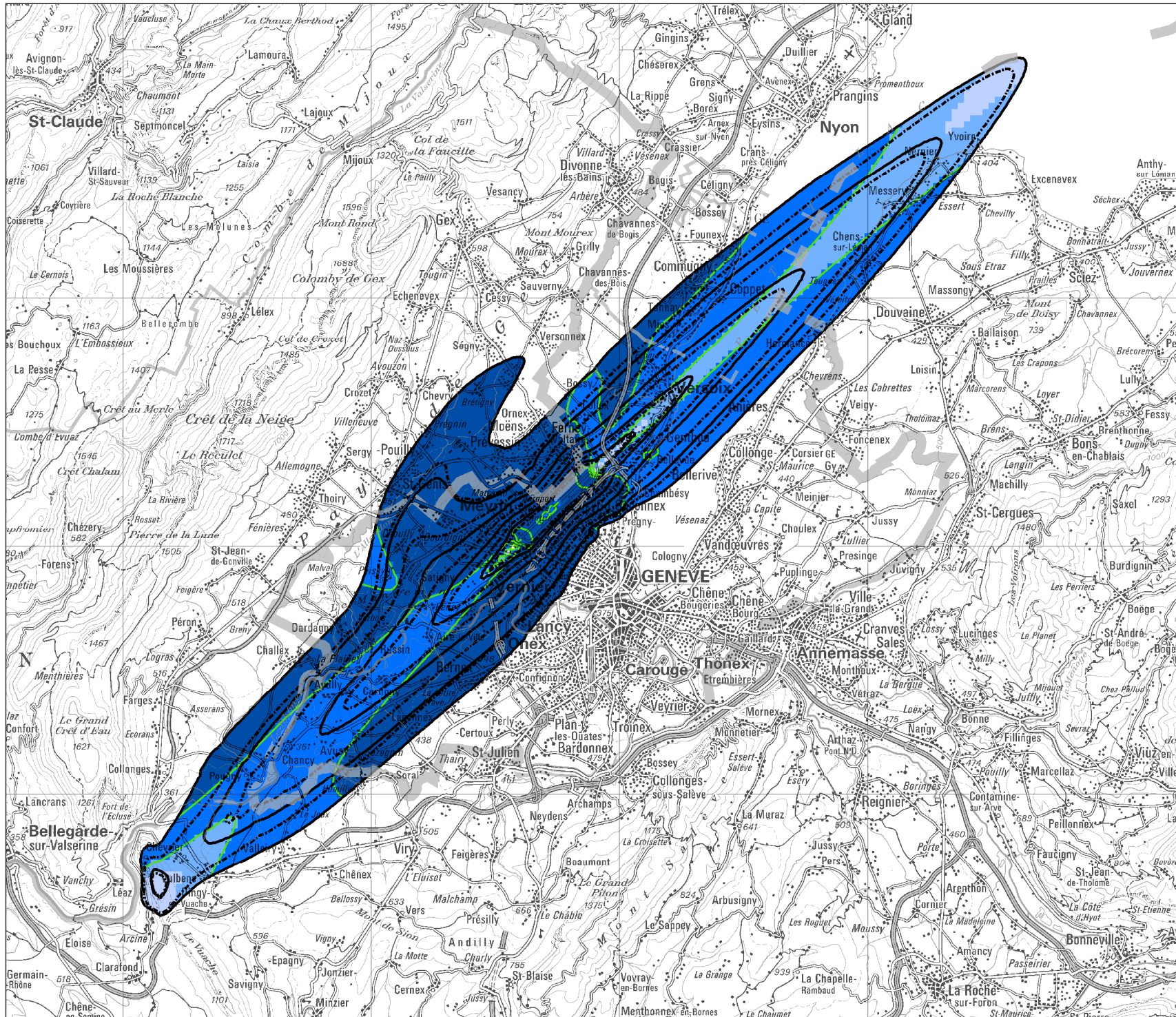


Impressum

Cartes synoptiques: PK200: Reproduit avec
l'autorisation de swisstopo
(JA100116)

Mandat: Rép. et Canton de Genève, DALE
Version / Date / 1 / 2015-12-08 / bes
Auteur:

[13_GVA_EIS_Leq16_TRSG_Diff30-14_V1.mxd.mxd]
[SL16GVA14_G8T_TRSG_06-22.shp]
[SL16GVASIL13_G8T_S05_TRSG_06-22.shp]
[leq16_30-14 (Raster)] [leq16_30_14_contour.shp]
[NegativeLayer_Leq16hTRSG2030vs2014.shp]



Laboratoire d'acoustique /
réduction du bruit
Mandat No. : 5214.011103

Aéroport International de Genève-Cointrin

Evaluation d'impacts sur
la santé (EIS)

Carte 14

Trafic aérien des grands avions
en L_{night} (22:00 à 06:00 heures)
2030 moins 2014 pour L_{night} ≥ 37 dB

Légende

Exposition au bruit
des aéronefs (37 à 60 dB)



Différences (Δ)

Surfaces: jusqu'à



Contours
(niveaux équidistants de 1 dB)

Echelle: 1:210'000
2'000 0 2'000 mètres

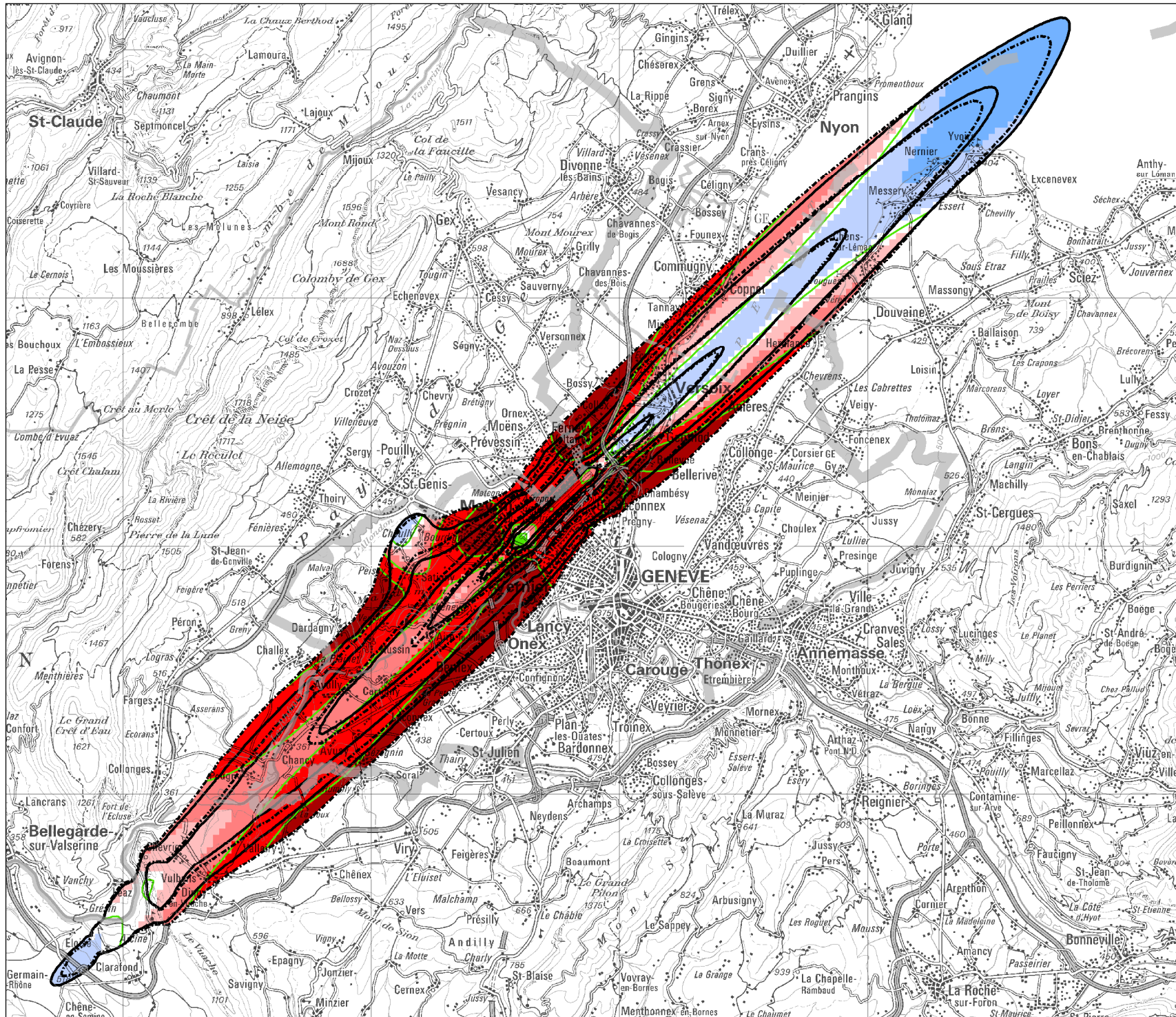


Impressum

Cartes synoptiques: PK200: Reproduit avec
l'autorisation de swisstopo
(JA100116)

Mandat: Rép. et Canton de Genève, DALE
Version / Date / 1 / 2015-12-08 / bes
Auteur:

[14_GVA_EIS_Leq8_Diff30-14_V1.mxd]
[SL08GVA14_LDEN_G8T_22-06.shp]
[SL08GVASIL13_G8T_S05_22-06.shp]
[leq8_30-14 (Raster)] [leq8_30_14_contour.shp]
[NegativeLayer_Leq8h2030vs2014.shp]



III Rapport Swiss TPH-Bruit

Noise health impacts of activities of the Geneva Airport in 2014 and 2030 for the Geneva region

Basel, 26 January 2016

Report prepared by:

Danielle Vienneau
Swiss Tropical and Public Health Institute
Socinstrasse 57, P.O. Box, 4002 Basel-CH
www.Swisstph.ch
Tel: ++41(0)61284 8398
Fax: ++41(0)61284 8106
e-mail: danielle.vienneau@unibas.ch

Contents

Preface3

Summary3

Introduction4

 General methodology and approach4

 Study area4

 Selection of pollutant indicators5

 Exposure-response functions5

 Population and Health data6

 Exposure data.....7

 Calculation of morbidity and mortality burden.....7

Results7

 Study area and population7

 Population exposure7

 Health burden assessment.....10

Discussion/Conclusion.....12

References.....13

Annex 1 - Exposures15

Annex 2 – Uncertainty in health impacts16

Annex 3 – Years of life lost17

Preface

This report follows from the Air pollution report prepared by L. Perez “*Air pollution health impacts of activities of the “Aéroport International de Genève” in 2014 and 2030 for the Geneva region*”, which describes the health impact assessment aims and methodologies common to both exposures. Only deviations from those methods as well as the results for noise are reported here. We further refer to the Empa report by B. Schäffer “*Calcul du Lden, et de l’Indice du Bruit des Aéronefs de Genève*” regarding the noise exposure data.

Summary

The health burden of aircraft noise is assessed for the total Swiss and French populations in the Geneva area, as well as specifically for those living in communes in the near vicinity of the airport property where exposures are higher (i.e. ‘focus area’ representing 49% of the total population). Exposure in 2014 and 2030 is determined on the basis of modelled noise (Lden [dBA]) and population grids, assessed at the hectare level. Population-weighted noise exposure above a threshold of 48 dBA ranges from 0.4-3.71 dBA depending on the time point and area under study. In general noise exposure is reduced under the 2030 scenario, assuming the same population distribution as 2014. The number of premature deaths in adults over 30 years attributed to aircraft noise is estimated as five in 2014 and seven in 2030 when population growth is considered. This accounts for less than 1% of the ischemic heart disease and stroke deaths, and less than 2.5% of deaths due to hypertensive diseases. Values are slightly higher when calculated for the higher exposed focus area. The contribution of aircraft noise to the hospitalisations and outpatient treatment for cardiovascular disease (by cause) are also low, often below 1% in the full study area and 2% in the focus area. Sources of uncertainty in this evaluation relate to the limited number of included health outcomes, selection of the exposure metric, availability of specific exposure-response functions for aircraft noise, and assumptions about population growth in 2030.

Introduction

The objective of this study was to evaluate health impacts, due to aircraft noise, of the airport of Geneva (GA) operations from present activities and for future developments at year 2030.

General methodology and approach

The general methodology to evaluate the health impacts is to combine population exposure to aircraft noise with existing risk functions associating health effects (exposure-response functions) and baseline morbidity and mortality data for the specific study area. This allows obtaining the years of life lost (YLL), deaths, and the number of morbidity cases that can be attributed to difference in population exposure resulting from expected or hypothesized changes in activities, infrastructures, noise mitigation plans, etc. as compared to a reference scenario.

Specifically, our study evaluates the change in population-weighted exposure to aircraft noise in 2014 and 2030 and consequences for health. Given that consequences for health may depend not only on the exposure change from airport activities but also from a change in the number of population and age structure, we provide results for three different scenarios representing:

Scenario 1: Exposure to aircraft noise in 2014 for population in 2014

Scenario 2: Exposure to aircraft noise in 2030 for population in 2014

Scenario 3: Exposure to aircraft noise in 2030 for population projected to 2030

Study area

The study area was defined based on the spatial extent of the aircraft noise dataset, representing the largest impacted area of the considered exposures (noise and air pollution). We conducted all analyses at an aggregated level over communes within the selected study area: (a) for the full study area, and (b) for a focus area of communes in near proximity to the airport (Figure 1). The focus area includes communes directly adjacent to airport property perimeter and communes adjacent to those, representing a total of 49% of the study area population. See the Air Pollution report for more details, including a list of included communes.

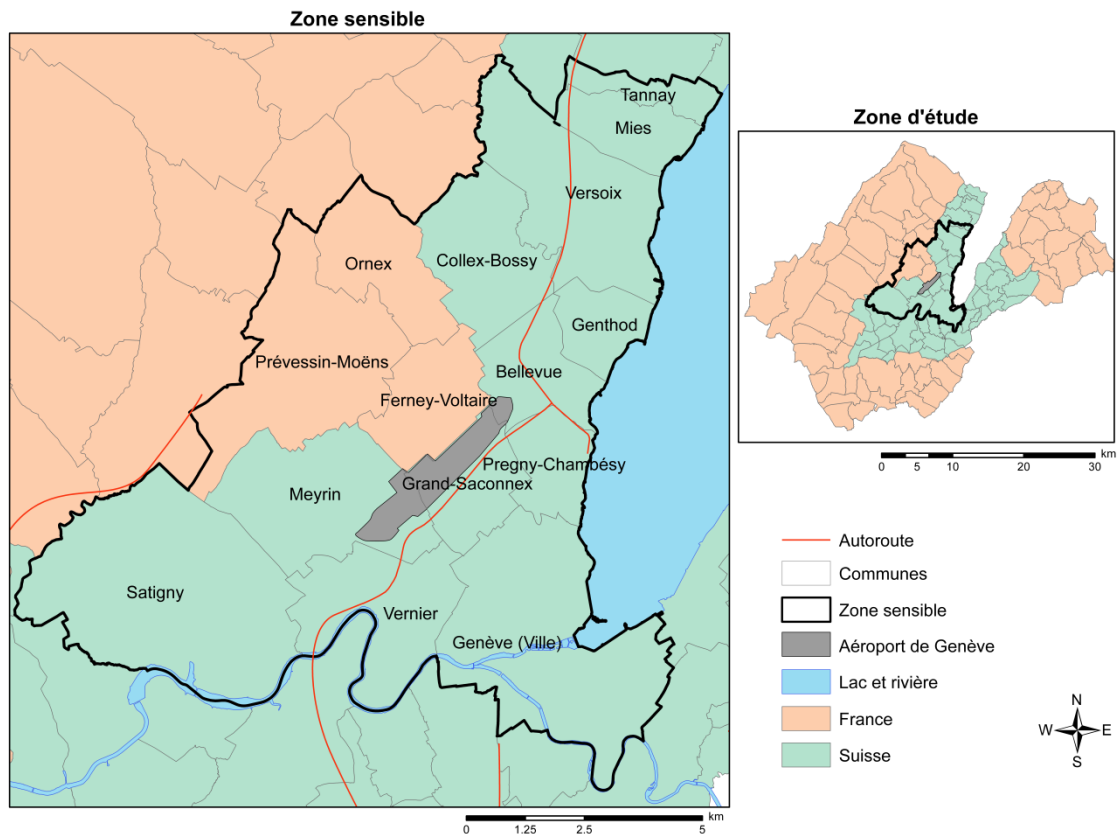


Figure 1. Study area

Selection of pollutant indicators

Epidemiological studies have, in the past, used different metrics. More recently, however, studies have tended to focus on Ldn or Lden to capture the noise exposure across the full day. The noise metric used in this study to evaluate the impact of aircraft noise is the Lden. This is the average sound level over all 24 hour periods of a year with a respective 5 and 10 dBA penalty for evening (18:00–22:00) and night (22:00–06:00) hours.

Exposure-response functions

We previously conducted a literature review to select exposure-response relationships reflecting the most current scientific evidence in the association between noise exposure and mortality or morbidity (ARE 2014; Vienneau et al., 2015a). The outcomes for which sufficient evidence was available include ischemic heart disease (IHD), stroke and hypertensive disease. Since this was conducted as part of the Swiss study (ARE 2014), exposure studies for the main transportation sources (road, rail and aircraft) were included in the meta-analysis. The exposure-response functions are summarised in Table 1.

The starting point for the noise exposure–response associations was set to 48 dBA, based on the globally pooled study specific reference values (i.e., for three outcomes). We assume no health effects below this threshold value. To avoid potential double counting of effects and enable

comparability with past evaluations in Switzerland, we did not include annoyance, sleep disturbance and cognitive impairment as outcomes in the health burden calculations. Annoyance and sleep disturbance, however, is directly addressed in the economic evaluation.

Table 1. Exposure-response relationships for noise (per 10 dBA increase in Lden)

Outcome	Approach	Relative Risk (95% confidence interval) per 10 dBA increase in Lden	Baseline health data
Ischemic heart disease (IHD)	≥30 years mortality; all ages morbidity. Meta-analysis including 13 estimates from 10 studies on effects of road and aircraft transportation noise and IHD (Babisch et al., 2005; Babisch et al., 1999; Babisch et al., 1994; Beelen et al., 2009; Correia et al., 2013; Gan et al., 2012; Hansell et al., 2013; Huss et al., 2010; Selander et al., 2009; Sørensen et al., 2012)	1.046 (1.015, 1.079) ^a	ICD10 I20-I25 2014 mortality rates; hospital days (BfS and INSEE)
Stroke	≥30 years mortality; all ages morbidity. Meta-analysis of 8 estimates from 6 studies on road, aircraft and rail transportation noise and stroke (Beelen et al., 2009; Correia et al., 2013; Gan et al., 2012; Hansell et al., 2013; Huss et al., 2010; Sørensen et al., 2011)	1.014 (0.964, 1.066) ^b	ICD10: I60-I64 exc. I63.6 2014 mortality rates; hospital days (BfS and INSEE)
Hypertensive diseases	≥30 years mortality; all ages morbidity. Pooling of the effect estimate from 2 existing meta-analysis (Babisch and van Kamp 2009; van Kempen and Babisch 2012)	1.076 (1.032, 1.121) ^b	ICD10: I10-I15 2014 mortality rates; hospital days (BfS and INSEE); general practitioner visits extrapolated from from Swiss Health Survey (BfS 2010)

a. Exposure-response functions were developed in a previous version of Vienneau et al., (2015b).

b. Exposure-response functions were developed in ARE (2014).

Population and Health data

As per the air pollution component, age-sex stratified population data for 2014 were obtained from:

- Switzerland: Bureau of Statistics (BfS), 100m resolution
- France: Institut Nationale de la Statistique et de l’Economie (INSEE), 200m resolution

Population for 2030 for both countries were estimated using local projections from Geneva, using the “Dynamisme urbain” scenario.

Mortality and background health data are the same as that used in the air pollution component of the study, with the exception that the noise assessment additionally considers visits to general practitioners for treatment of hypertensive diseases (Table 1). According to the Swiss Health Survey, ~15% of persons in Switzerland over 15 years visit a GP for this purpose (BfS 2010). We assume this rate for both the Swiss and French populations in the Geneva study area.

Further details about the population and health data are available in the Air pollution report.

Exposure data

Noise levels for the Geneva airport were modelled by Empa for both time periods: 2014 and 2030 (see Empa report). The Lden was modelled at the centroid of the hectare cells was combined with total population counts at the same spatial resolution to determine total exposure in 1 dBA steps. Using the threshold of 48 dBA, the population-weighted noise exposure was calculated for each country, separately for the full study area and the focus area. This was done to ensure geographical matching between the exposure and health data. Persons residing in hectare cells with less than 48 dBA aircraft noise were assigned a value of 0 dBA in the exposure calculation.

Calculation of morbidity and mortality burden

Calculation of health burden due to aircraft noise followed the same methodology as the air pollution component. Briefly, mortality rates derived for Switzerland and France were used to calculate changes in YLL and deaths contributed from aircraft noise using the life table approach without discounting for time or age. Morbidity outcomes were calculated based on population attributable fraction (PAF) applied to baseline health data to obtain the number of cases per year attributable to aircraft noise. See the air pollution report for more details.

Likewise, all health impact calculations were conducted for the overall study population. We assumed linearity of health prevalence distribution and health effects across study areas to scale down the results to populations residing in the focus area. While exposure models at 2030 account for predicted increase in population and change in noise, we used 2014 baseline health data (i.e. frequency of diseases) to calculate all health impacts assuming and health and mortality rates will stay constant. We performed different sensitivity analyses to evaluate the impact of change of population structure and mortality rates in the future. We used the 95% confidence interval of the exposure-response function around central estimates as measure of uncertainty of results.

Results

Study area and population

The total population under study in 2014 accounts for a total of 635,320 residents, of which about 29% live in the French area. More than 64% of individuals are 30 year or older. Projections of population to 2030 showed an increase of about 16% over all ages. The largest increase is among older adults, with an increase of 19% among those more than 30 and 37% among those over 65 years.

See Table 1 in the air pollution report.

Population exposure

The exposure distributions in 1 dBA steps, based on modelled aircraft noise from Empa, for the full study area and focus area are shown in Annex 1. The associated population-weighted aircraft noise exposure used in the burden calculations, for the subsets of the population living around the Geneva

airport, are presented in Table 2. Due to the NE-SW orientation of the air routes (Figure 2), noise exposure is higher in Switzerland than France when the whole study area is considered. Population exposed in the focus area accounts for 49% of the total population. As described in the associated report by Empa, changes in aircraft fleet (less noisy aircraft) are expected to lead to a narrowing of the Lden noise contours, despite the increasing number of movements. This explains the expected reduction in total exposure, as determined by Lden, in the 2030 scenario compared to 2014. Exposure, however, would be higher in 2030 if night noise was considered as the primary noise metric (Lnight). It should also be noted that the estimated 2030 population exposure is calculated on the basis of known population distribution in 2014. Exposures could also be higher (or lower) depending on the spatial distribution of population growth in relation to airport activities.

Table 2. Population-weighted aircraft noise exposure (Lden [dBA]) for each calculation area

Area	Value	CH		FR		Population (CH + FR)	
		2014	2030	2014	2030	N	%
Full study area	Pop-weighted noise Lden dBA *	1.68	1.41	0.53	0.40	635320	100%
	% Exposed above 48 dBA	23	21	14	9		
Focus area	Pop-weighted noise Lden dBA *	2.60	2.17	3.71	2.90	312456	49%
	% Exposed above 48 dBA	34	32	68	49		

*pop-weighted aircraft noise exposure is based a threshold noise level of 48 dBA. Thus persons residing in hectare cells with less than 48 dBA were assigned a value of 0 dBA in the exposure calculation.

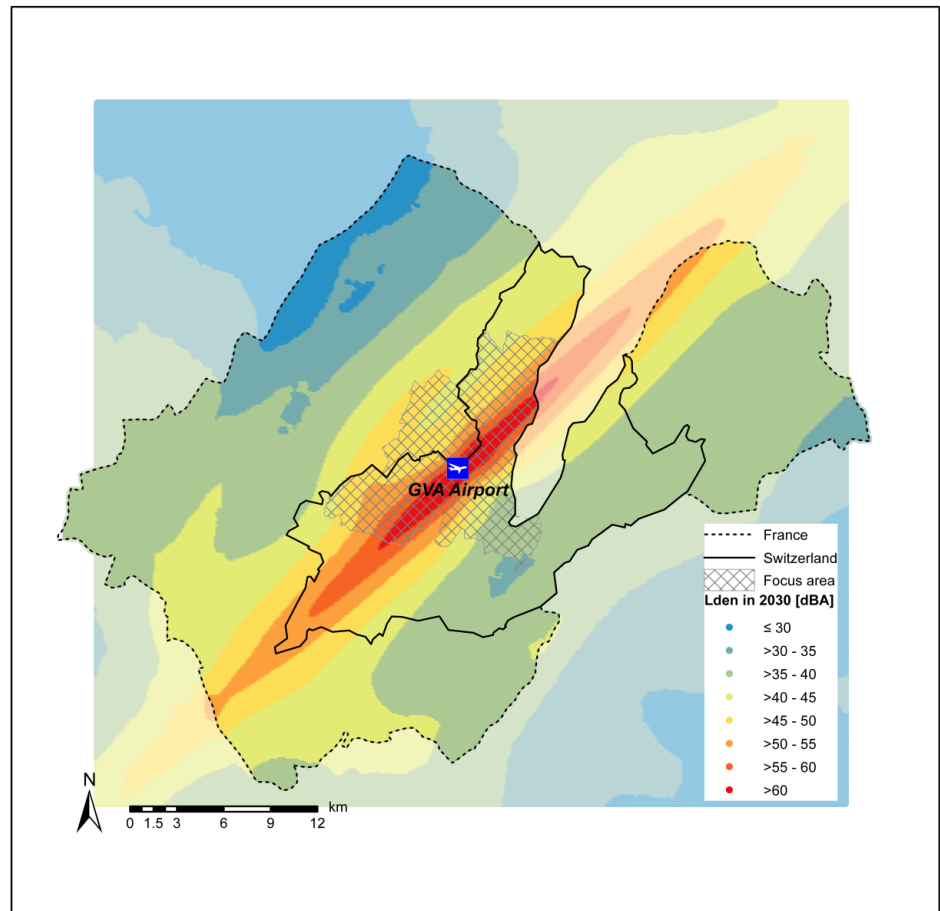
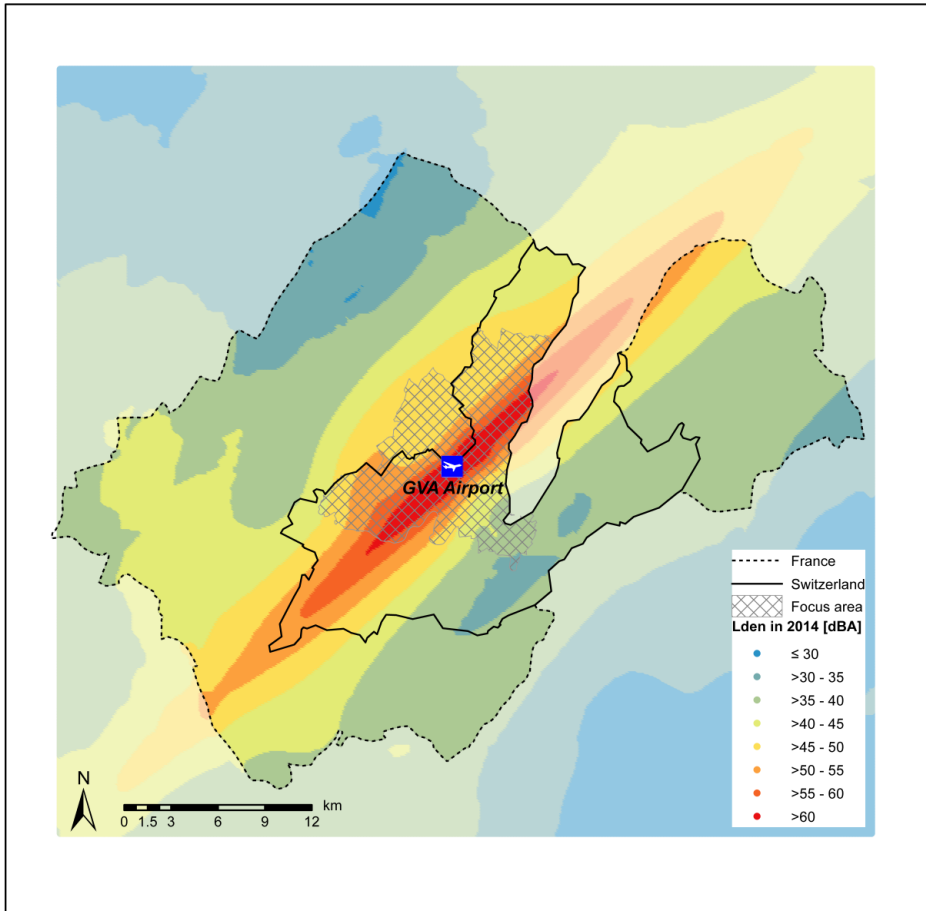


Figure 2. Noise levels in Lden [dBA] from aircraft in 2014 (left) and 2030 (right)

Health burden assessment

The estimated health impact due to aircraft noise for the three scenarios is reported in Table 3 (full study area) and Table 4 (focus area). The reported impact values represent the central estimate based on the exposure-response functions shown in Table 1. Results including the 95% confidence interval are presented in Annex 2.

Similar to the finding for air pollution, the results for noise do not change greatly between the scenarios. The number of premature deaths in adults over 30 years attributed to aircraft noise was estimated to be between five in 2014 and seven in 2030 considering population growth. This accounted for less than 1% of the IHD and stroke deaths, and less than 2.5% of deaths due to hypertensive diseases in all scenarios (Table 3). As shown in Table 4, these percentages increase slightly when computed for the focus area indicating that the sub-population residing nearer to the airport is impacted more than the general population in Geneva. The contribution of aircraft noise to the hospitalisations and outpatient treatment for cardiovascular disease (by cause) are also low, often below 1% in the full study area and 2% in the focus area.

Years of life lost (YLL) attributed to aircraft noise exposure is reported in Annex 3. The greatest number of YLLs is for IHD, followed by hypertensive diseases then stroke. Between 2014 and 2030, YLL is estimated to increase by 18% and 20% in the full study area and focus area, respectively.

Table 3. Health impact of aircraft noise (Lden), full study area

Outcome	Full study area								
	Exposure 2014			Exposure 2030			Exposure 2030		
	With population 2014 and mortality and morbidity as current			With population 2014 and mortality and morbidity as current			With population projected at 2030, same mortality rates as current		
	Baseline health data	Number cases	Percent total	Baseline health data	Number cases	Percent total	Baseline health data	Number cases	Percent total
Mortality - Premature deaths (age ≥30)*									
IHD	289	2.3	0.8%	289	1.9	0.7%	337	3.2	1.0%
Stroke	217	0.6	0.3%	217	0.5	0.2%	252	0.9	0.3%
Hypertensive disease	93	1.7	1.8%	93	1.4	1.5%	109	2.8	2.5%
Hospital admissions (all ages)									
IHD	1568	10	0.6%	1568	8	0.5%	1827	10	0.5%
Stroke	1212	2.6	0.2%	1212	2.2	0.2%	1413	2.5	0.2%
Hypertensive disease	160	1.6	1.0%	160	1.3	0.8%	186	1.5	0.8%
Days hospitalization (all ages)									
IHD	11532	78	0.7%	11532	65	0.6%	13441	76	0.6%
Stroke	26653	60	0.2%	26653	50	0.2%	31080	58	0.2%
Hypertensive disease	1269	14	1.1%	1269	11	0.9%	1479	13	0.9%
Outpatient treatment (age ≥15)									
Hypertensive disease	80390	835	1.0%	80390	696	0.9%	93659	817	0.9%

*undiscounted

Table 4. Health impact of aircraft noise (Lden), focus area

Outcome	Focus area								
	Exposure 2014			Exposure 2030			Exposure 2030		
	With population 2014 and mortality and morbidity as current			With population 2014 and mortality and morbidity as current			With population projected at 2030, same mortality rates as current		
	Baseline health data	Number cases	Percent total	Baseline health data	Number cases	Percent total	Baseline health data	Number cases	Percent total
Mortality - Premature deaths (age ≥30)*									
IHD	142	2.1	1.5%	142	1.8	1.2%	166	3.0	1.8%
Stroke	107	0.5	0.5%	107	0.4	0.4%	124	0.8	0.6%
Hypertensive disease	46	1.5	3.4%	46	1.3	2.8%	54	2.5	4.7%
Hospital admissions (all ages)									
IHD	771	9	1.2%	771	8	1.0%	898	9	1.0%
Stroke	596	2.4	0.4%	596	2.0	0.3%	695	2.3	0.3%
Hypertensive disease	79	1.4	1.8%	79	1.2	1.5%	92	1.4	1.5%
Days hospitalization (all ages)									
IHD	5672	72	1.3%	5672	60	1.1%	6610	70	1.1%
Stroke	13108	55	0.4%	13108	46	0.4%	15286	54	0.4%
Hypertensive disease	624	12	2.0%	624	10	1.7%	727	12	1.7%
Outpatient treatment (age ≥15)									
Hypertensive disease	39537	763	1.9%	39537	637	1.6%	46062	747	1.6%

*undiscounted

Discussion/Conclusion

These estimates of health burden due to aircraft noise at the Geneva airport are subject to several sources of uncertainty. First, we do not consider several of the well-established effects on sleep disturbances and annoyance (Frei et al., 2014; Héritier et al., 2014) because these effects are directly monetized in this study using the reduction in apartment prices.¹ Second, newer outcomes, such as diabetes (Recio et al., 2016; Sørensen et al., 2013), are likewise excluded from the analysis due to the lack of studies from which to derive exposure-response relationships through meta-analysis.

We selected Lden, the average sound level over all 24 hour periods of a year with a 5 dBA evening and 10 dBA night penalty, as the noise metric for this study. This was a pragmatic decision in order to obtain robust exposure-response functions for the outcomes for which sufficient epidemiological evidence was available. The majority of studies to date have been on cardiovascular outcomes, and of these most have focussed on Lden (or Ldn) to capture the noise exposure across the full day. We recognise, however, that night-time noise is likely of greater relevance to some important health outcomes, especially those related to or exacerbated by sleep disturbance.

Relatively few studies on the effects of noise on cardiovascular disease for specific transportation modes exist. As such, we used exposure-response functions derived for transportation noise in general, i.e. including road traffic noise. This is despite known differences in the acoustic characteristics for the different noise sources. We previously explored the implications of pooling noise sources in relation to IHD and noise exposure through stratified analyses and did not see indications for heterogeneity between studies on road versus aircraft noise (Vienneau et al., 2015b).

Further uncertainty derives from the assumptions in the exposure assessment. We see little change in the modelled noise surfaces between 2014 and 2030 (Figure 2), as indicated by the small reduction in noise health effects for scenario 2 which did not consider population growth. An increase in health effects is apparent once population projections for 2030 are considered (scenario 3). The more realistic scenario 3, however, is based on the assumption that population growth is proportional across the whole population. This is a strong assumption which is likely not true. Population exposure, and downstream health impacts, may well be higher (or lower) in 2030 depending on the actual spatial distribution of population growth in relation to airport activities. Policies that influence where population growth will occur in Geneva are thus of relevance in terms of future noise exposure from the aircraft operations at GA.

¹ In health assessments sleep disturbances and annoyance are often expressed by disability adjusted life years (DALYs). The additional step of monetizing DALYs introduces great uncertainty in the cost estimates. We therefore prefer the direct quantification using reduced apartment prices as this better reflects the willingness to pay for the absence of noise-induced annoyance and sleep disturbances.

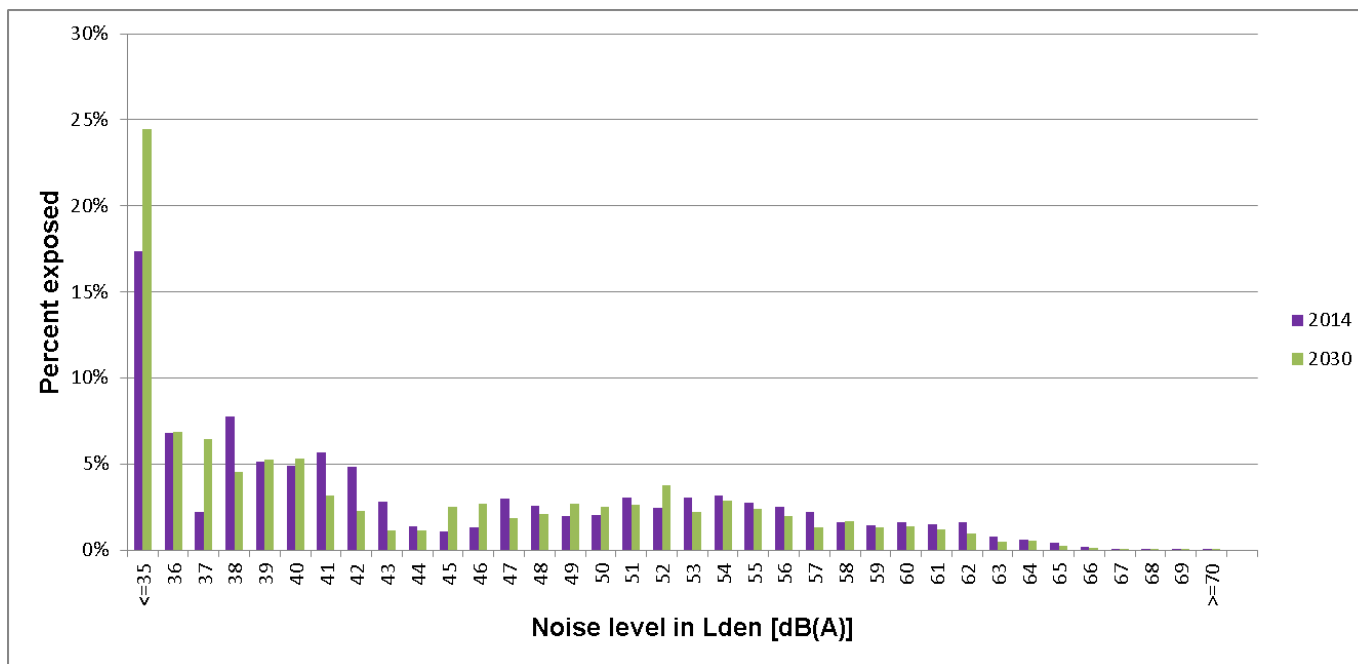
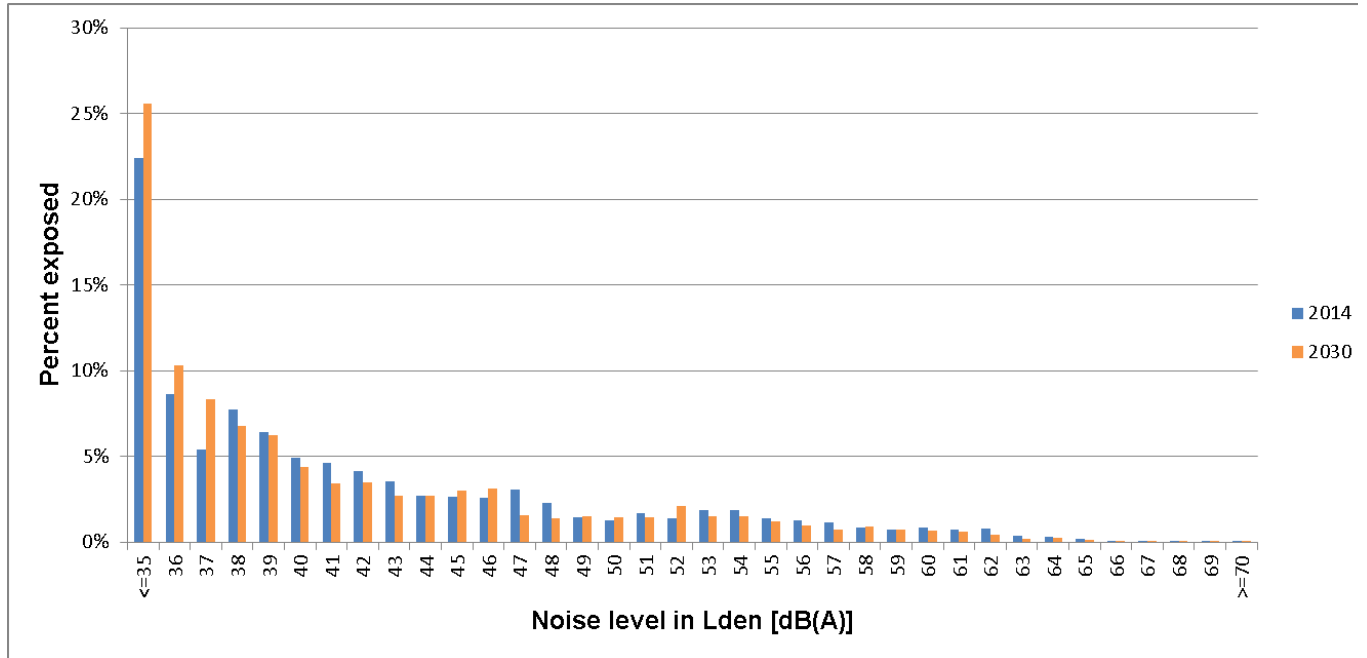
References

- ARE. Bundesamt für Raumentwicklung. Nationales Personenverkehrsmodell des UVEK. Durchschnittlicher Tagesverkehr 2012 für den Personen- und Güterverkehr. 2014
- Babisch, W.; Beule, B.; Schust, M.; Kersten, N.; Ising, H. Traffic noise and risk of myocardial infarction. *Epidemiol.* 16:33-40; 2005
- Babisch, W.; Ising, H.; Gallacher, J.E.; Sweetnam, P.M.; Elwood, P.C. Traffic noise and cardiovascular risk: the Caerphilly and Speedwell studies, third phase--10-year follow up. *Archives of Environmental Health.* 54:210-216; 1999
- Babisch, W.; Ising, H.; Kruppa, B.; Wiens, D. The incidence of myocardial infarction and its relation to road traffic noise— the Berlin case-control studies. *Environment International.* 20:469-474; 1994
- Babisch, W.; van Kamp, I. Exposure-response relationship of the association between aircraft noise and the risk of hypertension. *Noise & Health.* 11:161-168; 2009
- Beelen, R.; Hoek, G.; Houthuijs, D.; van den Brandt, P.A.; Goldbohm, R.A.; Fischer, P.; Schouten, L.J.; Armstrong, B.; Brunekreef, B. The joint association of air pollution and noise from road traffic with cardiovascular mortality in a cohort study. *Occupational and Environmental Medicine.* 66:243-250; 2009
- BfS. Gesundheit und Gesundheitsverhalten in der Schweiz 2007, Schweizerische Gesundheitsbefragung. Neuchâtel; 2010
- Correia, A.W.; Peters, J.L.; Levy, J.I.; Melly, S.; Dominici, F. Residential exposure to aircraft noise and hospital admissions for cardiovascular diseases: multi-airport retrospective study. *British Medical Journal.* 347:f5561; 2013
- Frei, P.; Mohler, E.; Roosli, M. Effect of nocturnal road traffic noise exposure and annoyance on objective and subjective sleep quality. *International Journal of Hygiene and Environmental Health* 217:188-195; 2014
- Gan, W.Q.; Davies, H.W.; Koehoorn, M.; Brauer, M. Association of long-term exposure to community noise and traffic-related air pollution with coronary heart disease mortality. *American Journal of Epidemiology.* 175:898-906; 2012
- Hansell, A.L.; Blangiardo, M.; Fortunato, L.; Floud, S.; de Hoogh, K.; Fecht, D.; Ghosh, R.E.; Laszlo, H.E.; Pearson, C.; Beale, L.; Beevers, S.; Gulliver, J.; Best, N.; Richardson, S.; Elliott, P. Aircraft noise and cardiovascular disease near Heathrow airport in London: small area study. *British Medical Journal.* 347:f5432; 2013
- Héritier, H.; Vienneau, D.; Frei, P.; Eze, I.; Probst-Hensch, N.; Brink, M.; Rössli, M. The association between road traffic noise exposure, annoyance and health-related quality of life (HRQOL). *International Journal of Environmental Research and Public Health.* 11:12652-12667; 2014
- Huss, A.; Spoerri, A.; Egger, M.; Rössli, M.; for the Swiss National Cohort. Aircraft noise, air pollution, and mortality from myocardial infarction. *Epidemiol.* 21:829-836; 2010
- Recio, A.; Linares, C.; Banegas, J.R.; Diaz, J. Road traffic noise effects on cardiovascular, respiratory, and metabolic health: An integrative model of biological mechanisms. *Environ Res.* 146:359-370; 2016
- Selander, J.; Nilsson, M.E.; Bluhm, G.; Rosenlund, M.; Lindqvist, M.; Nise, G.; Pershagen, G. Long-term exposure to road traffic noise and myocardial infarction. *Epidemiol.* 20:272-279; 2009
- Sørensen, M.; Andersen, Z.J.; Nordsborg, R.B.; Becker, T.; Tjønneland, A.; Overvad, K.; Raaschou-Nielsen, O. Long-term exposure to road traffic noise and incident diabetes: a cohort study. *Environmental Health Perspectives* 121:217-222; 2013
- Sørensen, M.; Andersen, Z.J.; Nordsborg, R.B.; Jensen, S.S.; Lillelund, K.G.; Beelen, R.; Schmidt, E.B.; Tjønneland, A.; Overvad, K.; Raaschou-Nielsen, O. Road traffic noise and incident myocardial infarction: A prospective cohort study. *PLoS ONE.* 7:e39283; 2012

- Sørensen, M.; Hvidberg, M.; Andersen, Z.J.; Nordsborg, R.B.; Lillelund, K.G.; Jakobsen, J.; Tjønneland, A.; Overvad, K.; Raaschou-Nielsen, O. Road traffic noise and stroke: a prospective cohort study. *European Heart Journal*. 32:737-744; 2011
- van Kempen, E.; Babisch, W. The quantitative relationship between road traffic noise and hypertension: a meta-analysis. *Journal of hypertension*. 30:1075-1086; 2012
- Vienneau, D.; Perez, L.; Schindler, C.; Lieb, C.; Sommer, H.; Probst-Hensch, N.; Künzli, N.; Röösli, M. 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*. 218:514-521; 2015a
- Vienneau, D.; Schindler, C.; Perez, L.; Probst-Hensch, N.; Roosli, M. The relationship between transportation noise exposure and ischemic heart disease: A meta-analysis. *Environ Res*. 138:372-380; 2015b

Annex 1 - Exposures

Exposure distribution for aircraft noise in steps of 1 dBA for the full study area (top) and focus area (bottom).



Annex 2 – Uncertainty in health impacts

Mean health impacts and 95% confidence intervals of aircraft noise from GA in 2014 – Full study area

Outcome	Scenario 2014 (Exposure and population 2014) Full study area					
	Absolute impacts and 95% Confidence interval			Relative difference (%)		
	mean	low	high	low/mean	high/mean	
Mortality - Premature deaths (age ≥30)*						
IHD	2.3	0.8	3.8	-66%	66%	
Stroke	0.6	0.0	2.6	-100%	348%	
Hypertensive disease	1.7	0.7	2.6	-56%	53%	
Hospital admissions (all ages)						
IHD	10	3.3	17	-67%	69%	
Stroke	2.6	0.0	12	-100%	358%	
Hypertensive disease	1.6	0.7	2.5	-57%	55%	
Days hospitalization (all ages)						
IHD	78	26	132	-67%	69%	
Stroke	60	0	273	-100%	358%	
Hypertensive disease	14	6	21	-57%	55%	
Outpatient treatment (age ≥15)						
Hypertensive disease	835	360	1298	-57%	55%	

*undiscounted

Annex 3 – Years of life lost

Years of life lost (YLL) due to aircraft noise, age ≥ 30

Outcome	Exposure 2014	Exposure 2030	Exposure 2030
	With population 2014 and mortality and morbidity as current	With population 2014 and mortality and morbidity as current	With population projected at 2030, same mortality rates as current
Full study area			
IHD	20	16	23
Stroke	3.9	3.3	4.7
Hypertensive disease	8	6	10
Focus area			
IHD	18	15	21
Stroke	3.6	3.0	4.3
Hypertensive disease	7	6	9

*undiscounted

IV Rapport Swiss TPH-Pollution de l'air

Air pollution health impacts of activities of the Geneva Airport in 2014 and 2030 for the Geneva region

Basel, 4 February 2016

Report prepared by:

Laura Perez
Swiss Tropical and Public Health Institute
Socinstrasse 57, P.O. Box, 4002 Basel-CH
www.Swisstph.ch
Tel: ++41(0)61284 8395
Fax: ++41(0)61284 8106
e-mail: l.perez@unibas.ch

Contents

Summary.....3

Introduction.....4

 General methodology and approach4

 Study area4

 Selection of pollutant indicators.....5

 Concentration response-function6

 Population and health data8

 Calculation of population weighted exposure to NO2 and PM10 from GA contribution in 2014 and 20309

 Calculation of morbidity and mortality burden10

Results11

 Study area and population11

 Population exposure11

 Health burden assessment13

Discussion/Conclusion.....14

References20

APPENDIX 1: Detail of communes in Switzerland and France included in the study area and focus area21

APPENDIX 2. Exposure-response functions PM1024

APPENDIX 3. Source and approaches to calculate health baseline data for selected outcomes25

APPENDIX 4. Health impact of GA contribution for PM10.....26

Summary

The objective of this study was to evaluate air pollution health impact of the airport of Geneva (GA) operations from present activities and for future developments at horizon 2030. The general methodology consisted in combining population exposure to air pollution derived from existing exposure models with existing risk functions associating health effects (exposure-response functions) to obtain the years of life (YL), deaths, and the number of morbidity cases that can be attributed to emission activities at the airport in 2014 and in 2030. Using NO₂ as pollutant indicator, we calculated that the average current population exposure from airport activities is about 1 µg/m³ overall the Geneva area and 1.8 µg/m³ in a focused area around the airport and that this exposure will increase in 2030 by an estimated 36%. For the current situation, we found that 21 deaths are attributed to airport activities in the study area or less than 1% of the number of natural deaths in 2014. Similarly for other health outcomes evaluated the contribution remains below 2%. Under the scenario assuming an increase in population in 2030, but with no change in mortality rates, the absolute number of premature deaths due to airport contribution becomes larger (42 deaths or 0.74% total expected natural deaths in 2030) due to both aging of the population and increase in NO₂ exposure from the increase in aircraft activities.

Introduction

The objective of this study was to evaluate air pollution health impact of Geneva Airport (GA) operations from present activities and for future developments at horizon 2030.

General methodology and approach

The general methodology to evaluate the air pollution health impacts is- for a selected study area- to combine population exposure to air pollution with existing risk functions associating health effects (exposure-response functions) and baseline morbidity and mortality data for the specific study area. This allows obtaining the years of life (YL), deaths, and the number of morbidity cases that can be attributed to difference in population exposure resulting from expected or hypothesized changes in emission activities, infrastructures, air quality mitigation plans, etc.-as compared to a reference scenario.

Specifically, our study evaluates the change in population weighted exposure to airport activities in 2014 and 2030 and consequences for health. Given that the consequences for health may depend not only on the exposure change from airport activities but also from a change in population and age structure, we provide results for three different scenarios representing:

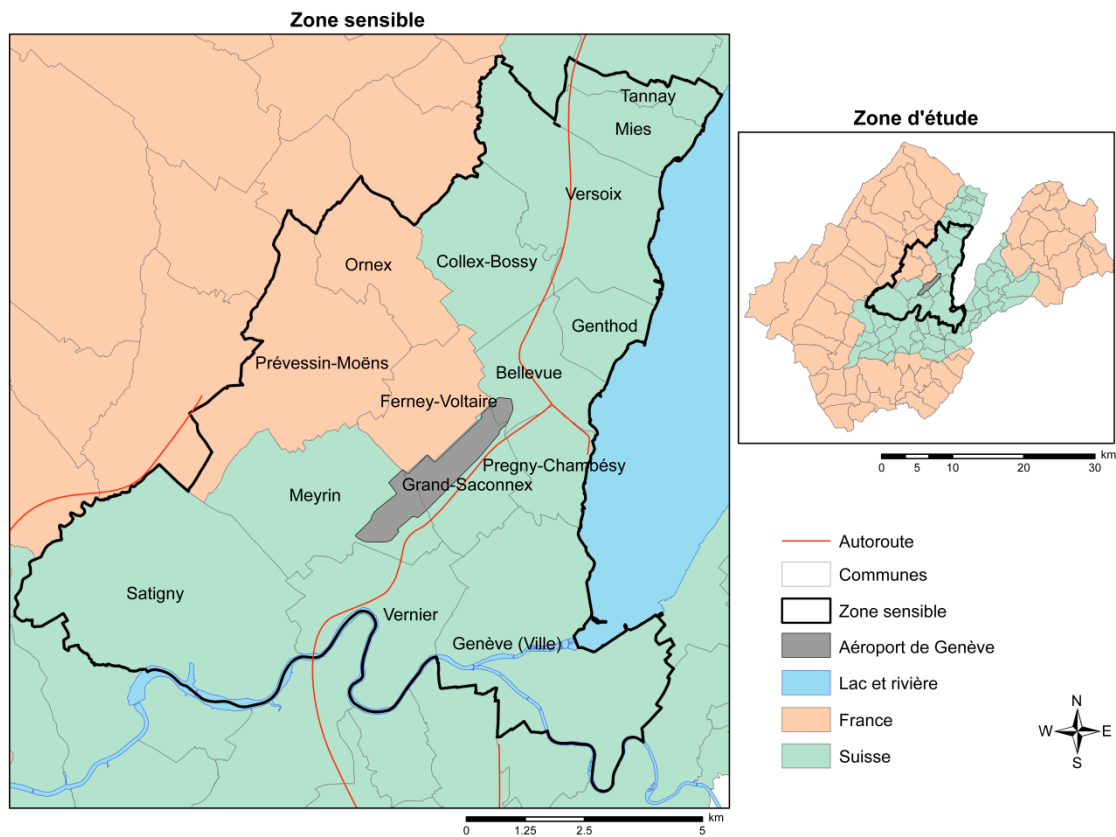
- Scenario 1: Exposure to GA contribution in 2014 for population in 2014
- Scenario 2: Exposure to GA contribution in 2030 for population in 2014
- Scenario 3: Exposure to GA contribution in 2030 for population projected to 2030

At each step of the evaluation, different assumptions or decisions have to be made given availability of data for example. We detailed below methods and assumptions. We used sensitivity analysis to evaluate the impact of different assumptions on the overall results and conclusions.

Study area

For consistency, we selected as study area the largest impacted area in relation to noise exposure. We conducted all analysis at an aggregated level over communes within the selected study area. Communes represent the smallest geographical unit for which common health (i.e. mortality) and demographic data are routinely available. We conducted the analysis separately for the total of selected communes in Switzerland and France as shown in Figure 1. In addition, we conducted additional analysis for one subarea in each country study area ("focus area" now on). We constructed the subarea so as to better represent exposure due to residence proximity to airport activities. The focus area includes the first ring of communes directly adjacent to airport perimeter and, as second ring, communes adjacent to the first ring communes. The focus area represents a total of 49% of the population of the total study area. The list of communes included in the study area and focus area are listed in Appendix 1.

Figure 1. Study area



Selection of pollutant indicators

Air pollution consists of a mixture of hundreds of compounds including particles and gases. It is not completely understood which of these compounds-or which mixture and under which meteorological or other conditions- are the most harmful for health. It is however known that combustion sources that emit particles and gases (i.e. such as particles with diameter size below $10\ \mu\text{m}$, PM10, or nitrogen dioxides, NO₂) have negative health effects. Currently most countries, including Switzerland, monitor and have regulated limits for both PM10 and NO₂ to control exposure and impacts from different combustion sources.

When evaluating the impacts of air pollution, it is not recommended to sum the health impacts of NO₂ and PM10 as these pollutants are correlated in the air (i.e. overlap of sources) and could result in some double counting of the impact of air pollution. The preferred approach is to select the pollutant that is best suited for the area under consideration or the question to answer. For this study, we used NO₂ as main indicator of air pollution exposure. Compared to particles, NO₂ has higher spatial resolution and may better reflect population exposure related to airport activities. In addition, airport emissions are associated in a large proportion to the release of nitrogen oxide (NO_x) from the fuels used in aircrafts, that transforms in NO₂ in the atmosphere shortly after emission. As sensitivity analysis, we repeated the analysis for PM10 for comparison purposes but abstained from summing health impacts from both pollutants.

Concentration response-function

We conducted a literature review to select exposure-response relationships reflecting the most current scientific evidence in the association between PM₁₀, NO₂ and mortality or morbidity. For air pollution related health effects we applied the recommendations of the HRAPIE (Health risks of air pollution in Europe) project from the World Health Organization (WHO) (WHO 2013a; WHO 2013b). Choice of exposure-response functions for NO₂ are presented in Table 1. PM₁₀ risk functions are presented in Appendix 2. For some outcomes such as mortality, HRAPIE proposes an exposure-response function for PM_{2.5} not PM₁₀. In this case the exposure-response function was converted to PM₁₀ by applying the ratio of the population-weighted means for PM_{2.5}/ PM₁₀ of 0.73 as proposed elsewhere (Vienneau et al. 2015). Some of epidemiological studies used to develop exposure-response functions may have been developed in narrower age ranges than those for which we apply in the impact assessment as we assume extrapolation across age range.

Table 1. Exposure-response function used for NO₂ in air pollution health impact assessment

Outcome/age applied	Effect estimate	Original source
Mortality, all (natural) causes, age 30+ years	1.055 (1.031, 1.08)	Meta-analysis of all (11) cohort studies published before January 2013 by Hoek et al. (2013); RR based on single-pollutant models
Prevalence of bronchitic symptoms in asthmatic children aged 5–17 years	1.231 (.904, 1.791)	Southern California Children’s Health Study (McConnell et al., 2003); coefficient from two-pollutant model with organic carbon (OC) (coefficients from models with PM ₁₀ or PM _{2.5} are higher), age 5-14.
Hospital admissions, respiratory diseases, all ages	1.018 (1.012, 1.025)	APED meta-analysis of 15 studies published before 2006; coefficient from single-pollutant model WHO (2013a) noted that the estimates for this pollutant–outcome pair were robust to adjustment to co-pollutants
Days hospitalization, respiratory diseases, all ages	1.018 (1.012, 1.025)	APED meta-analysis of 15 studies published before 2006; coefficient from single-pollutant model WHO (2013a) noted that the estimates for this pollutant–outcome pair were robust to adjustment to co-pollutants

Population and health data

Population 2014

We obtained population counts at hectare grid-cell level by sex and 5-year age group for 2014 for all Switzerland from the Bureau of Statistics (BfS) from which we extracted the population for the Swiss part of our study area and converted it to one-year age groups by interpolation. To protect confidentiality, the data provider set the minimum cell value per age group to 3. Where necessary, we first used the cell total to proportion population to gap fill age bands. For France, 200x200m population data was obtained from the Institut National de la Statistique et de l'Economie (INSEE) in 5 year age intervals and sex groups. This data was mapped, reprojected and recalculated at hectare grid-cell level to allow merging with the Swiss data (based on Swiss national grid). The French data was also transformed to one-year age groups by interpolation. Grid cells overlapping the border between France and Switzerland were assigned a 50% population in each country. Grid cell population data for all age groups was used to calculate population weighted exposure (see below) given that we observed almost no differences across age groups. For the burden calculations, one-year population data was aggregated for different age groups for the total or for the focus study area as needed.

Projection population to 2030

We estimated population to 2030 by using local projections for the Geneva canton (GVA 2011). Current local projections are based on different assumptions of economic development. For this project we used the scenario referred as "Dynamisme urbain" that assumes the largest growth in population as compared to other scenaria. The "Dynamism urbain" scenario was used in the air pollution modeling for 2030 (see below). We did not find detailed estimates for population projections for the French part of the study, as such the same population growth rate was assumed for France. Due to the aggregated nature of the population projection, it was not possible to derive a spatially explicit population grid for 2030.

Mortality

We used life tables developed by the Canton of Geneva and France to calculate non-natural total and cause-specific deaths for our study area to be used in our burden calculations (see below). Because over the mid-term, mortality rates do not considerably vary, but to account for potential annual random variations, life tables were provided for a 4-year average for Geneva and 10 year average for France. For Geneva, we obtained counts of non-natural and cause-specific deaths directly from the canton statistics department with mortality rates recalculated given the population accounted. For France, deaths counts were not directly available and were extrapolated from the Geneva data assuming similar shares for causes of deaths among the two regions. Population projections have to account for changes in birth rates and migration but also changes in mortality rates. While different local assumptions have been made to estimate the contribution to population growth for 2030 using different changes in mortality rates in the future, our burden calculation instead assumes that mortality rates will stay the same in 2030, representing a slightly unrealistic scenario, since one

expects that life expectancy overall will continue to raise (i.e. mortality rates decrease) in Switzerland and France.

Other baseline health data

Other information on prevalence or counts of different type of diseases are necessary to estimate absolute number of cases due to airport contribution (see below). For this study, baseline health data were obtained from Federal Statistics Office (BfS) for Switzerland or ARS for France or extrapolated from past studies if not directly available following recommendations by WHO. We further estimated the total number of working population using rates of employment observed in Switzerland in 2010 as proposed elsewhere (ARE 2014). Details of sources and approach to calculate baseline health data is provided in Appendix 3..

Calculation of population weighted exposure to NO₂ and PM₁₀ from GA contribution in 2014 and 2030

We obtained the contribution of GA activities for NO₂ and PM₁₀ at horizon 2030 from existing models. These models were developed by SEDE SA through an eulerian nonstationary multibox model of pollution dispersion, POLYTOX (SEDE 2014). Maps produced by this model provided pollutant concentrations given at 100x100m cell grid covering most of the study area. This model accounts for predicted emissions from airport activities in 2030 from a base year 2014. For each pollutant two sets of models were developed: with and without airport emissions. Thus we obtained airport contribution at grid cell level by subtracting the results of both models. Using a Geographic Information System, we then matched population counts with NO₂ and PM₁₀ GA contributions at grid cell level and calculated population-weighted concentrations of GA contributions for the total area and the focus area. As stated above, we did not obtain specific information on the spatial distribution of population growth. Thus the spatial distribution of the population in 2014 was assumed to remain the same until 2030.

To our knowledge there is no model that estimates the current contribution of GA airport activities for NO₂ or PM₁₀ concentrations in the Geneva area. We used a recent model developed for the Geneva-French agglomeration, called G2AME, based on high resolution dispersion modelling that provides levels of PM₁₀ and NO₂ for 2010 on a grid-cell level of 10 x 10m. This model uses the same emission inventory than used in SEDE projected models. Thus to estimate current population weighted exposure to NO₂ and PM₁₀ from GA contribution we back-extrapolated the population-weighted average GA contribution in 2030 for 2014. The method was as follows: first we estimated the change in emissions for NO_x and PM₁₀ considered in SEDE models between 2012 and 2030. For this we used the contribution of emissions only due to aircraft emissions that represent more than 90% of all airport emissions. Assuming linearity, we applied the change of emissions to the population-weighted exposure for 2030 contribution of GA exposure to obtain exposure for 2014. Given that no models were available for 2014, we assumed that 2010 G2AME models represented sufficiently well the overall average levels of the current situation in the Geneva region, knowing that some fluctuations arise from year to year. Similarly the back-extrapolation was for emission changes from 2012 to 2030.

Calculation of morbidity and mortality burden

We used mortality rates as derived for Switzerland and France to calculate Years of Life Lost (YLL) and deaths from airport activities using the life table approach as previously done in similar projects (Vienneau and others 2015). This consisted in using 1-year age intervals observed survival probabilities in Switzerland and French applied to the target population to obtain life years and deaths for each year and calendar time until extinction of the target population. In a modified scenario, the same life tables were rerun with modified survival probabilities that assumed no one in the population was exposed to airport-related NO₂ or PM₁₀ concentrations. Thus mortality rates were changed according to the relevant relative risk (RR) keeping unchanged rates for mortality not affected by the exposure. The modified scenario assumed a return to previous exposure levels, thus mortality rates were only modified for one year although the impact of this change is followed for the entire life of the cohort living in that year. Difference between the base and the modified scenario is interpreted as the YLLs or deaths attributed to airport related air pollution exposure. No discounting for time or age was applied.

For morbidity outcomes, we used population attributable fraction (PAF) applied to baseline health data to obtain the number of cases per year attributable to airport contribution to air pollution. PAF uses the prevalence of exposure in a target population to estimate the excess risk in this population extrapolated from existing epidemiological findings (i.e. exposure response functions). Baseline health data are used to obtain absolute number of cases attributable to exposure.

All health impact calculations were conducted for the overall study population. We assumed linearity of health prevalence distribution and health effects across study areas to scale down the results to populations residing in the focus area. While exposure models at horizon 2030 account for predicted increase in population and emissions, we used 2014 baseline health data (i.e. frequency of diseases) to calculate all health impacts. This assumes that prevalence of disease and mortality rates will stay constant. We performed different sensitivity analysis to evaluate the impact of change of population structure and mortality rates in the future. We used the 95% confidence interval of the exposure response function around central estimates as measure of uncertainty of results.

Results

Study area and population

The total population under study in 2014 accounts for a total of 635320 residents, of which about 29% live in the French area. More than 64% of individuals are 30 years or older. The focus area represents about 49% of the total population. Projections of population growth to 2030 shows an increase of about 16% overall all the ages. The largest increase is among older adults, with an increase of 19% among those more than 30 and that could reach 37% among those 65 or older.

Table 1. Study population

Year	Age group	Total (100%)	Focus area (49%)
2014	All ages	635320	312457
	0-1 years	7087	3486
	5-17 years	91831	45164
	≥30 Jahre	409198	201247
2030	All ages	740171	364023
	0-1 years	8112	3989
	5-17 years	102113	50220
	≥30 Jahre	489457	240720

Population exposure

All sources

Using existing models that include all sources of air pollution, the current population weighted exposure for the total population of the study area is estimated to 22.4 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for PM10 and 24.1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ for NO2. Using the projected models that account for expected airport emission changes, a slight decrease of exposure is expected for both pollutants if all sources are taken into account.

Table 2. Total sources. Population weighted concentration for NO2 and PM10 in 2014 and 2030 ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)

		Total area	Focus area	Source
2010	PM10	22.38	23.56	Projet G2AME Grand Genève Air Modèle Emissions 2010
	NO2	24.10	28.54	
2030	PM10	20.10	21.30	Dispersion model, with emissions predicted at 2030 (SEDE 2014)
	NO2	21.79	24.75	

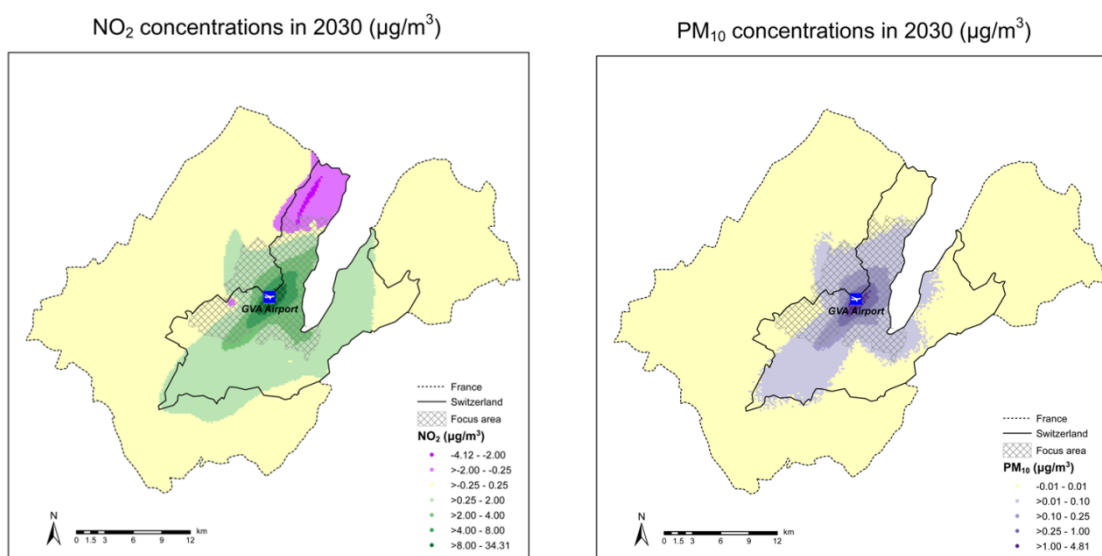
Airport contribution

For NO₂ we calculated that the average population exposure from airport activities is about 1 µg/m³ overall and 1.8 µg/m³ in the focus area (Table 3). For 2014, GA contribution represents about 4.4% of total exposure for the full study area and 6.3% for the focus area. This share is much lower for PM₁₀, showing that NO₂ captures better variability to proximity and type of exposure from GA activities. The population weighted exposure of the contribution due to airport activities shows that exposure will increase especially for NO₂ in 2030 by an estimated 36%. Exposure from airport activities will then represent 6% of total exposure of the study area and up to 9% in the focus area. Figure 2 shows the spatial distribution of NO₂ and PM₁₀ concentrations in 2030 from airport activities.

Table 3. Estimated weighted population of airport contribution exposure for NO₂ and PM₁₀ in 2014 and 2030 (µg/m³)

	Percent total population of all study area	NO ₂		PM ₁₀	
		2014	2030	2014	2030
CH					
All study area	100%	1.283	1.746	0.045	0.063
Focus area	59.1%	1.800	2.450	0.069	0.097
FR					
All study area	100%	0.279	0.379	0.013	0.018
Focus area	12%	1.861	2.534	0.091	0.127
Overall					
All study area	100%	1.060	1.443	0.038	0.053
Focus area	49.2%	1.803	2.455	0.070	0.098

Figure 2. Map of 2030 GA contributions for NO₂ and PM₁₀



Health burden assessment

Table 4a shows the estimated impact from NO₂ airport contribution under our three scenarios for the full study area. For the current situation assuming population of 2014 and related baseline and mortality rates and exposure contribution, we found that 21 deaths are attributed to airport activities in the study area or less than 1% of the number of natural deaths in 2014. Similarly for other health outcomes evaluated the contribution remains below 1% with estimation for bronchitis symptoms in asthmatic children slightly higher (around 2%). Under different assumptions of exposure and population, our results do not change considerably. Under the scenario assuming an increase in population in 2030, but with no change in mortality rates, that is unlikely to happen, the absolute number of premature deaths due to airport contribution becomes larger (42), because as population ages there will be more deaths in older ages as well. However, the percent contribution in relation to the total expected deaths remains under one percent. A slight increase in the contribution of airport activities to attributable numbers of morbidity outcomes would also be expected in 2030 for this scenario.

Table 4b presents the same results but for the focus area. Here it shows that, although absolute attributable deaths and cases are lower than for the full study area, the population living in these areas are considerably more impacted by airport contributions with attributable fractions almost the double than across all the study area.

Appendix 4 report the equivalent results for PM₁₀ for comparison. It shows that for similar outcomes such as mortality, hospitalization, or respiratory symptoms in asthmatics, the contribution to burden of PM₁₀ is much smaller given the much smaller contribution of GA activities to PM₁₀ than NO₂.

The YLL from airport contributions to NO₂ and PM₁₀ are presented in Table 6. Depending on the scenario, airport contributions to NO₂ represent between 253 and 460 YLL. Put in the perspective of the population, this represents a per capita loss between 0.0004 to 0.0006 of years of life.

Table 6 presents for the full study area and the scenario 2014 for NO₂ and PM₁₀, the confidence intervals around the mean estimates presented above. It shows that the relative confidence interval is highly dependent on the outcome and the associated response-functions and can range from +/- 10% to up to +/- 180%.

Discussion/Conclusion

Our results show that population exposure to airport activities and principally to pollutants related to aircraft emissions will increase until 2030 and will represent an increase in the health impacts independently of other changes in the population that may happen in parallel (i.e. aging of population). We found that in general there is an overall small health impact from airport activities for the study area but that there is a problem of equity with population living close to airport being disproportionately affected and that should be better considered in future urban plans for example. We could not evaluate the current and future contribution of airport activities with a same methodology because there were no equivalent exposure models. To improve policy-making, we recommend that exposure monitoring and models are designed to better evaluate the impact on exposure and health of changes in different sources of air pollution in the Geneva region.

Air pollution health impact assessment like ours relies on several assumptions that can rarely be validated. In our study we followed a conservative approach. We tried to make the most accurate choice but in case of doubt we applied the assumption that would likely yield the most conservative estimate.

We chose as main pollutant indicator NO₂ so has to better reflect exposure and toxicity to aircraft emissions which mainly emit NO_x. Little research has been done on the different toxicity of source. The expose-response functions used in this study were all derived from studies conducted in urban areas where contribution of total air pollution exposure is mostly from road traffic. We cannot rule out that we may be under estimating burden using these risk functions applied to a single specific source.

We selected only outcomes that were economically quantifiable and minimized double counts of the same cases. But additional burden and associated costs would be accrued if air pollution effects including low birth weight, respiratory symptoms and days with cough, drug prescriptions for respiratory and cardiac/circulatory diseases, self-medication, avoidance behaviour as well as acute and chronic physiological changes (e.g., lung function) had been considered. New evidence exists for these outcomes but the review, quantification and development of exposure-response functions has not yet been conducted or consensed by international bodies such as WHO.

We extrapolated prevalence of some outcomes from past or studies conducted in different populations that may not entirely reflect local and current health conditions. The specificity of

the definition of health outcomes used in the exposure-response functions often made it difficult to find local estimates. We showed that the uncertainty around the exposure-response functions (i.e. due to small sample size, unique study) is in most cases larger than the error that could come from a different prevalence range. In small population like our study area, it would not be feasible to develop specific epidemiological study to reproduce past studies due to small sample size; health impact assessment remain the best tool for informing policy-making despite this limitation.

Table 4a. Health Impact for NO2 GA contributions, all study area

	All study area								
	Exposure 2014			Exposure 2030			Exposure 2030		
	With population 2014 and mortality and morbidity as current			With population 2014 and mortality and morbidity as current			With population projected at 2030, same mortality rates as current		
FOR NO2	Baseline health data	Number cases	Percent total	Baseline health data	Number cases	Percent total	Baseline health data	Number cases	Percent total
Mortality, all (natural) causes (age ≥30)	3846	21	0.54%	3846	28	0.73%	5635	42	0.74%
Prevalence of bronchitic symptoms in asthmatic children (ages 5-17)	945	20	2.16%	945	28	2.93%	1051	31	2.93%
Hospital admissions, respiratory diseases (all ages)	5613	11	0.19%	5613	14	0.26%	6567	17	0.26%
Days hospitalization, respiratory diseases (all ages)	53139	107	0.20%	53139	146	0.27%	62173	171	0.27%

Table 4b. Health Impact NO2 GA contributions, focus area

	Focus area								
	Exposure 2014			Exposure 2030			Exposure 2030		
	With population 2014 and mortality and morbidity as current			With population 2014 and mortality and morbidity as current			With population projected at 2030, same mortality rates as current		
FOR NO2	Baseline health data	Number cases	Percent total	Baseline health data	Number cases	Percent total	Baseline health data	Number cases	Percent total
Mortality, all (natural) causes (age ≥30)	1884	17	0.91%	1884	23	1.23%	2761	34	1.25%
Prevalence of bronchitic symptoms in asthmatic children (ages 5-17)	463	17	4.90%	463	23	4.90%	515	25	4.90%
Hospital admissions, respiratory diseases (all ages)	2750	9	0.43%	2750	12	0.43%	3218	14	0.43%
Days hospitalization, respiratory diseases (all ages)	26038	89	0.46%	26038	121	0.46%	30465	141	0.46%

Table 5. Year of Life Lost from GA contributions for the two selected indicators NO2 (ages ≥30 year old) and PM10 (ages ≥30 year old and 0-1 year old), undiscounted.

		Exposure 2014	Exposure 2030	Exposure 2030
		With population 2014 and mortality and morbidity as current	With population 2014 and mortality and morbidity as current	With population projected at 2030, same mortality rates as current
NO2	All study area	253	345	460
	Focus area	209	285	381
PM10	All study area	8	12	15
	Focus area	7	10	14

Table 6. Mean health impacts and 95% Confidence Intervals of NO2 contributions from GA in 2014 – All study area

Outcome and indicator		Scenario 2014 (Exposure and population 2014) Full study area				
		Absolute impacts and 95% Confidence Interval			relative difference (%)	
		mean	low	high	low/mean	high/mean
Mortality						
NO2	Mortality, all (natural) causes (age ≥30)	21	12	29	-42%	42%
PM10	Mortality, all cause (natural) (age ≥30) and infant (0-1 year)	0.62	0.40	0.81	-35%	31%
Morbidity						
NO2	Prevalence of bronchitic symptoms in asthmatic children (ages 5-17)	20	-10	56	-149%	174%
	Hospital admissions, respiratory diseases (all ages)	11	7	14	-36%	36%
	Days hospitalization, respiratory diseases (all ages)	107	69	146	-36%	36%
PM10	Hospital admissions, cardiovascular diseases (includes stroke) (all ages)	0.19	0.04	0.35	-81%	82%
	Hospital days, cardiovascular diseases (includes stroke) (all ages)	3	0.49	5	-81%	82%
	Hospital admissions, respiratory diseases, all ages	0.29	-0.03	0.61	-110%	109%
	Hospital days, respiratory diseases, (all ages)	3	0	6	-110%	109%
	Incidence of chronic bronchitis in adults (age ≥18)	0.8	0.3	1.3	-65%	56%
	Prevalence of bronchitis in children (ages 5-17)	5	-1	11	-126%	126%
	Asthma attacks in adults with asthma (age ≥18yrs)	12	5	18	-55%	54%
	Days with asthma symptoms in asthmatic children (age 5-17)	30	7	54	-78%	80%
	Restricted activity days, (active population age ≥18)	1236	1107	1389	-10%	12%
	Work loss days, (active population age ≥18)	304	259	349	-15%	15%

References

- ARE. Bundesamt für Raumentwicklung. Nationale Personen modelle des UVEK. Durchschnittlicher Tagesverkehr 2012 für den Personen- und Güterverkehr. 2014
- GVA. Cahier N°39. Projections démographiques pour le canton de Genève. Population résidante de 2011 à 2040, SCRIS, avril 2011.; 2011
- SEDE. Projections 2030 de la qualité de l'air. Aéroport International de Genève. 2014
- Vienneau, D.; Perez, L.; Schindler, C.; Lieb, C.; Sommer, H.; Probst-Hensch, N.; Kunzli, N.; Roosli, M. Years of life lost and morbidity cases attributable to transportation noise and air pollution: A comparative health risk assessment for Switzerland in 2010. *Int J Hyg Environ Health*. 218:514-521; 2015
- WHO. Recommendations for concentration–response functions for cost–benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide-HRAPIE project. 2013a
- WHO. Review of evidence on health aspects of air pollution –REVIHAAP Project. 2013b

APPENDIX 1: Detail of communes in Switzerland and France included in the study area and focus area

- All communes of canton of Geneva

Name commune	Focus area
Aire-la-Ville	
Anières	
Avully	
Avusy	
Bardonnex	
Bellevue	x
Bernex	
Carouge (GE)	
Cartigny	
Chancy	
Choulex	
Chêne-Bougeries	
Chêne-Bourg	
Collex-Bossy	x
Collonge-Bellerive	
Cologny	
Confignon	
Corsier (GE)	
Céligny	
Dardagny	
Genthod	x
Genève	x
Gy	
Hermance	
Jussy	
Lac Léman	
Laconnex	
Lancy	
Le Grand-Saconnex	x
Meinier	
Meyrin	x
Onex	
Perly-Certoux	
Plan-les-Ouates	
Pregny-Chambésy	x
Presinge	
Puplinge	
Russin	
Satigny	x
Soral	
Thônex	
Troinex	
Vandoeuvres	
Vernier	x
Versoix	x
Veyrier	

- Selected communes of the canton of Vaud

Communes	Focus area
Bogis-Bossey	
Chavannes-de-Bogis	
Commugny	
Coppet	
Crans-près-Céligny	
Crassie	

Founex	
La Rippe	
Mies	x
Tannay	x

- Selected communes in France

INSEE	Nom communes	Focus area
01071	CESSY	
01078	CHALLEX	
01081	CHAMPFROMIER	
01103	CHEVRY	
01104	CHEZERY-FORENS	
01109	COLLONGES	
01135	CROZET	
01143	DIVONNE-LES-BAINS	
01153	ECHENEVEX	
01158	FARGES	
01160	FERNEY-VOLTAIRE	x
01173	GEX	
01180	GRILLY	
01210	LELEX	
01247	MIJOUX	
01281	ORNEX	x
01288	PERON	
01308	POUGNY	
01313	PREVESSIN-MOENS	x
01354	SAINT-GENIS-POUILLY	x
01360	SAINT-JEAN-DE-GONVILLE	
01397	SAUVERNY	x
01399	SEGNY	
01401	SERGY	
01419	THOIRY	x
01435	VERSONNEX	x
01436	VESANCY	
74016	ARCHAMPS	
74025	BALLAISON	
74031	BEAUMONT	
74043	BONS-EN-CHABLAIS	
74044	BOSSEY	
74048	BRETHONNE	
74069	CHENEX	
74070	CHENS-SUR-LEMAN	
74074	CHEVRIER	
74082	COLLONGES-SOUS-SALEVE	
74101	DINGY-EN-VUACHE	
74105	DOUVAINE	
74121	EXCENEVEX	
74124	FEIGERES	
74126	FESSY	
74144	JONZIER-EPAGNY	
74150	LOISIN	
74156	LULLY	
74158	MACHILLY	
74171	MASSONGY	
74180	MESSERY	
74199	NERNIER	
74201	NEYDENS	
74216	PRESILLY	
74229	SAINT-CERGUES	
74243	SAINT-JULIEN-EN-GENEVOIS	
74260	SAVIGNY	
74263	SCIEZ	
74288	VALLEIRY	
74293	VEIGY-FONCENEX	

74296	VERS	
74309	VIRY	
74314	VULBENS	
74315	YVOIRE	

APPENDIX 2. Exposure-response functions PM10

Indicator		Risk estimate per 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (95% Confidence Interval)	Source CRF
PM10, annual mean	Mortality, all cause (natural), age 30+	1.045 (1.029, 1.06)	Meta-analysis of 13 cohort studies with results published by Jan 3013, Hoek et al 2013. Applies to adult population above 30 years
PM10, annual mean	Post-neonatal infant mortality, all cause	1.04 (1.02, 1.07)	Woodruff et al (1997), based on four million infants in the United States.
PM10 daily mean	Hospital admissions, CVD diseases (includes stroke), adults all ages	1.007 (1.001, 1.012)	APED meta-analysis of 4 single city studies and 1 multi-city study
PM10 daily mean	Hospital days, CVD diseases (includes stroke), all ages	1.007 (1.001, 1.012)	APED meta-analysis of 4 single city studies and 1 multi-city study
PM10 daily mean	Hospital admissions, respiratory diseases, all ages	1.014 (.999, 1.029)	APED meta-analysis of 3 single city studies
PM10 daily mean	Hospital days, respiratory diseases, all ages	1.014 (.999, 1.029)	APED meta-analysis of 3 single city studies
PM10, annual mean	Incidence of chronic bronchitis in adults (age ≥ 18)	1.117 (1.04, 1.189)	Combination of results from longitudinal studies AHSMOG and SAPALDIA
PM10, annual mean	Prevalence of bronchitis in children, age 6-12 years (or 6-18)	1.08 (.98, 1.19)	PATY (Pollution and the Young) project (Hoek et al. 2012) analyzing data from ca. 40,000 children living in 9 countries. HRAPIE recommends applying to population 6-12 or 6-18, but to simplify we apply to children 5-17
PM10 daily mean	Asthma attacks in adults with asthma (≥ 15 yrs)	1.029 (1.013, 1.045)	As in previous study, meta-analysis of six studies, in past study was applied to population over 14. To avoid possible double counting with symptoms in children, we apply to the population of adults defined as 18+.
PM10 daily mean	Days with asthma symptoms in asthmatic children 5-19 years	1.028 (1.006, 1.051)	Meta-analysis of 36 panel studies of asthmatic children conducted in 51 populations, including 36 from Europe, (Weinmayr et al. 2010). HRAPIE recommends apply age 5-19, again for simplification we apply to stricter definition of children between 5-17 years.
PM10 two-week average	Restricted activity days, all ages	1.034 (1.03, 1.038)	Study of 12,000 adults followed for 6 years in 49 metropolitan areas of US (Ostro 1987)
PM10 two-week average	Work loss days, among working population	1.033 (1.028, 1.038)	Study of 12,000 adults followed for 6 years in 49 metropolitan areas of US (Ostro 1987)

APPENDIX 3. Source and approaches to calculate health baseline data for selected outcomes

	Outcome	Age applied	Source background rate
NO2	Mortality, all cause (natural)	30+	Number, ICD10 A00-R99,
	Prevalence of bronchitic symptoms in asthmatic children	5-17 years	Background rate of asthmatic children, "asthma ever", in Lai et al. (2009) – western Europe: 15.8%, standard deviation (SD) 7.8%; northern and eastern Europe: 5.1%, SD 2.7%, with a recommended alternative of "severe wheeze" in Lai et al. (2009) – western Europe: 4.9%; northern and eastern Europe: 3.5%. Prevalence of bronchitic symptoms among asthmatic children. 21.1% to 38.7% (Migliore et al., 2009; McConnell et al., 2003)
	Hospital admissions, respiratory diseases, all ages	all ages	Number of hospitalizations, all ages, ICD-10 I00-I99,
	Hospital days, respiratory diseases, all ages	all ages	Days of hospitalizations, all ages, ICD-10 I00-I99,
PM10	Mortality, all cause (natural)	≥30 year	Number, ICD10 A00-R99,
	Post-neonatal infant mortality, all cause	0-1 year	Number, ICD10 A00-Y899
	Hospital admissions, CVD diseases (includes stroke)	all ages	Number of hospitalizations, all ages, ICD-10 I00-I99
	Hospital days, CVD diseases (includes stroke)	all ages	Days of hospitalizations, all ages, ICD-10 I00-I99
	Hospital admissions, respiratory diseases	all ages	Number of hospitalizations, ICD-10 J00-J99
	Hospital days, respiratory diseases	all ages	Days of hospitalizations, ICD-10 J00-J99
	Incidence of chronic bronchitis in adults	≥18 years	Annual incidence is 3.9 per 1000 adults to be applied to ages above 18 , SAPALDIA study
	Prevalence of bronchitis in childrens	5-17 years	Prevalence average PATY study, 18.6% to be applied to ages 6-18 (Hoek 2012)
	Asthma attacks in adults with asthma	≥18 years	As previous study. Estimated as 0.21 asthma attach per adult per year, (this includes average 3-4 asthma attacks per year per asthmatics)
	Days with asthma symptoms in asthmatic children	5-17 years	Symptom-days. Estimated in children based on "Symptoms of sever asthma" over population 5-19 in ISAAC (Lai et al 2009) average "severe asthma" for Western Europe (4.9%). The daily incidence of symptoms among this group is assumed as 17% as in HRAPIE, draft document October 2013, multiplied by 365 gives the number of days of symptoms among asthmatics for one year
	Restricted activity days	≥18 years	Days with resctricted activity. As in original paper, 19 restricted activity per person per year (over population over 18 yeras of age).
	Work loss days	working population ages 15+	Days of missed work, HEIMTSA, percentage of persons employed 15+years, with background rate of 7.2 work loss days per person employed

APPENDIX 4. Health impact of GA contribution for PM10

Table A4a. All study area

	All study area								
	Exposure 2014			Exposure 2030			Exposure 2030		
	With population 2014 and mortality and morbidity as current			With population 2014 and mortality and morbidity as current			With population projected at 2030, same mortality rates as current		
	Baseline health data	Number cases	Percent total	Baseline health data	Number cases	Percent total	Baseline health data	Number cases	Percent total
FOR PM10 (sensitivity analysis-not to be added to NO2)									
Mortality, all cause (natural) (age ≥30) and infant (0-1 year)	3873	1	0.02%	3873	1	0.02%	5666	1	0.02%
Hospital admissions, cardiovascular diseases (includes stroke) (all ages)	6863	0	0.00%	6863	0	0.00%	8030	0	0.00%
Hospital days, cardiovascular diseases (includes stroke) (all ages)	89706	3	0.00%	89706	4	0.00%	104956	4	0.00%
Hospital admissions, respiratory diseases, all ages	5613	0	0.01%	5613	0	0.01%	6567	0	0.01%
Hospital days, respiratory diseases, (all ages)	53139	3	0.01%	53139	4	0.01%	62173	5	0.01%
Incidence of chronic bronchitis in adults (age≥18)	1981	1	0.04%	1981	1	0.06%	2330	1	0.06%
Prevalence of bronchitis in children (ages 5-17)	17081	5	0.03%	17081	7	0.04%	18993	8	0.04%
Asthma attacks in adults with asthma (age ≥18yrs)	106691	12	0.01%	106691	16	0.02%	125475	19	0.02%
Days with asthma symptoms in asthmatic children (age 5-17)	287421	30	0.01%	287421	42	0.01%	319599	47	0.01%
Restricted activity days, (active population age ≥18)	9652975	1236	0.01%	9652975	1721	0.02%	11352488	2026	0.02%
Work loss days, (active population age ≥18)	2434120	304	0.01%	2434120	424	0.02%	2746428	478	0.02%

Table A4b. Focus area

	Focus area								
	Exposure 2014			Exposure 2030			Exposure 2030		
	With population 2014 and mortality and morbidity as current			With population 2014 and mortality and morbidity as current			With population projected at 2030, same mortality rates as current		
FOR NO2	Baseline health data	Number cases	Percent total	Baseline health data	Number cases	Percent total	Baseline health data	Number cases	Percent total
FOR PM10 (sensitivity analysis-not to be added to NO2)									
Mortality, all cause (natural) (age ≥30) and infant (0-1 year)	1898	1	0.04%	1898	1	0.04%	2776	1	0.04%
Hospital admissions, cardiovascular diseases (includes stroke) (all ages)	3363	0	0.01%	3363	0	0.01%	3935	0	0.01%
Hospital days, cardiovascular diseases (includes stroke) (all ages)	43956	2	0.01%	43956	3	0.01%	51429	4	0.01%
Hospital admissions, respiratory diseases, all ages	2750	0	0.01%	2750	0	0.01%	3218	0	0.01%
Hospital days, respiratory diseases, (all ages)	26038	3	0.01%	26038	4	0.01%	30465	4	0.01%
Incidence of chronic bronchitis in adults (age≥18)	971	1	0.11%	971	1	0.11%	1142	1	0.11%
Prevalence of bronchitis in children (ages 5-17)	8370	4	0.07%	8370	6	0.07%	9307	7	0.07%
Asthma attacks in adults with asthma (age ≥18yrs)	52278	10	0.03%	52278	15	0.03%	61483	17	0.03%
Days with asthma symptoms in asthmatic children (age 5-17)	140836	27	0.03%	140836	38	0.03%	156604	42	0.03%
Restricted activity days, (active population age ≥18)	4729958	1108	0.03%	4729958	1544	0.03%	5562719	1817	0.03%
Work loss days, (active population age ≥18)	1192719	273	0.03%	1192719	380	0.03%	1345750	429	0.03%

V Rapport Ecoplan-Calcul des coûts

Plan sectoriel de l'infrastructure aéronautique (PSIA) de l'Aéroport de Genève-Cointrin (GA) : Evaluation d'impacts sur la santé (EIS)

Part Ecoplan: Cost calculation

26th April 2016

Impressum

Empfohlene Zitierweise

Autor: Ecoplan
Titel: Plan sectoriel de l'infrastructure aéronautique (PSIA) de l'Aéroport de Genève-Cointrin (GA) :
Evaluation d'impacts sur la santé (EIS)
Untertitel: Part Ecoplan: Cost calculation
Ort: Bern
Jahr: 26th April 2016

Projektteam Ecoplan

Christoph Lieb (project leader)
Heini Sommer (quality control)

Der Bericht gibt die Auffassung der Autoren wieder, die nicht notwendigerweise mit derjenigen des Auftraggebers oder der Begleitorgane übereinstimmen muss.

Ecoplan AG

Forschung und Beratung
in Wirtschaft und Politik

www.ecoplan.ch

Monbijoustrasse 14
CH - 3011 Bern
Tel +41 31 356 61 61
bern@ecoplan.ch

Schützengasse 1
Postfach
CH - 6460 Altdorf
Tel +41 41 870 90 60
altdorf@ecoplan.ch

Table of contents

1	Introduction.....	2
2	Methodology and input data.....	2
2.1	Air pollution.....	2
2.2	Noise	4
2.2.1	Health costs due to three health endpoints	5
2.2.2	Health cost due to annoyance and sleep disturbance.....	6
3	Results.....	8
3.1	Air pollution.....	8
3.1.1	Air pollution in 2014	8
3.1.2	Air pollution in 2030	9
3.1.3	Sensitivity analysis	10
3.2	Noise	12
3.2.1	Noise in 2014.....	12
3.2.2	Noise in 2030.....	14
3.2.3	Sensitivity analysis	16
3.3	Summary of health costs due to air pollution and noise.....	18
3.3.1	Health costs in 2014	18
3.3.2	Health costs in 2030	19
	References	22

1 Introduction

In order to express the health effects caused by Geneva airport in monetary terms we use the methodology developed in Ecoplan, Infrac (2014). In this study, the external effects of transport (including air transport) have been calculated for the whole of Switzerland for the year 2010. Ecoplan, Infrac (2014) considered 12 external costs categories. In the present report we concentrate on the health effects, i.e. two of these 12 effects: air pollution and noise.

The monetary value of the effects caused by **air pollution** is calculated based on the number of years of life lost, the number of work years lost, and the number of attributable cases for seven different non-fatal diseases. We consider the following cost categories:

- Medical treatment costs (costs due to hospitalisations, ambulant treatment, medication etc.)
- Net production losses due to permanent or temporary absence from workplace,
- Replacement recruitment costs (in case of permanent absence a new employee must be found for the job),
- Intangible costs due to reduced life expectancy and additional cases of illnesses (costs due to pain, suffering and shock and loss of "joie de vivre")

For **noise** there are two different approaches to calculate health costs : First, ischaemic heart disease, hypertensive disease and stroke are monetized in exactly the same way as the air pollution effects (based on years of life lost, the number of work years lost, and the number of attributable cases the four cost categories above are derived). Second, sleep disturbances and annoyance are calculated based on the reduction of apartment prices: Apartments exposed to high noise levels have lower rents than otherwise equal apartments in a quiet environment. The methodology is again taken from Ecoplan, Infrac (2014) and is based on the number of apartments exposed to noise.

The methodology of Ecoplan, Infrac (2014) is adjusted in order to be able to present results for 2014 and 2030, in particular the cost rates have to be adjusted to actual price levels in 2014 and to be predicted to 2030.

2 Methodology and input data

2.1 Air pollution

To monetise air pollution costs we use the same methodology as in Ecoplan, Infrac (2014, chapter 3). While Ecoplan, Infrac (2014) only considered costs in Switzerland, we now also include costs in France. However, we do not differentiate costs rates between countries. First, because only Swiss cost rates are readily available, they are also used for France. Se-

cond, the costs in France constitute only a minor part of total costs (6% in 2014 and 2030) so searching for French cost rates would not change the result considerably.

Note again that years of life lost, hospitalisation due to respiratory disease and bronchitis in children are derived from NO₂, the main pollutant used for calculation. However, for the other health endpoints the results are based on PM₁₀, as no epidemiological studies for these health endpoints are available for NO₂. As it will turn out the health endpoints derived from PM₁₀ only account for about 0.8% of total costs, so NO₂ is clearly the main pollutant.

The costs rates used are based on the following sources:¹

- Medical treatment costs: Hospital costs are based on official cost data (from the l'Office fédéral de la statistique OFS) for different health endpoints.²
- Net production losses: Production losses are also calculated from official OFS-data.
- Replacement recruitment costs: Replacement recruitment costs are considered to amount to 50% of the official yearly income (from the OFS).
- Intangible costs: The intangible costs due to premature death are calculated from the number of life years lost. We thus apply the value of a life year lost (VLYL) which in turn is derived from the value of statistical life (VOSL). The VOSL used so far in Switzerland is 3.4 mio. CHF (prices 2010). There is currently a discussion whether a new VOSL of 8.2 mio. CHF (prices 2010) derived from the OECD³ and adjusted to Switzerland should be applied instead. Since this discussion is still ongoing, we will apply the previous VOSL of 3.4 mio. CHF and make a sensitivity analysis with the higher value of 8.2 mio. CHF. The cost rates of morbidity cases are taken from different international sources.⁴

All costs rates in Ecoplan, Infrac (2014) are based on 2010 price levels. These have to be adjusted to 2014 for the Geneva airport. To do so we apply the updating tool that Ecoplan has prepared for the ARE (Office fédéral du développement territorial) to update the results to 2011 and the following years. In this tool the cost rates are adjusted using the consumption price index, growth of nominal wages, growth of prices in the health sector etc. The ensuing costs rates for 2014 are presented in the following figure. The most important cost rate is the value of a life year lost (VLYL) with 103'000 CHF.

¹ For details see Ecoplan, Infrac (2014), Externe Effekte des Verkehrs 2010, p. 140-150.

² Other medical treatment costs and costs for medicines are taken from different sources and are almost irrelevant for the final costs.

³ OECD (2012), Mortality Risk Valuation in Environment, Health and Transport Policies. The exact value for Switzerland is taken from the calculation by the WHO (2014), Health economic assessment tools (HEAT) for walking and for cycling).

⁴ For details see Ecoplan, Infrac (2014, Externe Effekte des Verkehrs 2010, p. 148-149).

Figure 1: Costs rates for air pollution costs in 2014

	CHF per	Medical treatment costs	Net production losses	Replacement recruitment costs	Intangible costs	Total
Years of life lost	Life year	-	-	-	103'230	103'230
Years of work lost	Work year	-	22'562	-	-	22'562
Per death of a worker (male/female)	Death	-	-	40'102 / 32'266	-	40'102 / 32'266
Days in hospital for cardiovascular disease	Day in hospital	1'557	105	-	834	2'495
Days in hospital for respiratory disease	Day in hospital	1'051	68	-	834	1'952
Chronic bronchitis in adults (age ≥18)	New case	6'786	317	-	113'721	120'824
Acute bronchitis in children (age 5-17)	Case of bronchitis	54	5	-	309	368
Asthma cases in adults (age ≥18)	Case of asthma	1	23	-	74	97
Asthma cases in children (age 5-17)	Case of asthma	1	5	-	74	79
Days with limited activity (age ≥18)	Day	-	62	-	222	284

To derive the costs in 2030, cost rates have to be predicted to 2030. The prediction for 2030 is also based on 2014 price levels, but real changes (such as growth of real wage rate) are taken into account. For these predictions, we extrapolate the development of the single input data in the last 8 to 10 years. This leads to the costs rates in the following figure. As an example the VLYL increases to 121'000 CHF due to increasing real wages.

Figure 2: Costs rates for air pollution costs in 2030

	CHF per	Medical treatment costs	Net production losses	Replacement recruitment costs	Intangible costs	Total
Years of life lost	Life year	-	-	-	121'045	121'045
Years of work lost	Work year	-	30'868	-	-	30'868
Per death of a worker (male/female)	Death	-	-	47'773 / 40'304	-	47'773 / 40'304
Days in hospital for cardiovascular disease	Day in hospital	1'768	143	-	978	2'889
Days in hospital for respiratory disease	Day in hospital	1'194	92	-	978	2'264
Chronic bronchitis in adults (age ≥18)	New case	6'786	434	-	133'346	140'566
Acute bronchitis in children (age 5-17)	Case of bronchitis	54	7	-	363	423
Asthma cases in adults (age ≥18)	Case of asthma	0	31	-	86	118
Asthma cases in children (age 5-17)	Case of asthma	0	7	-	86	93
Days with limited activity (age ≥18)	Day	-	85	-	260	345

2.2 Noise

One part of the health costs due to noise are calculated with the same methodology as the air pollution costs above. This is true for the health cost due to the three health endpoints ischaemic heart disease, hypertensive disease and stroke. However, sleep disturbances and annoyance are calculated based on the reduction of apartment prices. The methodology is again taken from Ecoplan, Infras (2014).

2.2.1 Health costs due to three health endpoints

For the three health endpoints ischaemic heart disease, hypertensive disease and stroke the same methodology is applied as for air pollution above or as in Ecoplan, Infras (2014, chapter 8). Again we use the same cost rates in Switzerland and in France.⁵ The cost rates for 2014 in the following figure are thus based on the same sources as the cost rates for air pollution above.⁶ We thus apply the same VLYL of 103'000 CHF for the year 2014.

Figure 3: Costs rates for noise costs in 2014

	CHF per	Medical treatment costs	Net production losses	Replacement recruitment costs	Intangible costs	Total
Years of life lost	Life year	-	-	-	103'230	103'230
Years of work lost	Work year	-	22'562	-	-	22'562
Per death of a worker (male/female)	Death	-	-	40'102 / 32'266	-	40'102 / 32'266
Ischaemic heart disease						
- Hospitalisations (stationary)	Hospitalisation	-	1'415	-	15'848	17'263
- Number of days in hospital (stationary)	Day in hospital	1'976	-	-	-	1'976
Hypertensive disease						
- Hospitalizations (stationary)	Hospitalisation	-	599	-	-	599
- Number of days in hospital (stationary)	Day in hospital	1'066	-	-	1'574	2'640
- Ambulatory treatment	Treatment	-	5	-	1'574	1'579
Stroke						
- Hospitalizations (stationary)	Hospitalisation	-	1'017	-	-	1'017
- Number of days in hospital (stationary)	Day in hospital	705	-	-	834	1'539

Again, the cost rates have to be forecasted to 2030 (see following figure). We apply the same forecast-methodology as for air pollution (prices 2014, but real changes until 2030 are incorporated). Thus we again use a VLYL of 121'000 CHF.

Figure 4: Costs rates for noise costs in 2030

	CHF per	Medical treatment costs	Net production losses	Replacement recruitment costs	Intangible costs	Total
Years of life lost	Life year	-	-	-	121'045	121'045
Years of work lost	Work year	-	30'868	-	-	30'868
Per death of a worker (male/female)	Death	-	-	47'773 / 40'304	-	47'773 / 40'304
Ischaemic heart disease						
- Hospitalizations (stationary)	Hospitalisation	-	1'936	-	18'583	20'519
- Number of days in hospital (stationary)	Day in hospital	2'245	-	-	-	2'245
Hypertensive disease						
- Hospitalizations (stationary)	Hospitalisation	-	820	-	-	820
- Number of days in hospital (stationary)	Day in hospital	1'211	-	-	1'846	3'057
- Ambulatory treatment	Treatment	-	7	-	1'846	1'852
Stroke						
- Hospitalizations (stationary)	Hospitalisation	-	1'392	-	-	1'392
- Number of days in hospital (stationary)	Day in hospital	801	-	-	978	1'779

⁵ Noise costs in France only constitute 9% in 2014 and 8% in 2030 of total noise costs.

⁶ See also Ecoplan, Infras (2014), Externe Effekte des Verkehrs 2010, p. 274-276.

2.2.2 Health cost due to annoyance and sleep disturbance

As usual the health costs due to annoyance and sleep disturbance are estimated based on the reduction of apartment prices. For this calculation we use the number of apartments exposed to more than 50 dB(A) during the day (L_{day} in 1dB(A)-classes). From the Swiss literature we know how many percent of rent prices are lost per dB(A) over 50 dB(A). Together with the average rent prices in Geneva this allows to calculate the final results.

a) Number of apartments exposed to noise

So we first need the number of apartments exposed to noise in 1 dB(A)-classes. Unfortunately, data on apartments were not available for this project. Therefore, we had to approximate apartment data by data on exposed persons. From the calculations of noise costs due to air transport in Switzerland (Ecoplan, Infras 2014) we know that in 2010 on average there were 2.52 times more people exposed to noise levels above 50 dB(A) from the Geneva airport than there were apartments. Therefore, we divide the data on persons in Switzerland exposed to noise from Geneva airport by 2.52 to arrive at data on exposed apartments. For the data for France, we use the number of apartments and the number of persons per municipality (differentiated by the "zone sensible" and the whole "zone d'étude").

We have data on noise in 2014 and 2030 for Switzerland and France (all differentiated by "zone sensible" and "zone d'étude").⁷ Since the data for 2030 are based on population in 2014, we used population growth between 2014 and 2030 to extrapolate the number of persons exposed in 2030 (increase by 17% in Switzerland and 16% in France). We thus assume that the number of apartments increases equally to the number of persons.

The resulting number of apartments are shown in the following figure. In 2014, there are 39'100 apartments exposed to noise from aircrafts in Switzerland and 5'200 additional apartments in France (in the "zone d'étude"). In 2030, the number increases to 40'700 apartments in Switzerland, but decreases to 5'050 in France. However, in Switzerland there is a shift from higher noise levels to lower noise levels.

b) Reduction of apartment prices due to noise

For the Geneva airport, apartment prices decrease by 0.48% for every dB(A) above 50 dB(A). This reduction has been derived in Ecoplan, Infras (2014, p. 266-271) and is mainly based on ZKB (2005).^{8,9}

⁷ Actually, our data are für L_{den} , not L_{day} . However, it has been shown that for air transport these two noise measures are very similar. In fact, for Switzerland in 2000 L_{den} and L_{day} for air transport noise were practically identical (Ecoplan 2013, Auswirkungen des Verkehrslärms auf die Gesundheit).

⁸ ZKB (2005), MIFLU Minderwert Fluglärm.

⁹ Since the reduction in apartment prices is lower for rented apartment than for owner-occupied apartments, the split between rented and owner-occupied apartments in the canton of Geneva is taken into account to derive the

Figure 5: Number of apartments exposed to noise in 2014 and 2030

Noise classes in dB(A)	2014				2030 (population 2030)			
	Switzerland		France		Switzerland		France	
	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible
50.0 - 50.9	2 549	2 293	905	255	3 519	3 187	1 022	514
51.0 - 51.9	3 706	3 459	691	411	3 649	3 432	747	460
52.0 - 52.9	2 969	2 703	664	443	5 449	4 806	925	816
53.0 - 53.9	4 276	3 363	569	569	4 130	2 828	419	419
54.0 - 54.9	4 284	3 446	637	637	4 178	3 900	300	300
55.0 - 55.9	3 384	3 245	253	253	3 395	3 223	270	270
56.0 - 56.9	3 049	2 934	216	216	2 776	2 627	268	268
57.0 - 57.9	2 840	2 585	212	212	2 043	1 743	207	207
58.0 - 58.9	2 003	1 784	270	270	2 389	2 204	318	318
59.0 - 59.9	1 728	1 596	260	260	1 978	1 703	305	305
60.0 - 60.9	2 013	1 829	262	262	1 951	1 898	154	154
61.0 - 61.9	1 730	1 730	137	137	1 730	1 730	44	44
62.0 - 62.9	1 975	1 975	53	53	1 382	1 382	26	26
63.0 - 63.9	944	944	25	25	671	671	6	6
64.0 - 64.9	758	758	6	6	771	771	10	10
65.0 - 65.9	522	522	1	1	384	384	10	10
66.0 - 66.0	245	245	8	8	152	152	3	3
67.0 - 67.9	66	66	11	11	123	123	10	10
68.0 - 68.9	79	79	-	-	21	21	-	-
69.0 - 69.9	14	14	8	8	13	13	0	0
> 70.0	4	4	8	8	5	5	9	9
Total >50 dB	39 138	35 574	5 197	4 044	40 710	36 804	5 053	4 149

c) Price level for apartments

Finally, the average rent per apartment is 17'400 CHF per year in 2014 and 20'400 CHF per year in 2030. These apartment prices are based on the official rent prices of the OFS. However, the published rent prices have to be adjusted in several ways.¹⁰ Apartment prices for 2014 are derived by applying the rental price index between 2010 and 2014. Apartment prices for 2030 are forecasted based on 2014 values and the trend development of the rental price index in the last 8 years.

final result of 0.48% per dB(A). For details see Ecoplan, Infrac (2014, Externe Effekte des Verkehrs 2010, p. 266-271).

¹⁰ First, from the rent prices for rented apartment, the prices for the owner-occupied apartments have to be estimated. Then the average price of an apartment exposed to noise must be derived taking into account that owner-occupied apartments tend to be in more quiet areas. Finally, the reduction in apartment prices starts from an apartment price without noise, thus the average price (including apartments exposed to noise) must be corrected upwards. For 2010 these steps were taken in Ecoplan, Infrac (2014, Externe Effekte des Verkehrs 2010, p. 271-273).

3 Results

3.1 Air pollution

3.1.1 Air pollution in 2014

The following figure shows the results for the health damages caused by air transport at the Geneva airport. In total, health costs of almost 25 mio. CHF are caused in the “zone d'étude”. 82% of these costs or 20.5 mio. CHF accrue to the zone sensible. The split between Switzerland and France shows that 94% of the costs are borne by Switzerland and only 6% by France.

The vast majority of costs (98.3% or 24.3 mio. CHF in the total zone d'étude) are due to life years lost. Thus the other 7 morbidities have only minor importance. Hospitalisations due to respiratory disease are responsible for 0.2 mio. CHF, whereas bronchitis in adults and days with restricted activity both cause costs of 0.1 mio. CHF. The remaining four health endpoints are negligible (cost below 0.01 mio. CHF each).

Figure 6: Costs due to air pollution by Geneva airport in 2014

	Switzerland		France		total		share in % total zone d'étude
	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	
Years of life lost	22.86	18.95	1.45	1.16	24.31	20.10	98.31%
Days in hospital for cardiovascular disease	0.006	0.006	0.000	0.000	0.006	0.006	0.03%
Days in hospital for respiratory disease	0.202	0.167	0.008	0.006	0.210	0.173	0.85%
Incidence of bronchitis in adults (age ≥18)	0.094	0.085	0.007	0.006	0.101	0.091	0.41%
Prevalence of bronchitis in children (age 5-17)	0.007	0.006	0.000	0.000	0.008	0.006	0.03%
Asthma cases in adults (age ≥18)	0.001	0.001	0.000	0.000	0.001	0.001	0.00%
Days with asthma symptoms in children (age 5-17)	0.002	0.002	0.000	0.000	0.002	0.002	0.01%
Days with limited activity (age ≥18)	0.078	0.078	0.010	0.009	0.089	0.087	0.36%
Total	23.25	19.29	1.48	1.18	24.73	20.47	100.00%
Share in %	94.0%	78.0%	6.0%	4.8%	100.0%	82.8%	

The following figure presents the split between different cost categories for the total “zone d'étude”. Intangible cost are responsible for 96% or 23.8 mio. CHF. Production losses are responsible for 2.6% or 0.6 mio. CHF and medical costs and replacement costs account for 0.5% or 0.1 mio. CHF each. These percentages are almost identical in 2030 so that the corresponding figure is not shown for 2030 below.

Figure 7: Costs due to air pollution by Geneva airport in 2014 by cost categories (zone d'étude)

mio. CHF (zone d'étude)	Medical treatment	Net production	Replacement	Intangible	Total
	costs	losses	recruitment costs	costs	
Years of life lost	-	0.62	0.12	23.57	24.31
Days in hospital for cardiovascular disease	0.004	0.000	-	0.002	0.006
Days in hospital for respiratory disease	0.113	0.007	-	0.090	0.210
Incidence of bronchitis in adults (age ≥18)	0.006	0.000	-	0.095	0.101
Prevalence of bronchitis in children (age 5-17)	0.001	0.000	-	0.006	0.008
Asthma cases in adults (age ≥18)	0.000	0.000	-	0.001	0.001
Days with asthma symptoms in children (age 5-17)	0.000	0.000	-	0.002	0.002
Days with limited activity (age ≥18)	-	0.010	-	0.078	0.089
Total	0.12	0.64	0.12	23.85	24.73
Share in %	0.5%	2.6%	0.5%	96.4%	100.0%

3.1.2 Air pollution in 2030

The forecast for 2030 shows that air pollution costs of the Geneva airport will more than double until 2030. They will amount to 53 mio. CHF. The increase is slightly higher in Switzerland (factor 2.15) than in France (factor 2.08), but still 6% of the costs accrue in France. As in 2014 83% of the costs are borne by people in the "zone sensible". Also the percentages of the different health endpoints remain similar, although the dominance of the life years lost becomes even slightly more pronounced.

Figure 8: Costs due to air pollution by Geneva airport in 2030

mio. CHF	Switzerland		France		total		share in % total zone d'étude
	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	
Years of life lost	49.14	40.73	3.02	2.40	52.16	43.14	98.51%
Days in hospital for cardiovascular disease	0.012	0.011	0.000	0.000	0.012	0.011	0.02%
Days in hospital for respiratory disease	0.373	0.309	0.014	0.011	0.387	0.320	0.73%
Incidence of bronchitis in adults (age ≥18)	0.179	0.161	0.014	0.012	0.193	0.173	0.37%
Prevalence of bronchitis in children (age 5-17)	0.012	0.010	0.001	0.001	0.013	0.011	0.02%
Asthma cases in adults (age ≥18)	0.002	0.002	0.000	0.000	0.002	0.002	0.00%
Days with asthma symptoms in children (age 5-17)	0.004	0.004	0.000	0.000	0.004	0.004	0.01%
Days with limited activity (age ≥18)	0.159	0.156	0.020	0.018	0.179	0.174	0.34%
Total	49.88	41.39	3.07	2.44	52.95	43.83	100.00%
Share in %	94.2%	78.2%	5.8%	4.6%	100.0%	82.8%	

The following reasons explain why health costs due to air pollution increase so markedly until 2030:

- According to the Sede-report (2014) emissions of air pollutants by air transport increase by 36% between 2014 and 2030. This is probably mainly due to the raising number of LTO-cycles (landing and take off).

- Real changes in price levels lead to an increase by 18%.
- Finally, changes in the affected population lead to a further increase by 34%.¹¹ Due to population growth the seven morbidity health endpoints increase by 11% to 18% depending on the age groups considered. However, the very dominant years of life lost increase by 34%. The reason for this much more pronounced increase is ageing: For the morbidity outcomes we apply the growth rate of total population (or e.g. population above 18) which increases moderately. However, in the calculation of the years of life lost we consider the increased probability of dying for one year age groups. Victims of air pollution tend to be rather old and the older population is increasing much faster than total population due to ageing. This explains the higher growth rate of years of life lost.

These three causes explain the total increase by a factor of 2.14 (= 1.36 * 1.18 * 1.34).

3.1.3 Sensitivity analysis

There are several uncertainties involved in the estimation of air pollution costs. Therefore, a sensitivity analysis is conducted. There are two main sources of uncertainties:

- The dose-response-function for the years of life lost has a 95%-confidence interval of $\pm 42\%$.¹²
- The value of a life year lost (VLYL that is derived from the value of statistical life VOSL) is taken from previous studies. However, as mentioned above there is now a discussion in Switzerland whether a new and considerably higher VOSL based on OECD (2012) should be used instead of the previous value. If the new VOSL is applied, the VLYL increases by a factor of 2.7 (slightly less in 2030 because according to the OECD the VOSL grows more slowly than assumed so far).

The results of these sensitivity analyses are shown in the following two figures. Since health costs due to years of life lost are very dominant, the changes in the assumptions almost directly determine the final variation in the result. With a “stronger” or “less strong” relationship between air pollution and life years lost the costs vary by $\pm 42\%$, so that costs in 2014 are between 14 and 35 mio. CHF and in 2030 between 31 and 75 mio. CHF. If the higher VOSL is applied, the costs can even be as high as 66 mio. CHF in 2014 and 136 mio. CHF in 2030 (about 160% more than with the lower VOSL).

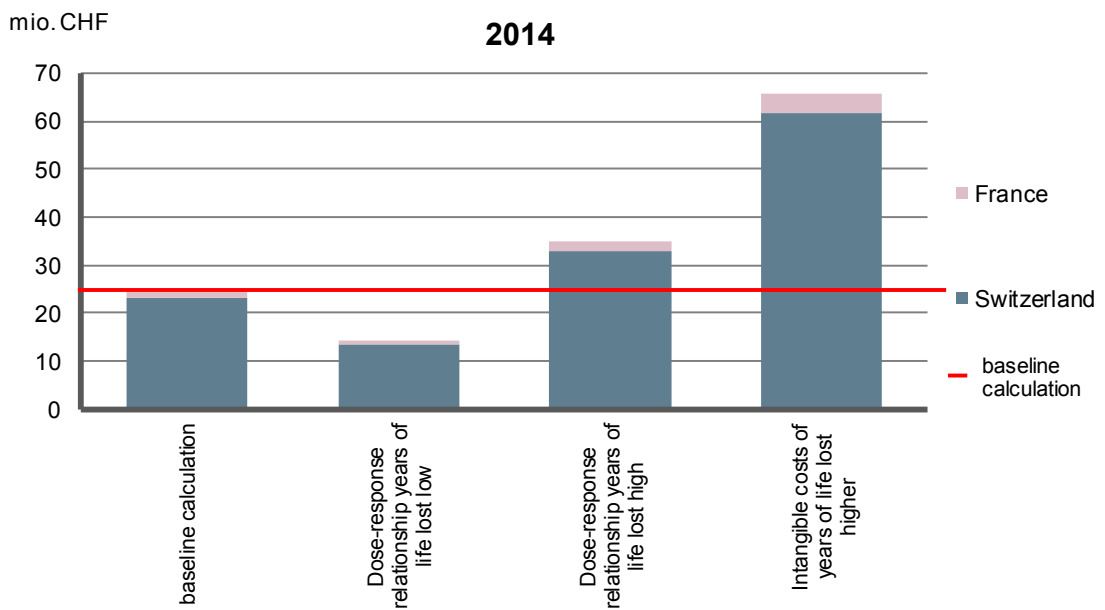
¹¹ To calculate this result we conducted a hypothetical third calculation for air pollution emissions and price levels 2030, but with the population of 2014.

¹² Of course the dose-response-functions for the other health endpoints also have confidence intervals. We also calculated sensitivity results for these, but since the contribution of all other health endpoints to the total costs is only 1.7% (2014) or 1.5% (2030) uncertainties for these health endpoints have almost no effect on the final result ($\pm 0.3\%$) and are thus not shown in the main text. The same holds also true for the cost rates for these health endpoints.

Figure 9: Sensitivity analysis for costs due to air pollution by Geneva airport

health costs due to air pollution in mio. CHF	2014			2030		
	Switzerland	France	Total	Switzerland	France	Total
baseline calculation	23.2	1.5	24.7	49.9	3.1	52.9
Dose-response relationship years of life lost low	13.6	0.9	14.4	29.1	1.8	30.9
Dose-response relationship years of life lost high	32.9	2.1	35.0	70.6	4.3	74.9
Intangible costs of years of life lost higher	61.7	3.9	65.6	128.4	7.8	136.3
écart par rapport au calcul de base						
Dose-response relationship years of life lost low	-41.6%	-41.6%	-41.6%	-41.7%	-41.6%	-41.7%
Dose-response relationship years of life lost high	41.4%	41.3%	41.4%	41.5%	41.4%	41.5%
Intangible costs of years of life lost higher	165.3%	163.5%	165.2%	157.5%	155.5%	157.4%

Figure 10: Sensitivity analysis for costs due to air pollution by Geneva airport in 2014



3.2 Noise

3.2.1 Noise in 2014

a) Noise costs due to annoyance and sleep disturbance

Figure 11 shows that the noise costs due to annoyance and sleep disturbance in 2014 amount to 22.4 mio. CHF in the “zone d'étude”. In the “zone sensible” 93% of all costs are located. 91% of the costs in the “zone d'étude” accrue in Switzerland and 9% in France.

Most of the costs (73%) are due to noise levels between 55 and 65 dB(A). Lower noise levels between 50 and 55 dB(A) are also important (21% of costs), whereas noise levels above 65% only account for 6% of the costs.

Figure 11: Noise costs due to annoyance and sleep disturbance in 2014

noise classes in dB(A)	Switzerland		France		total		share in %
	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude
50.0 - 54.9	4.03	3.36	0.67	0.56	4.70	3.91	21.0%
55.0 - 59.9	7.74	7.20	0.76	0.76	8.50	7.96	38.0%
60.0 - 64.9	7.43	7.27	0.45	0.45	7.88	7.72	35.2%
65.0 - 69.9	1.25	1.25	0.04	0.04	1.29	1.29	5.8%
70.0 - 74.9	0.01	0.01	0.01	0.01	0.02	0.02	0.1%
Total	20.47	19.09	1.93	1.82	22.40	20.91	100.0%
Share in %	91.4%	85.2%	8.6%	8.1%	100.0%	93.4%	

b) Noise costs due to three additional health endpoints

The additional noise costs due to ischaemic heart disease, hypertensive disease and stroke amount to 4.8 mio. CHF. Ischaemic heart disease and hypertensive disease both contribute about 45% of these costs, whereas stroke is only responsible for 10% of the costs. Years of life lost are responsible for the major part of the costs (63%), but much less dominant than for air pollution (98%). Instead, ambulatory treatments are responsible for 27% of the costs and hospitalisations for 10%.

The distribution between Switzerland and France is practically identical to the distribution above for annoyance and sleep disturbance. But slightly less is located in the zone sensible (91.6% instead of 93.4%).

Looking at the distribution between the different costs categories (not shown in any figure) we realise that as for air pollution intangible cost are dominant with 94%. Medical treatment costs are responsible for 4% of the costs, net production losses for 1.6% and replacement recruitment costs for 0.2% (these numbers are also true for 2030).

Figure 12: Noise costs due to three additional health endpoints in 2014

	Switzerland		France		total		share in %
	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	
Ischaemic heart disease	2.03	1.88	0.20	0.16	2.22	2.04	46.3%
– Life years lost	1.73	1.60	0.17	0.14	1.90	1.74	39.5%
– Hospitalizations	0.30	0.28	0.02	0.02	0.32	0.30	6.8%
Hypertensive disease	1.93	1.78	0.18	0.14	2.10	1.92	43.8%
– Life years lost	0.68	0.63	0.06	0.05	0.75	0.69	15.6%
– Hospitalizations	0.03	0.03	0.00	0.00	0.04	0.03	0.8%
– Ambulatory treatment	1.21	1.11	0.11	0.09	1.32	1.20	27.4%
Stroke	0.44	0.41	0.04	0.03	0.48	0.44	9.9%
– Life years lost	0.35	0.32	0.03	0.03	0.38	0.35	8.0%
– Hospitalizations	0.09	0.09	0.00	0.00	0.09	0.09	2.0%
Total	4.40	4.06	0.41	0.34	4.80	4.40	100.0%
– Life years lost	2.76	2.55	0.27	0.22	3.03	2.78	63.1%
– Hospitalizations	0.43	0.39	0.03	0.02	0.46	0.42	9.5%
– Ambulatory treatment	1.21	1.11	0.11	0.09	1.32	1.20	27.4%
share in total	91.5%	84.6%	8.5%	7.0%	100.0%	91.6%	

c) Total noise costs

The total noise costs in 2014 therefore sum up to 27 mio. CHF (see following figure). 82% of these costs are caused by annoyance and sleep disturbance (measured by reduced apartment prices), while the remaining 18% are due to the other three health endpoints.

Figure 13: Total noise costs in 2014

	Switzerland		France		total		share in %
	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	
Reduction of apartments prices	20.47	19.09	1.93	1.82	22.40	20.91	82.3%
Health costs	4.40	4.06	0.41	0.34	4.80	4.40	17.7%
Total noise costs	24.86	23.15	2.34	2.16	27.20	25.31	100.0%
share in total	91.4%	85.1%	8.6%	7.9%	100.0%	93.0%	

3.2.2 Noise in 2030

a) Noise costs due to annoyance and sleep disturbance

The predicted noise cost in 2030 for annoyance and sleep disturbance amount to 25 mio. CHF (in the “zone d'étude”) and are thus 11% higher than in 2014. In the “zone sensible” again 93% of all costs are located. 92% of the costs in the “zone d'étude” accrue in Switzerland (thus 0.6% more than 2014) and 8% in France. There is also a slight shift from higher noise levels to lower noise levels between 2014 and 2030.

The following reasons explain the development of noise costs due to annoyance and sleep disturbance between 2014 and 2030:

- Although the number of LTO-cycles (landing and take off) of large aircrafts increases by 30%,¹³ the noise emissions decrease: The fleet of 2030 is acoustically more favourable than in 2014 (new aircraft types A320N and CS100), so that this (over-) compensates for the increase in the number of movements. The noise emissions thus decrease by 0.7 dB(A). This leads to a reduction in noise costs due to annoyance and sleep disturbance by 19%.
- Real changes in price levels lead to an increase by 18%.
- Furthermore, costs increase due to population growth and thus a rising number of apartments. This accounts for an increase by 17%.¹⁴

These three causes explain the total increase by a factor of 1.11 (= 0.81 * 1.18 * 1.17). Thus without changes in price levels, we would observe a decrease in noise costs. Also without population growth, we could state falling noise costs.

Figure 14: Noise costs due to annoyance and sleep disturbance in 2030

mio. CHF noise classes in dB(A)	Switzerland		France		total		share in % zone d'étude
	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	
50.0 - 54.9	5.27	4.50	0.66	0.57	5.93	5.07	23.9%
55.0 - 59.9	8.88	8.07	1.01	1.01	9.89	9.08	39.8%
60.0 - 64.9	7.59	7.54	0.26	0.26	7.85	7.80	31.6%
65.0 - 69.9	1.10	1.10	0.04	0.04	1.13	1.13	4.6%
70.0 - 74.9	0.01	0.01	0.02	0.02	0.03	0.03	0.1%
Total	22.86	21.22	1.99	1.89	24.84	23.11	100.0%
Share in %	92.0%	85.4%	8.0%	7.6%	100.0%	93.0%	

¹³ Including small aircrafts the rise is only 26% since the number of LTO for small aircrafts declines slightly (see part EMPA of report).

¹⁴ To calculate this result we conducted a hypothetical third calculation for noise levels 2030 and price levels 2030, but with the population of 2014.

b) Noise costs due to three additional health endpoints

The additional noise costs due to ischaemic heart disease, hypertensive disease and stroke amount to 6.3 mio. CHF in 2030 and thus increase by 32%. As in 2014, ischaemic heart disease and hypertensive disease both contribute about 45% of these costs, whereas stroke is only responsible for 10% of the costs. Years of life lost are responsible for a larger part than 2014 (68% versus 63%). Thus the shares of ambulatory treatments and hospitalisations decrease slightly (from 27% to 24% and from 10% to 8%, respectively).

Figure 15: Noise costs due to additional health endpoints in 2030

	Switzerland		France		total		share in %
	mio. CHF	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	
Ischaemic heart disease	2.73	2.51	0.23	0.20	2.96	2.71	46.8%
– Life years lost	2.38	2.20	0.21	0.18	2.59	2.38	41.0%
– Hospitalizations	0.34	0.31	0.02	0.02	0.36	0.33	5.8%
Hypertensive disease	2.52	2.32	0.20	0.17	2.72	2.49	42.9%
– Life years lost	1.08	0.99	0.09	0.07	1.16	1.07	18.4%
– Hospitalizations	0.04	0.04	0.00	0.00	0.04	0.04	0.7%
– Ambulatory treatment	1.40	1.29	0.11	0.10	1.51	1.38	23.9%
Stroke	0.61	0.56	0.05	0.04	0.65	0.60	10.3%
– Life years lost	0.50	0.46	0.04	0.04	0.55	0.50	8.6%
– Hospitalizations	0.10	0.10	0.00	0.00	0.11	0.10	1.7%
Total	5.85	5.39	0.48	0.41	6.33	5.80	100.0%
– Life years lost	3.96	3.66	0.34	0.29	4.30	3.95	68.0%
– Hospitalizations	0.48	0.45	0.03	0.02	0.51	0.47	8.1%
– Ambulatory treatment	1.40	1.29	0.11	0.10	1.51	1.38	23.9%
share in total	92.4%	85.1%	7.6%	6.5%	100.0%	91.7%	

The following reasons explain the development of these noise costs between 2014 and 2030:

- The lower noise levels emitted by modern aircrafts lead to a reduction in health costs by 17%.¹⁵
- Real changes in price levels again lead to an increase by 18%.
- Finally, changes in the affected population lead to a further increase by 35%. Due to population growth the hospitalisations and ambulatory treatments increase by 16% and 17% respectively. However, the years of life lost increase by 39% (ischaemic heart disease), 46% (stroke) and 59% (hypertensive disease). As in air pollution the reason for this

¹⁵ The reduction of 17% is slightly lower than the reduction of sleep disturbance and annoyance, because of different noise thresholds (50 dB(A) for sleep disturbance and 48 dB(A) for the three additional health endpoints).

much more pronounced increase is ageing: In the calculation of the years of live lost we consider the increased probability of dying for one year age groups due to the three different morbidities. Victim of all three morbidities, but in particular of hypertensive disease tend to be rather old and the older population is increasing much faster than total population due to ageing.

These three causes explain the total increase by a factor of 1.32 (= 0.83 * 1.18 * 1.35). Without population growth and ageing, we would thus observe slightly lower noise costs than in 2014 (4.7 instead of 4.8 mio. CHF).

c) Total noise costs

The total noise costs in 2030 therefore sum up to 31 mio. CHF (see following figure), a 15%-increase compared to 2014. 80% (instead of 82% in 2014) of these costs are caused by annoyance and sleep disturbance (measured by reduced apartment prices), while the remaining 20% are due to the other three health endpoints.

Without population growth and ageing, we would again observe slightly lower noise costs (26.0 instead of 27.2 mio. CHF in 2014).

Figure 16: Total noise costs in 2030

mio. CHF	Switzerland		France		total		share in %
	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude
Reduction of apartment prices	22.86	21.22	1.99	1.89	24.84	23.11	79.7%
Health costs	5.85	5.39	0.48	0.41	6.33	5.80	20.3%
Total noise costs	28.70	26.60	2.47	2.31	31.17	28.91	100.0%
share in total	92.1%	85.4%	7.9%	7.4%	100.0%	92.8%	

3.2.3 Sensitivity analysis

We also conduct a sensitivity analysis for noise costs. There are three main sources of uncertainty in the noise calculations:

- The reduction of apartment prices due to noise could also be 30% lower or 30% higher (due to the analysis of different studies of the relationship between apartment prices and noise).¹⁶
- The dose-response-functions have the following 95%-confidence intervals:

¹⁶ For details see Ecoplan, Infras (2014), Externe Effekte des Verkehrs 2010, p. 271.

- Ischaemic heart disease: $\pm 66\%$
- Hypertensive disease: -56% / $+53\%$
- Stroke: -100% / $+348\%$
- As mentioned above the VOSL (and the VLYL) could be 2.7-times higher (slightly less in 2030), if new research results would be taken into account (open discussion). Furthermore, we also increase intangible costs of hospital admissions and ambulant treatments by 50% in this sensitivity analysis. The higher VOSL is dominant in this sensitivity analysis (87% of the change is due to the higher VOSL).

The results of these sensitivity analyses are shown in the following two figures. Since apartment prices constitute a major part of the final results, a change in prices by $\pm 30\%$ varies noise costs by $\pm 24\%$. Uncertainties in the dose-response-functions lead to about 12% lower or 17% higher costs (slightly larger intervals in 2030). Finally the larger intangible costs lead to about 23% higher cost (again slightly larger intervals in 2030). Thus, noise costs in 2014 vary between 20 and 34 mio. CHF and in 2030 between 24 and 39 mio. CHF.

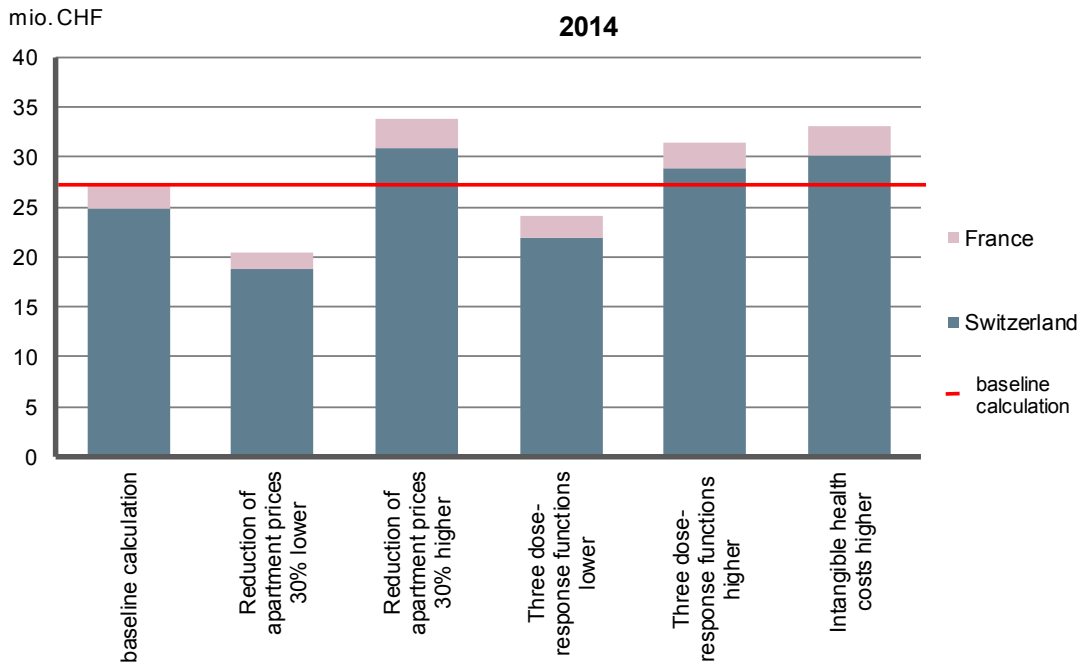
Overall, noise results can be calculated with more precision than air pollution results. The reason is that the dominant reduction in apartment prices has smaller uncertainties than the calculation of the additional health costs due to noise and air pollution. For the additional health costs due to noise the uncertainties are in a similar order of magnitude than for air pollution.

Figure 17: Sensitivity analysis for costs due to aircraft noise in Geneva

mio. CHF	2014					2030				
	Switzerland	France	A/SD	AHE	total	Switzerland	France	A/SD	AHE	total
baseline calculation	24.9	2.3	22.4	4.8	27.2	28.7	2.5	24.8	6.3	31.2
Reduction of apartment prices 30% lower	18.7	1.8	15.7	4.8	20.5	21.8	1.9	17.4	6.3	23.7
Reduction of apartment prices 30% higher	31.0	2.9	29.1	4.8	33.9	35.6	3.1	32.3	6.3	38.6
Three dose-response functions lower	22.0	2.1	22.4	1.7	24.1	24.9	2.2	24.8	2.2	27.0
Three dose-response functions higher	28.8	2.7	22.4	9.1	31.5	34.0	2.9	24.8	12.1	36.9
Intangible health costs, high value	30.2	2.9	22.4	10.7	33.1	35.9	3.1	24.8	14.2	39.0
deviation (%) from the baseline calculation										
Reduction of apartment prices 30% lower	-24.7%	-24.8%	-30.0%	0.0%	-24.7%	-23.9%	-24.2%	-30.0%	0.0%	-23.9%
Reduction of apartment prices 30% higher	24.7%	24.8%	30.0%	0.0%	24.7%	23.9%	24.2%	30.0%	0.0%	23.9%
Three dose-response functions lower	-11.6%	-11.4%	0.0%	-65.5%	-11.6%	-13.4%	-12.7%	0.0%	-65.7%	-13.3%
Three dose-response functions higher	15.9%	15.1%	0.0%	89.6%	15.8%	18.5%	17.2%	0.0%	90.6%	18.4%
Intangible health costs, high value	21.6%	22.2%	0.0%	122.9%	21.7%	25.1%	24.8%	0.0%	123.7%	25.1%

A / SD = annoyance and sleep disturbance, AHE = additional health endpoints

Figure 18: Sensitivity analysis for costs due to aircraft noise in Geneva in 2014



3.3 Summary of health costs due to air pollution and noise

3.3.1 Health costs in 2014

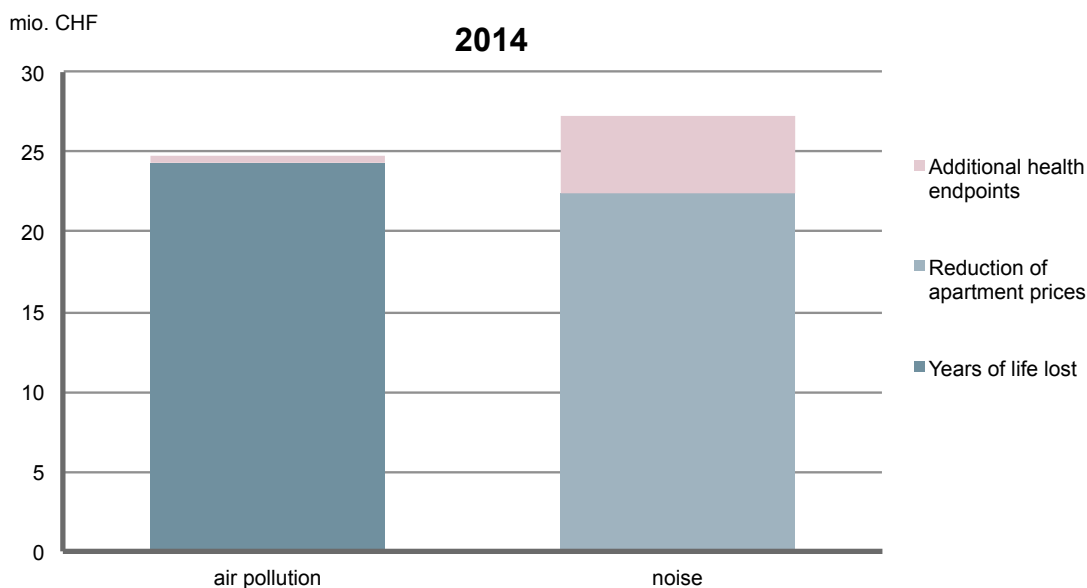
In the following two figures, we summarise the result for air pollution and noise in 2014. Total costs of 52 mio. CHF split almost evenly between air pollution and noise, where noise costs (27 mio. CHF or 52%) are slightly higher than air pollution costs (25 mio. CHF or 48%). In France, the share of air pollution costs is lower (39%) than in Switzerland (48%). Furthermore, the share of air pollution is always somewhat lower in the “zone sensible” (3 percentage points lower), because a higher percentage of noise costs accrue in the “zone sensible” (93% – see Figure 13) or in other words noise costs are located nearer to the airport.

If we apply the higher VOSL, the total health costs in 2014 amount to 98.7 mio. CHF, almost double the value presented in Figure 19.

Figure 19: Summary of health costs caused by Geneva airport in 2014

	Switzerland		France		total		share in % total zone d'étude
	mio. CHF	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	
air pollution	23.25	19.29	1.48	1.18	24.73	20.47	47.6%
years of life lost	22.86	18.95	1.45	1.16	24.31	20.10	46.8%
additional health endpoints	0.39	0.34	0.03	0.02	0.42	0.37	0.8%
noise	24.86	23.15	2.34	2.16	27.20	25.31	52.4%
reduction of apartment prices	20.47	19.09	1.93	1.82	22.40	20.91	43.1%
additional health endpoints	4.40	4.06	0.41	0.34	4.80	4.40	9.2%
total	48.11	42.44	3.82	3.34	51.93	45.78	100.0%
share of air pollution	48.3%	45.5%	38.7%	35.3%	47.6%	44.7%	
share of noise	51.7%	54.5%	61.3%	64.7%	52.4%	55.3%	

Figure 20: Summary of health costs caused by Geneva airport in 2014



3.3.2 Health costs in 2030

While noise costs are slightly higher in 2014 than air pollution costs, in 2030 air pollution are clearly dominant: They increase strongly to 53 mio. CHF or 63% of total costs whereas noise costs only increase to 31 mio. CHF or 37% of total costs. Thus total health costs caused by the Geneva airport are expected to be 84 mio. CHF. Again, in France, the share of air pollution costs is lower (55%) than in Switzerland (63%). Furthermore, the share of air pollution is

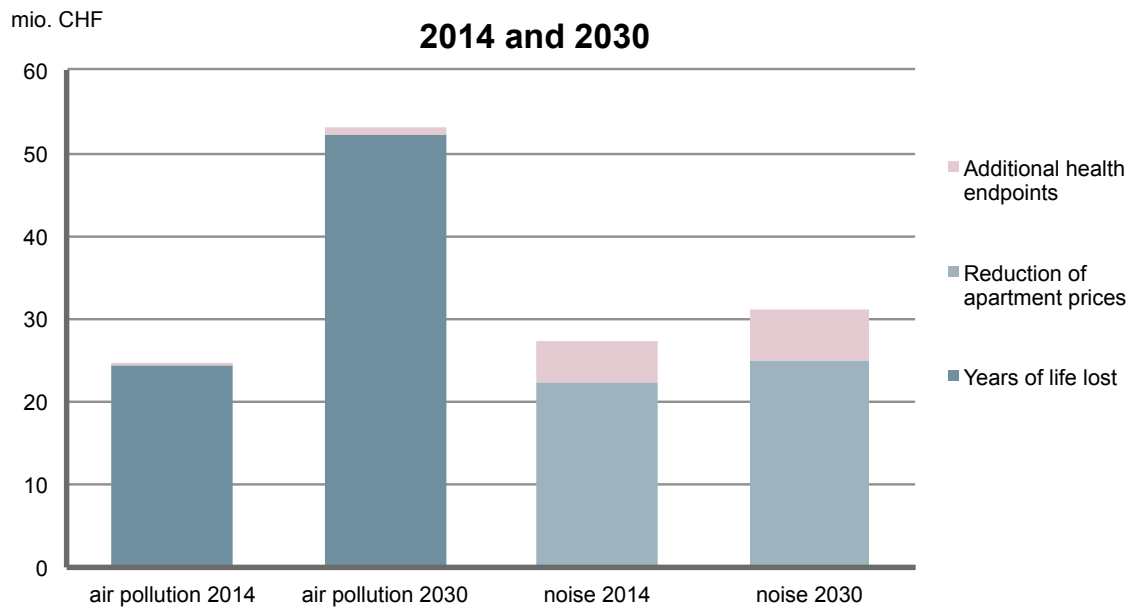
always somewhat lower in the “zone sensible”. In Figure 22 we show noise and air pollution costs in 2014 and 2030 for comparison.

If we apply the higher VOSL, the total health costs in 2030 amount to 175 mio. CHF, more than double the value presented in Figure 21.

Figure 21: Summary of health costs caused by Geneva airport in 2030

	Switzerland		France		total		share in % total zone d'étude	
	mio. CHF	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude	zone sensible	zone d'étude		zone sensible
air pollution		49.88	41.39	3.07	2.44	52.95	43.83	62.9%
years of life lost		49.14	40.73	3.02	2.40	52.16	43.14	62.0%
additional health endpoints		0.74	0.65	0.05	0.04	0.79	0.69	0.9%
noise		28.70	26.60	2.47	2.31	31.17	28.91	37.1%
reduction of apartment prices		22.86	21.22	1.99	1.89	24.84	23.11	29.5%
additional health endpoints		5.85	5.39	0.48	0.41	6.33	5.80	7.5%
total		78.58	67.99	5.53	4.75	84.12	72.74	100.0%
share of air pollution		63.5%	60.9%	55.4%	51.4%	62.9%	60.3%	
share of noise		36.5%	39.1%	44.6%	48.6%	37.1%	39.7%	

Figure 22: Summary of health costs caused by Geneva airport in 2014 and 2030



The reasons for the changes between 2014 and 2030 were explained above and can be summarized as follows:

- Due to real price changes all results increase by 18%.
- Air pollution emissions increase by 36%. In contrast, noise emissions decrease by about 18% due of technical progress in the aircraft fleet.
- Finally population growth and ageing lead to about 34% higher health costs for air pollution and the additional noise health endpoints. The reduction in apartment prices increase only by 17% due to a rise in the number of apartments (caused by increasing population).

Thus, noise costs increase less than air pollution costs because of two main reasons: First, noise emissions by modern aircrafts decrease while air pollution emissions increase markedly. Second, a large part of noise costs (i.e. apartment prices) does not increase because of ageing.

Without population growth and ageing, we would observe slightly lower noise costs (26.0 in 2030 instead of 27.2 mio. CHF in 2014) and less pronounced increase in air pollution costs (39.7 mio. CHF in 2030 instead of 24.7 mio. CHF in 2014). Thus total health cost in 2030 would only amount to 65.7 mio. CHF if the same population were exposed than in 2014 – an increase of 13.7 mio. CHF compared to 2014. Therefore, population growth and aging are responsible for more than half of the increase between 2014 and 2030 (a further increase by 18.5 mio. CHF).

References

Ecoplan (2013)

Auswirkungen des Verkehrslärms auf die Gesundheit. Berechnung von DALY für die Schweiz. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt.

Ecoplan, Infras (2014)

Externe Effekte des Verkehrs 2010. Monetarisierung von Umwelt-, Unfall- und Gesundheitseffekten. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Raumentwicklung (ARE). Bern, Zürich und Altdorf. Online:
<http://www.are.admin.ch/themen/verkehr/00252/00472/index.html?lang=de> (19.1.2016).

OECD (2012)

Mortality Risk Valuation in Environment, Health and Transport Policies. Online:
<http://www.oecd.org/environment/mortalityriskvaluationinenvironmenthealthandtransport/policies.htm> (10.8.2015).

Sede Societe d'étude de l'environnement (2014)

Aéroport International de Genève: Projections 2030 de la qualité de l'air.

WHO World Health Organization Regional Office for Europe (2014)

Health economic assessment tools (HEAT) for walking and for cycling. Economic Assessment of transport infrastructure and policies. Methods and user guide, 2014 update. Online:
http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0010/256168/ECONOMIC-ASSESSMENT-OF-TRANSPORT-INFRASTRUCTURE-AND-POLICIES.pdf?ua=1 (25.10.2015).

ZKB Zürcher Kantonalbank (2005)

MIFLU Minderwert Fluglärm. Zitiert in: SIV infos (2006), Wertverminderung – Zum Stand der Minderwertdiskussion bei immissionsbetroffenen Grundstücken. Schweiz. Immobilienschätzer-Verband. SIVinfos Nr. 21, März 2006. Online:
<http://www.siv.ch/de/siv-infos.html> (21.1.16).

IV Questionnaire enquête téléphonique

Enquête sur la santé et la qualité de vie en milieu urbain | EIS GA | Questionnaire

Communication d'intro pour enquêteurs

« Une enquête sur la santé de la population et la qualité de vie en milieu urbain dans le Bassin lémanique, menée par le Groupe de recherche en environnement et santé (GRES) de l'Université de Genève ». Enquête sans but commercial. Avec garantie totale de l'anonymat.

Base récurrente pour l'évaluation : échelle de 0 à 10 sur deux extrêmes verbalisés (p. ex. 0=très mauvais VS. 10=Excellent, évitant les catégorisations pouvant être interprétée différemment en fonction de la maîtrise de la langue. Partir de l'extrémité « 0 » plutôt que de « 1 » permet d'avoir un milieu net, à « 5 ».

Base de l'échantillonnage : analyse en 3 zones (1ère enveloppe **A** très exposée, 2ème enveloppe **B** moyennement exposée, groupe témoin **C** peu ou pas exposé au bruit aérien) → marge d'incertitude générale $\pm 5,5 \%$ (entre $\pm 4 \%$ et $\pm 6 \%$ selon sous-groupes)

Choix des communes analysées : GE et France voisine, échantillonnage aléatoire mais proportionnel par commune, en fonction de la population communale.

N.B. I | CI-DESSOUS : TOUT TEXTE ECRIT, tel que lu par les enquêteurs, formulations orientées pour l'oral.

N.B. II | pour la sélection des répondants : partir sur du **18 ans et plus**

I. Intro | Prise d'infos « socio-démo » (pour sélection des publics-cibles)

1. Quel est votre âge / tranche d'âge ?
2. Êtes-vous un homme ou une femme ?
3. Quelle est la composition de votre foyer (couple, enfants) ?
4. Depuis quand vivez-vous dans cette commune ? (exclusif si après mars 2015)

II. Santé générale

5. Pour commencer, comment évaluez-vous **votre propre santé** (en pensant à l'année 2015 dans son ensemble) *sur une échelle de 0 à 10 où 0 signifie très mauvaise et 10 excellente* ?
6. Je vais maintenant vous citer différents états dans lesquels on peut se sentir et, pour chacun, vous me direz à quelle fréquence il vous arrive d'être dans cet état, si 0 signifie jamais et 10 très souvent ?

(PROPOSITIONS SUIVANTES EN RANDOM)

- | | |
|---------------------------|--|
| i. Etre fatigué | vi. Avoir la toux |
| ii. Etre stressé | vii. Avoir des maux de tête |
| iii. Etre déprimé | viii. Avoir des crises d'asthme |
| iv. Etre irritable | |
| v. Avoir le rhume | |

III. Santé | aspects spécifiques

7. A quelle fréquence prenez-vous les médicaments suivants sur une échelle où 0 signifie jamais et 10 très souvent (PROPOSITIONS SUIVANTES EN RANDOM)

Médicaments...

- i. ... contre les **troubles du sommeil (somnifères)**
 - ii. ... régulant la **pression/tension artérielle**
 - **Autres** médicaments pour le **cœur** (p.ex. insuffisance cardiaque) (**Proposition maintenue fixe après la III.9.ii**)
 - iii. ... contre les **maux de tête**
 - iv. ... pour des **problèmes respiratoires** (poumons/bronches)
 - v. ... liés au **cholestérol**
 - vi. ... liés au **diabète**
 - vii. ... contre la **dépression** (antidépresseurs)
8. En 2015, combien de jours environ avez-vous été « malade » ? (en tout, c.-à-d. week-end et vacances comprises) ?
 9. Comment jugez-vous votre mémoire si 0 signifie qu'elle est très mauvaise et 10 excellente ?

10. Même question en ce qui concerne **votre capacité de concentration** ?
11. Puis-je vous demander **votre taille** ?
 - i. **et votre poids** ?
12. Actuellement, **combien de fois par semaine pratiquez-vous une activité physique** qui vous essouffle au moins légèrement pendant au moins **20 minutes** ? (P. ex : du sport, du jardinage, de la danse, de la randonnée ou de la marche rapide)
13. Combien **fumez-vous** de cigarettes/cigares/pipes en moyenne par jour ?

IV. Qualité du sommeil

14. Comment évaluez-vous la qualité de votre sommeil en général ? Sur une échelle de 0 à 10 où 0 signifie très mauvaise et 10 excellente (= En somme : Est-ce que vous dormez bien ?)
 - i. Pourquoi ? (*propositions non verbalisées, mais prêtes pour l'enquêteur, par catégories : stressé au travail, enfants en bas âge, maladie-accidents spécifique, problèmes relationnels, bruit – par catégorie de sources*)
15. En général, à quelle heure vous couchez-vous la semaine ?
16. A quelle heure vous réveillez-vous la semaine ?
 - i. Et le dimanche matin ?
17. En général (2015), combien de temps mettez-vous pour vous endormir (à partir du moment où vous allez vous coucher pour dormir) ?
 - i. Moins de 15 minutes
 - ii. Moins d'une demi-heure
 - iii. Moins d'une heure
 - iv. Plus d'une heure
18. En moyenne (sur 2015), combien de fois environ vous réveillez-vous par nuit ?
19. Lorsque vous vous réveillez la nuit, avez-vous de la facilité à vous rendormir ? Sur une échelle de 0 à 10 où 0 signifie très difficilement et 10 très facilement.

V. Qualité du logement

20. Et en ce qui concerne votre logement :
êtes-vous satisfait de votre appartement ou maison, si 0 signifie pas du tout satisfait et 10 totalement satisfait ?
21. Vos fenêtres sont-elles au bénéfice d'un **double-vitrage** ? (oui-non-partiellement)
22. Votre appartement a-t-il fait l'objet de travaux d'insonorisation spécifiques ? (oui-non-ne sait pas)

VI. Qualité de l'environnement sonore

23. Vivez-vous dans un quartier **calme ou bruyant**, si 0 signifie que **très calme** et **10 très bruyant** ?
24. De manière générale, dans quelle mesure êtes-vous **dérangé par le bruit extérieur**, si 0 signifie pas **du tout dérangé** et **10 très dérangé** ?
 - i. La journée, à la maison
 - ii. La journée, sur votre lieu de travail
 - iii. En soirée, à la maison
 - iv. La nuit (à la maison)
25. Lorsque vous êtes chez vous, à quel point les sources de bruits suivantes vous dérangent-elles si 0 signifie ne me dérangent pas du tout et 10 beaucoup ?
(PROPOSITIONS SUIVANTES EN RANDOM)
 - i. Voisins
 - ii. Voitures
 - iii. Scooters et motos
 - iv. Personnes dans la rue, fêtards
 - v. Avions
 - vi. Trains
 - vii. Bus
 - viii. Trams
 - ix. Ev. Autres ? (si mentionné)
26. De manière générale, quand vous êtes dans votre appartement : vous arrive-t-il de **fermer les fenêtres à cause du bruit** ? (Sur une échelle de 0 à 10 où 0 signifie **jamais** et 10 **très souvent, presque toujours**)
 - i. **Le jour** (journée et soirée)
 - ii. **Et la nuit** (quand vous allez dormir) ?

27. Sur une échelle de 0 à 10 où 0 signifie **jamais** et 10 **très souvent** : dans votre logement, à quelle fréquence le bruit extérieur perturbe-t-il...
- ... **vos moments de loisirs** (télévision, lecture, etc.) ?
 - ... **vos discussions** ?

VII. Qualité de l'air

28. Comment jugez-vous la **qualité de l'air** aux alentours de votre logement (Sur une échelle de 0 à 10 où 0 signifie **très mauvaise** et 10 **excellente**)
29. De manière générale, quand vous êtes dans votre appartement : vous arrive-t-il de fermer les fenêtres **à cause des nuisances olfactives**, parce que l'air extérieur vous dérange ou vous paraît pollué (Sur une échelle de 0 à 10 où 0 signifie **jamais** et 10 **très souvent, presque toujours**)
- Le jour (journée et soirée)
 - Et la nuit** (quand vous allez dormir) ?
30. D'après vous, ces nuisances sont **causées par quoi, qui** ?
(Question ouverte mais avec cases : trafic routier, scooters, restaurants, voisinage insalubre, odeur de poubelles ou compost, avion, purin-lisier, autres, aucune nuisance ne me dérange)

VIII. « Qualité de vie » en général

31. Comment jugez-vous actuellement (sur 2015) votre « **qualité de vie** » (votre bien-être, satisfaction de vie, degré de bonheur) ? Sur une échelle de 0 à 10 où 0 signifie **très mauvaise** et 10 **excellente**)
32. Comment jugez-vous les éléments suivants – depuis votre logement : Sur une échelle de 0 à 10 où 0 signifie **très mauvais-e** et 10 **excellent-e** (PROPOSITIONS SUIVANTES EN RANDOM)
- Sécurité et sentiment de sécurité dans votre quartier
 - Contact avec vos voisins
 - Offre culturelle et loisirs
 - Qualité et diversité des commerces
 - Offre en transports locaux et régionaux
 - Possibilité de voyages internationaux
 - Qualité de votre environnement direct (accessible à pied) → espaces verts, espaces naturels, places publiques, parcs, etc.

IX. Socio-démo | suite et fin

33. Utilisez-vous des **tampons auriculaires / boules Quiès** pour dormir la nuit ?
34. **Exercez-vous** une activité professionnelle rémunérée – si oui : **à quel pourcentage ?**
- Travaillez-vous à domicile ?
 - Si oui : combien d'heures par semaine ?
 - Si TRAVAIL : Code postal / nom de rue + *idéalement* numéro
35. Quelle est votre nationalité ?
36. Quelle est la dernière école/institution/formation que vous avez terminée ?
- Ecole primaire / école obligatoire 1
 - Ecole secondaire (lycée, gymnase, maturité, ...) 2
 - Ecole professionnelle / Apprentissage (CFC) 3
 - Formation professionnelle supérieure / Haute Ecole spécialisée HES /
BTS, IUT / Brevet Fédéral 4
 - Université / EPF 5
 - Aucune école fréquentée/terminée 6
37. Quel est approximativement le revenu total de votre MENAGE ?
AVEC possibilités de réponse
- BRUT / NET
 - MENSUEL / ANNUEL
 - CHF / EUROS