



Schweizerische Eidgenossenschaft
Confédération suisse
Confederazione Svizzera
Confederaziun svizra

Eidgenössische Kommission für Lärmbekämpfung EKLB
Commission fédérale pour la lutte contre le bruit CFLB
Commissione federale per la lotta contro il rumore CFLR
Cumissiun federala per il cumbat cunter la canera CFCC

Valeurs limites pour le bruit du trafic routier, ferroviaire et aérien

Recommandations de la Commission fédérale pour la lutte contre le bruit (CFLB)

**Édité par la Commission fédérale pour la lutte
contre le bruit (CFLB)
Berne, 2021**

Impressum

Éditeur

Commission fédérale pour la lutte contre le bruit (CFLB)

Membres (par ordre alphabétique) : Blaise Arlaud, Jürg Artho, Dario Bozzolo, Christian Cajochen, Stefan Fahrländer, Anne-Christine Favre (jusqu'en 2019), Christoph Jäger, Ottilia Lütolf Elsener, Christa Perregaux, Martin Rösli, Sabine Schlittmeier, André Schrade, Georg Thomann, Silvia Tobias, Jean-Marc Wunderli

Groupe de travail (par ordre alphabétique)

Jürg Artho, Dr phil. (CFLB)
Hans Bögli, Dr sc. techn. (OFEV)
Mark Brink, PD Dr phil. (CFLB et OFEV)
Christoph Jäger, Dr iur. (CFLB)
Martin Rösli, Prof. Dr phil. (CFLB)
Georg Thomann, Dr sc. techn. (CFLB)
Jean Marc Wunderli, Dr ing. (CFLB)

Référence bibliographique

CFLB (ed.) 2021 : Valeurs limites pour le bruit du trafic routier, ferroviaire et aérien. Recommandations de la Commission fédérale de lutte contre le bruit (CFLB), Commission fédérale pour la lutte contre le bruit, Berne.

Téléchargement au format PDF

https://www.eklb.admin.ch/de/dokumentation/berichte/CFLB_2021_Valeurs_limites_f.pdf
(Il n'est pas possible de commander une version imprimée)

Cette publication est également disponible en allemand et en italien. La langue originale est l'allemand.

© CFLB 2021

En qualité de commission extraparlamentaire indépendante et interdisciplinaire de la Confédération, la Commission fédérale pour la lutte contre le bruit (CFLB) intervient dans le domaine de la lutte contre le bruit et les vibrations, en association avec les milieux scientifiques, le secteur de la recherche, les organes d'exécution et l'administration. Elle conseille le Département de l'environnement, des transports, de l'énergie et de la communication (DETEC) ainsi que l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) sur les questions scientifiques et méthodologiques ayant trait à la lutte contre le bruit et les vibrations et à leurs effets sur la santé, le bien-être et l'espace vital. Elle rédige les dossiers, rapports, recommandations et propositions afférents.

Table des matières

Table des matières.....	3
Synthèse	5
1 Contexte, objectifs, démarche	10
1.1 Contexte.....	10
1.2 Travaux préliminaires.....	11
1.3 Mission et objectif	12
1.4 Procédure de base pour déterminer les valeurs limites d'exposition	13
2 Bases légales.....	16
2.1 Généralités.....	16
2.2 Objectif de protection	16
2.3 Bien à protéger	17
2.4 Concept de protection.....	17
2.5 Valeurs limites d'exposition.....	18
2.6 Effet déterminant du bruit.....	19
2.7 Champ d'application et lieu de la détermination de l'exposition au bruit	21
2.8 Interprétation de notions juridiques floues	23
3 Détermination des valeurs limites génériques pour les mesures d'exposition L_{den} et L_{night}	26
3.1 1 ^{re} étape : Détermination des effets sur la santé à prendre en compte	27
3.2 2 ^e étape : Détermination des Disability Weights (DWs)	32
3.3 3 ^e étape : Définition de critères de qualité minimum pour les études scientifiques prises en compte	34
3.4 4 ^e étape : Détermination de l'état de la science	34
3.5 5 ^e étape : Détermination des risques acceptables définissant la limite entre les niveaux sonores négligeables et les niveaux sonores sensibles	35
3.6 6 ^e étape : Détermination des relations exposition-effet et des valeurs seuils pour l'effet considéré.....	38

3.7	7 ^e étape : Détermination des valeurs limites génériques pour les mesures d'exposition L_{den} et L_{night} pour les types de bruit étudiés	42
4	Analyse d'autres aspects méthodologiques de l'évaluation du bruit et nécessité de les adapter	46
4.1	Champ d'application	46
4.2	Lieu de la détermination.....	47
4.3	Mesure d'exposition	50
4.4	Périodes d'évaluation.....	51
4.5	Différenciation des valeurs limites d'exposition selon les degrés de sensibilité (DS).....	53
4.6	Différenciation entre valeur de planification, valeur limite d'immission et valeur d'alarme	55
4.7	Schéma de valeurs limites	58
4.8	Fixation des valeurs limites selon le type de bruit.....	60
4.9	Niveau d'évaluation et corrections de niveau	65
4.10	Points ouverts et besoin de recherche.....	70
5	Recommandations	74
5.1	Champ d'application et lieu de la détermination	75
5.2	Indicateurs et périodes d'évaluation	75
5.3	Degrés de sensibilité (DS)	76
5.4	Valeurs limites d'exposition et schéma de valeurs limites	76
5.5	Mise en perspective des recommandations dans le contexte national et international	78
Annexe		85
A.1	Tableaux	85
A.2	Formulation originale des normes juridiques pertinentes relatives à la fixation de valeurs limites (avec mise en évidence des termes importants).....	91
A.3	Analyses distinctes réalisées pour des questions spécifiques.....	93
A.4	Glossaire des termes, abréviations et symboles	116
A.5	Bibliographie	123

Synthèse

Vue d'ensemble

Le concept actuel de protection de la population contre le bruit en Suisse a été défini dans les années 1980 dans la loi sur la protection de l'environnement (LPE), puis concrétisé dans l'ordonnance sur la protection contre le bruit (OPB), laquelle précise les valeurs limites pour le bruit en vigueur actuellement. Les bases scientifiques sur lesquelles reposent les valeurs limites actuellement applicables au bruit du trafic (circulation routière, chemins de fer et trafic aérien) étant désormais dépassées, la Commission fédérale pour la lutte contre le bruit (CFLB) présente dans ce rapport des recommandations en vue de les adapter ou d'adapter le système qui les régit dans l'OPB.

Les recommandations formulées dans le présent rapport se fondent d'une part sur une analyse complète de la littérature scientifique disponible aujourd'hui sur les effets de la pollution sonore sur la santé, et d'autre part sur une longue expérience de l'application de l'OPB et de la jurisprudence dans le domaine du bruit environnemental. Ces recommandations visent à fournir au Conseil fédéral les moyens nécessaires pour définir le système de valeurs limites en Suisse et, le cas échéant, pour adapter les valeurs limites pour le bruit afin qu'elles satisfassent aux exigences de la LPE. Ces recommandations portent exclusivement sur le bruit du trafic routier, ferroviaire et aérien.

Recommandations principales

Aspect réglementaire :	Recommandation :
Champ d'application des valeurs limites	Les valeurs limites doivent continuer de s'appliquer à tous les locaux à usage sensible au bruit. Néanmoins, les dispositions relatives aux locaux qui ne sont pas destinés à l'habitation à long terme doivent être interprétées de manière plus souple.
Lieu de la détermination	À l'avenir, le point le plus bruyant de l'enveloppe extérieure de chaque unité d'habitation ou d'utilisation à évaluer doit être utilisé comme lieu de la détermination (en lieu et place du centre de la fenêtre ouverte des locaux à usage sensible au bruit).
Mesure d'exposition et indicateur d'évaluation	Le L_{Aeq} doit être utilisé comme mesure d'exposition pour la période de jour et de nuit. Le L_{den} peut être utilisé pour la période de jour comme alternative au L_{Aeq} . L'évaluation des immissions sonores doit être effectuée comme jusqu'à présent au moyen d'un niveau d'évaluation L_r , composé d'une mesure d'exposition et de corrections de niveau.

Aspect réglementaire :	Recommandation :
Période d'évaluation	La période de nuit doit être portée à une durée de 9 heures (22-07 h) ; la période diurne réduite à 15 heures (07-22 h). Pour le bruit du trafic aérien, une valeur limite supplémentaire sur une seule heure est désormais recommandée pour l'heure comprise entre 06 h et 07 h.
Degrés de sensibilité	Les degrés de sensibilité (DS) doivent être maintenus. À l'avenir, les valeurs limites des DS II et III devront être mises au même niveau.
Schéma de valeurs limites	Le schéma actuel de valeurs limites, lequel prévoit une VLI uniforme pour tous les types de bruit du trafic, doit être pour l'essentiel maintenu. Pour les DS II et III, les VLI doivent être fixées à 60 dB pour la période diurne et à 50 dB pour la période nocturne. Les différences spécifiques au type de bruit doivent comme jusqu'à présent être représentées par des corrections de niveau dans le niveau d'évaluation L_r .
Valeurs limites	Les valeurs limites doivent être adaptées afin de refléter l'état actuel des connaissances. Selon le type de bruit, la période d'évaluation et le DS, il en résulte un durcissement de la VLI de 0 à 11 dB en moyenne.

Vue d'ensemble des travaux de la Commission

Dans une première phase de ses travaux, la Commission a compilé les bases juridiques pertinentes, puis examiné et évalué la littérature scientifique abordant l'épidémiologie relative au bruit et la recherche sur les nuisances sonores. Une démarche progressive et systématique a ensuite été définie pour déterminer des valeurs limites pour le bruit à l'aide des « relations exposition-effet » en se fondant sur des bases scientifiques.

D'abord, des « valeurs limites génériques » pour les bruits routier, ferroviaire et aérien ont été déterminées sur la base des mesures d'exposition L_{den} et L_{night} utilisées dans la plupart des études fondamentales et des méta-analyses sur les effets du bruit. Ces valeurs peuvent être comprises comme des valeurs limites d'immission (VLI) au sens de la LPE, car elles définissent pour chacun des trois types de bruit le niveau acoustique au-delà duquel le bruit devient nuisible ou incommode. S'agissant de la détermination des valeurs limites génériques, les effets somatiques d'une part (maladies au sens strict, p. ex. du système cardiovasculaire) et la gêne et les troubles du sommeil auto-rapportés causés par le bruit d'autre part ont été déterminants. Pour les effets somatiques et les effets auto-rapportés (gêne et troubles du sommeil dus au bruit), des valeurs limites distinctes ont d'abord été déterminées pour chaque type de bruit à partir des relations exposition-effet, puis la valeur la plus basse dans chaque cas a été adoptée comme valeur limite générique.

Par la suite, d'autres aspects méthodologiques de l'évaluation du bruit appliquée jusqu'à présent ont été analysés et un schéma de valeurs limites a été proposé, dans lequel des valeurs limites génériques ont été converties en valeurs limites d'exposition concrètes. En outre, des recommandations portant sur la définition du lieu de la détermination de la pollution sonore, sur la détermination des périodes d'évaluation ainsi que sur d'autres aspects réglementaires de l'OPB ont été élaborées.

Enfin, ces recommandations ont été comparées avec d'autres réglementations en vigueur, en particulier avec les valeurs limites actuellement inscrites dans l'OPB.

Recommandations pour les valeurs limites

Les connaissances scientifiques, qui ont été largement actualisées au cours des dernières années et décennies grâce à la recherche sur les effets du bruit et à l'épidémiologie environnementale, suggèrent diverses adaptations des valeurs limites incluses dans l'OPB. L'importance de ces adaptations varie en fonction du type de bruit, du degré de sensibilité et de la période évaluée.

Pour le **bruit routier**, la VLI définie pour le DS II reste approximativement la même pendant la journée. Pendant la période nocturne, la VLI est abaissée de 3 dB pour le DS II.

Pour le **bruit des chemins de fer**, il est recommandé d'évaluer plus strictement les périodes diurnes et nocturnes : la VLI doit être abaissée de 6 dB pendant la journée et de 2 dB pendant la nuit pour le DS II.

Pour le **bruit du trafic aérien**, un durcissement est recommandé, tant de jour que de nuit. En DS II pendant la journée, les valeurs limites doivent être abaissées de 6 dB environ. La période nocturne reste évaluée au moyen de valeurs limites horaires spécifiques, lesquelles doivent être abaissées de 1–3 dB en DS II.

Considérant qu'il est recommandé de ramener la VLI du DS III au niveau du DS II pour tous les types de bruit traités dans le présent rapport, il en résulte un abaissement de principe de 5 dB du DS III par rapport au statu quo.

Recommandations générales

Champ d'application. S'agissant de l'application des valeurs limites et des mesures de protection contre le bruit, les locaux qui ne sont pas destinés au logement à long terme peuvent être traités de manière plus souple que les habitations, à condition que la protection contre le bruit soit garantie à l'intérieur.

Lieu de détermination. Le lieu de détermination de l'exposition au bruit doit être défini comme le point le plus bruyant de l'enveloppe extérieure de chaque unité d'habitation ou d'utilisation à évaluer (sans tenir compte des éléments en saillie tels que les balcons). Le niveau sonore au point le plus bruyant devrait indiquer la présence ou non d'un problème de bruit et si l'installation génératrice de bruit doit être assainie ou non.

Période d'évaluation. Il est recommandé d'étendre la période d'évaluation de la période nocturne pour tous les types de bruit du trafic à la période de 22–07 heures et donc à une durée de 9 heures, et par conséquent, de ramener la période diurne à la période de 7–22 heures, la faisant ainsi passer d'une durée de 16 heures aujourd'hui à 15 heures.

Indicateur d'évaluation. Comme précédemment, l'utilisation d'un niveau d'évaluation L_r est recommandée comme mesure d'évaluation de l'exposition au bruit. Celui-ci se compose d'une mesure de l'exposition acoustique et de corrections de normalisation, lesquelles tiennent compte des différents effets des divers types de bruit. Il résulte de cette approche que le jugement de valeur sur l'effet indésirable d'un certain type de bruit, limité par la détermination d'une valeur limite, s'exprime uniquement dans les corrections de normalisation (désignées par K dans l'OPB). Ainsi, un élément fondamental de l'ancien système de l'OPB est repris, les corrections de normalisation étant adaptées à l'état actuel des connaissances.

Schéma de valeurs limites. Il est recommandé de s'en tenir au schéma de valeurs limites existant, lequel comprend deux périodes (jour et nuit) ainsi que trois types de valeurs limites d'exposition, à savoir la valeur de planification (VP), la valeur limite d'immission (VLI) et la valeur d'alarme (VA). La mesure d'exposition de la VLI doit être fixée uniformément pour tous les types de bruit, et les différences d'effet entre les types de bruit doivent être prises en compte comme jusqu'à présent au moyen de corrections de niveau (K). Sur le principe, la Commission est également favorable au maintien des degrés de sensibilité (DS). Toutefois, elle reconnaît également l'importance d'une protection uniforme des logements contre le bruit. En conséquence, elle recommande de mettre au même niveau les valeurs limites pour le bruit du trafic routier, des chemins de fer et du trafic aérien dans les DS II et DS III. Pour les zones situées en DS II et DS III, la Commission recommande de fixer la VLI à $L_r = 60$ dB pour la période diurne et $L_r = 50$ dB pour la période nocturne.

Pour décrire l'exposition acoustique pendant la période diurne, il est recommandé d'utiliser le L_{den} en distinguant les périodes 07–19 h, 19–22 h et 22–07 h ou, alternativement, un niveau moyen non pondéré sur 15 heures entre 07 h et 22 h. Les avantages et les inconvénients des deux variantes sont examinés dans le présent rapport. Comme ils s'équilibrent plus ou moins, aucune recommandation n'est formulée en faveur d'une mesure plutôt qu'une autre.

Pour l'évaluation de l'exposition sonore en période nocturne, un L_{night} d'une durée de 9 heures, entre 22 et 07 heures, est recommandé. L'OPB distingue aujourd'hui déjà l'évaluation du bruit du trafic aérien pendant la nuit des deux autres types de bruit du trafic. Concernant le bruit du trafic aérien, il est maintenant proposé que, en plus des trois heures de nuit existantes (22–23 h, 23–00 h et 05–06 h), l'heure du matin comprise entre 06 h et 07 h soit également soumise à une valeur limite horaire distincte.

Il est recommandé de supprimer de l'OPB toutes les corrections de niveau visant à tenir compte des faibles volumes de trafic. Les corrections de niveau qui tiennent

compte des caractéristiques particulières du bruit telles que le bruit de manœuvre et le crissement des rails doivent en revanche être conservées, car rien n'indique qu'elles ne constituent pas un reflet adéquat de la gêne ou de l'effet du bruit.

1 Contexte, objectifs, démarche

1.1 Contexte

Les principes de base de la réglementation actuelle en matière de lutte contre le bruit ont été établis au moment de l'entrée en vigueur de la loi sur la protection de l'environnement (LPE, 1985) et de l'ordonnance sur la protection contre le bruit (OPB, 1987). Cette réglementation contient des prescriptions sur les mesures de précaution contre le bruit, des exigences en matière de protection contre le bruit dans les nouvelles installations et pour la rénovation des installations existantes, ainsi que des exigences pour les zones à bâtir et les bâtiments comportant des locaux à usage sensible au bruit dans les zones exposées au bruit.

Fondamentalement, la population doit être protégée contre les bruits nuisibles ou incommodants (art. 74 Cst). Il incombe au Conseil fédéral de déterminer ce qu'est un bruit nuisible ou incommodant en définissant des valeurs limites d'exposition ; un mandat qu'il a rempli en fixant des seuils dans les annexes de l'OPB. Depuis l'entrée en vigueur de l'ordonnance en 1987, celles-ci comprennent des valeurs limites d'exposition pour les routes, les installations ferroviaires, les installations de tir civiles, les installations de l'industrie et des arts et métiers, les aérodromes militaires et les aérodromes civils pour petits avions. En outre, les annexes réglementent la manière de calculer l'exposition au bruit déterminante. L'OPB définit également les lieux où les valeurs limites d'exposition doivent être respectées. Depuis 1987, l'OPB a été révisée à plusieurs reprises et complétée par des valeurs limites d'exposition pour d'autres types de bruit, notamment pour les aérodromes civils (aéroports) où circulent de grands avions (2001).

Bien que la lutte contre le bruit puisse se prévaloir de succès notables dans la protection et la prévention du bruit et dans l'assainissement d'installations bruyantes, la méthode d'évaluation et les valeurs limites d'exposition en vigueur aujourd'hui ont été remises en question à plusieurs reprises ces dernières années, notamment dans le domaine du bruit du trafic routier, des chemins de fer et des aéroports. Cela n'est pas surprenant, car les connaissances scientifiques sur lesquelles s'appuient ces valeurs limites d'exposition remontent en grande partie aux années 1970, 1980 et 1990.

À ce jour, la Commission fédérale pour la lutte contre le bruit (CFLB, ci-après dénommée simplement la « Commission ») et sa prédécesseuse (Commission fédérale pour l'évaluation des valeurs limites d'immissions pour le bruit) ont publié sept rapports¹ comprenant des recommandations en matière de valeurs limites d'exposition. Les rapports traitant du bruit des infrastructures de transport (routes, chemins de fer et aéroports) ont parfois déjà 40 ans. Les valeurs limites d'exposition fixées à un moment donné doivent faire l'objet de réévaluations périodiques afin de vérifier leur adéquation

¹ Voir <https://www.eklb.admin.ch/fr/documentation/apercu>

avec les nouvelles connaissances scientifiques et avec l'expérience acquise et, si nécessaire, être adaptées à celles-ci [1]. Dans le contexte de l'application du droit, il peut découler de l'absence d'adaptation qu'une valeur limite d'exposition soit jugée comme n'étant plus conforme à la loi. Ce fut par exemple le cas pour le bruit du trafic aérien au petit matin de 06 h à 07 h². La recherche sur les effets du bruit a également donné lieu à de nombreuses nouvelles découvertes au cours des dernières décennies. Les évolutions des trente dernières années ont permis d'acquérir de nouvelles connaissances et expériences pratiques, mais ont également mené à des problèmes d'application de la réglementation en vigueur. La nécessité d'une révision des valeurs limites d'exposition actuellement définies dans l'OPB n'est par conséquent pas contestée. Conscients de cette situation, la CFLB et l'Office fédéral de l'environnement (OFEV) ont lancé dès 2007 un projet visant à revoir les bases scientifiques sur lesquelles reposent les valeurs limites d'exposition. Celui-ci s'est achevé en 2010 par la présentation d'un rapport sur la nécessité d'agir [2]. Le « Plan national de mesures pour diminuer les nuisances sonores », adopté par le Conseil fédéral en 2017, [3] a lui aussi réaffirmé la nécessité d'un tel examen.

1.2 Travaux préliminaires

Les premières réflexions de la Commission en vue d'une révision et d'une éventuelle adaptation des valeurs limites d'exposition au bruit du trafic routier, des chemins de fer et du trafic aérien ont débuté dès 2007 et se sont poursuivies au cours des années suivantes. Dans un premier temps, une équipe de projet interdisciplinaire mandatée par la CFLB a réalisé une étude préliminaire complète qui a permis d'une part de détailler l'évolution des différents aspects relatifs à l'environnement sonore (technologie et exploitation, acoustique, effets du bruit, droit) depuis l'entrée en vigueur des valeurs limites d'exposition et d'autre part, de déterminer si une révision en profondeur de ces valeurs limites était nécessaire et justifiée. L'étude préliminaire comprenait cinq documents dits « de travail » [4-8] et un rapport de synthèse [2], lequel a mis en lumière la nécessité d'agir. Dans son rapport de synthèse, l'équipe de projet a conclu à la nécessité d'actualiser les bases empirico-scientifiques de l'évaluation du bruit, en particulier de ses effets (gêne, perturbation, effets somatiques et sociaux).

Dans un deuxième temps, à la suite de la présentation du rapport de synthèse susmentionné, la Commission et l'OFEV se sont penchés sur la nécessité de conduire des recherches pour examiner et, le cas échéant, adapter les valeurs limites d'exposition, et ont chargé un groupe de travail interdisciplinaire d'élaborer un concept de recherche [9], lequel a identifié l'actualisation des connaissances dans les domaines thématiques suivants comme prioritaire :

² Cf. arrêt du TF 137 II 58 (aéroport de Zurich), 22.12.2010

- Schéma d'activité, ou emploi du temps, de la population suisse (distinction jour/nuit) ;
- Effets à long terme du bruit sur la santé (somatique ou psychique) (études épidémiologiques) ;
- Relations exposition-effet pour le bruit du trafic en fonction de l'heure de la journée en termes de gêne et de troubles du sommeil ;
- Troubles du sommeil induits par le bruit.

Par la suite, ces travaux préliminaires ont servi de base au lancement de l'étude SiRENE, financée par le Fonds national suisse et en partie par l'OFEV, laquelle a étudié les effets de l'exposition au bruit du trafic routier, des chemins de fer et du trafic aérien sur la gêne, le sommeil et les risques de morbidité et de mortalité cardiovasculaires et cardiométaboliques en Suisse dans plusieurs études partielles entre 2014 et 2020. Les résultats de l'étude SiRENE ont été publiés dans diverses revues scientifiques³.

Outre l'étude SiRENE, les « Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement dans la Région européenne » de l'OMS ont été élaborées presque simultanément [10] et publiées en octobre 2018. Cette publication très reconnue, qui s'appuie sur la littérature scientifique de la période 2000-2014, contient des lignes directrices concrètes pour la protection de la santé contre le bruit.

Grâce à l'étude SiRENE, aux directives de l'OMS et à d'autres études empiriques réalisées entre-temps en Allemagne et à l'étranger, on dispose désormais d'une base pour examiner si les valeurs limites d'exposition au bruit du trafic routier, des chemins de fer et du trafic aérien répondent toujours aux exigences légales ou si et dans quelle mesure elles doivent être adaptées.

1.3 Mission et objectif

L'élaboration de propositions de valeurs limites d'exposition et de suggestions connexes en matière de méthodologie d'évaluation du bruit est l'une des tâches qui incombe à la CFLB conformément à la décision du Conseil fédéral du 14 décembre 2018⁴.

Sur la base des connaissances scientifiques les plus récentes d'une part, et d'une longue expérience de l'application de l'OPB d'autre part, la CFLB a élaboré dans le présent rapport des propositions sur la manière dont l'OPB et les valeurs limites pour le bruit qu'elle définit devraient être adaptées afin de continuer de répondre aux exigences de la loi sur la protection de l'environnement (LPE).

³ Liste complète des publications de l'étude SiRENE : <http://www.sirene-studie.ch>

⁴ Disponible sur : <https://www.eklb.admin.ch/fr/la-commission/aperçu>

Ce rapport se concentre sur le **bruit du trafic routier, des chemins de fer et du trafic aérien civil** (à l'exception des petits avions). En termes de nombre de personnes touchées, il s'agit des sources de bruit les plus importantes en Suisse. En l'absence d'indication spécifique, le terme « bruit » fait dans le présent rapport uniquement référence au bruit provenant de ces trois sources. Le bruit des tirs civils, de l'industrie et de l'artisanat, des armes militaires, des places de tir et d'exercice militaires, des avions militaires, ainsi que le bruit ou les perturbations quotidiennes et les nuisances causées par les infrasons ne sont pas traités dans ce rapport.

Les objectifs du présent rapport sont les suivants :

- Examiner si, au vu de l'état actuel de la science ou l'expérience (art. 15 LPE), il existe des indications justifiant de modifier les valeurs limites d'exposition existantes pour le bruit du trafic routier, des chemins de fer et du trafic aérien ainsi que la méthodologie d'évaluation de l'OPB ;
- Élaborer des propositions pour l'évaluation des immissions sonores sur la base de critères sanitaires clairement définis et de l'état actuel des connaissances ou de l'expérience ;
- Formuler, lorsque nécessaire, des recommandations visant à adapter la méthodologie d'évaluation existante, y compris les valeurs limites d'exposition.

1.4 Procédure de base pour déterminer les valeurs limites d'exposition

L'ensemble des dispositions qui régissent la protection contre le bruit du trafic routier, des chemins de fer et du trafic aérien dans l'OPB ne consiste pas uniquement en des valeurs limites d'exposition exprimées en décibels, mais est bien plus complexe. Afin de réduire la complexité du projet visant à examiner les valeurs limites d'exposition au bruit du trafic provenant de différentes sources et, si nécessaire, à proposer de nouvelles valeurs limites pour le bruit et des méthodes d'évaluation les accompagnant, les travaux de la Commission ont été divisés en plusieurs phases :

Dans une première phase, la Commission a examiné la base légale et a procédé à une interprétation des notions juridiques non définies dans la législation sur la protection contre le bruit (voir chapitre 2). La Commission s'est ensuite donné pour tâche de déterminer des valeurs limites génériques pour les trois types de bruit du trafic (voir chapitre 3). À cette fin, elle a utilisé les mesures d'exposition L_{den} (pour la journée de 24 heures) et L_{night} (pour la nuit), lesquelles sont couramment utilisées au sein de l'UE et dans la recherche. Par le terme « générique », on entend que dans cette phase, la question de savoir comment établir des valeurs limites orientées vers la protection de

la santé et de savoir où les fixer selon des critères scientifiques pour qu'elles remplissent leur fonction de protection des humains contre les atteintes nuisibles et incommodes a été abordée de manière générale. Ces valeurs limites génériques ont pour objectif de définir pour chaque type de bruit du trafic (circulation routière, chemins de fer, trafic aérien) la charge acoustique pour les mesures d'exposition L_{den} et L_{night} qui peuvent être considérées comme « nuisibles ou incommodes » au sens de la loi. Les valeurs limites génériques définissent ainsi, comme les VLI dans l'OPB, le niveau acoustique à partir duquel le seuil de nuisance ou de gêne est dépassé.

Pour fixer des valeurs limites, il faut tout d'abord (au moins) une relation exposition-effet, qui montre comment l'effet change lorsque l'exposition au bruit augmente. Deuxièmement, il est nécessaire d'établir un critère définissant l'intensité de l'exposition au bruit pour que celle-ci ne soit pas considérée comme nuisible ou incommode. Dans presque toutes les études d'impact du bruit, les effets du bruit sont étudiés sur une base spécifique, c'est-à-dire en relation avec une source de bruit spécifique comme le bruit du trafic routier, des chemins de fer ou du trafic aérien. Les mesures d'exposition L_{den} et L_{night} sont les plus étudiées.⁵ Elles sont définies à la fois dans la directive européenne sur le bruit dans l'environnement [11] et dans les lignes directrices de l'OMS relatives au bruit dans l'environnement [10] et peuvent être converties de manière relativement précise en d'autres mesures d'exposition, comme le niveau moyen journalier sur 16 heures L_{day} [12]. De plus, L_{den} et L_{night} constituent les variables d'exposition déterminantes dans un certain nombre d'études originales, dont l'étude SiRENE, et dans de nombreuses méta-analyses. Il est donc logique de se concentrer (dans un premier temps) sur ces deux indicateurs, de déterminer des valeurs limites génériques pour ceux-ci et de traiter dans un deuxième temps seulement d'éventuelles différenciations du système de valeurs limites et, si nécessaire, d'une conversion vers d'autres mesures d'exposition qui pourraient être plus adaptées à la Suisse (voir chapitre 4).

Les valeurs limites génériques pour chaque type de bruit ont en principe été fixées au niveau d'exposition pour lequel un *risque accru* d'effets nuisibles pour la santé ou d'atteintes incommodes est scientifiquement prouvé par rapport à un niveau sonore suffisamment bas, « non critique ». Pour la détermination des valeurs limites génériques, les effets somatiques et psychologiques ainsi que la gêne causée par le bruit en fonction des relations exposition-effet ont donc été déterminants. Cela signifie qu'une valeur limite ne satisfait aux exigences légales que si elle limite à la fois les immissions nuisibles et incommodes. Pour évaluer les nuisances, la Commission a consulté l'état des connaissances sur les effets somatiques et psychologiques. Pour

⁵ Le L_{den} est composé du niveau de pression acoustique moyen ou continu équivalent (L_{Aeq}) de la journée (07-19 h), du soir (19-23 h) et de la nuit (23-07 h). Une correction (malus) de 5 dB et 10 dB respectivement est appliquée aux périodes du soir et de la nuit pour tenir compte de la sensibilité accrue des personnes au bruit pendant ces périodes. Le L_{night} correspond au niveau moyen équivalent pendant les heures de la nuit (23-07 h). Le cas échéant, d'autres références temporelles que celles mentionnées ici seront appliquées.

évaluer la gêne, la Commission s'est référée à des enquêtes comportant des informations auto-rapportées sur la gêne due au bruit et sur les troubles – également auto-rapportés – du sommeil induits par le bruit.

La mise en œuvre des différentes étapes visant à définir des valeurs limites génériques spécifiques pour le bruit (avec les mesures d'exposition L_{den} et L_{night}) est décrite aux chapitres 3.1 à 3.7.

Dans une deuxième phase, les besoins d'adaptation des éléments restants et de la réglementation – soit l'ensemble de la méthodologie d'évaluation de l'OPB – ont été examinés (voir chapitre 4). Les analyses se sont concentrées sur le *lieu de détermination* pertinent des niveaux sonores, sur *les mesures d'exposition* au bruit et les *indicateurs d'évaluation du bruit* recommandés, sur les *périodes d'évaluation*, sur la différenciation de l'aménagement du territoire en fonction des *degrés de sensibilité*, sur la *différenciation entre les valeurs de planification, les valeurs limites d'immission et les valeurs d'alarme* ainsi que sur les *corrections de niveau* actuellement utilisées dans l'OPB. Ces analyses se sont appuyées d'une part sur la littérature scientifique récente et sur des évaluations distinctes des données de l'étude SiRENE, à savoir l'enquête SiRENE [13, 14] (cf. annexe A.3), et d'autre part sur les enseignements tirés de l'application de l'OPB au cours des dernières décennies. Sur la base de ces éléments fondamentaux, des recommandations concrètes concernant la méthodologie d'évaluation du bruit du trafic routier, des chemins de fer et du trafic aérien, le schéma de valeurs limites inscrit dans l'OPB et les valeurs limites elles-mêmes sont formulées au chapitre 5.

2 Bases légales

2.1 Généralités

La protection contre le bruit fait partie de la protection de l'environnement, laquelle est régie par la Constitution fédérale (Cst)⁶ ainsi que, principalement, par la loi fédérale sur la protection de l'environnement (LPE). L'ordonnance sur la protection contre le bruit (OPB) du Conseil fédéral précise le cadre légal.

Dans le domaine du bruit du trafic, il faut également tenir compte de la législation spéciale qui fait office de loi fonctionnelle sur la protection contre le bruit, notamment la loi fédérale sur la réduction du bruit émis par les chemins de fer (LBCF, mesures d'assainissement des lignes de chemin de fer), la loi fédérale sur l'aviation (LA) et l'ordonnance sur l'infrastructure aéronautique (OSIA, interdiction des vols de nuit)⁷, ainsi que la loi fédérale sur la circulation routière (LCR) et l'ordonnance sur les règles de la circulation routière (OCR, interdiction de circuler le dimanche et la nuit pour les camions).⁸ En outre, il existe des décrets limitant les émissions sonores admissibles des véhicules et des avions.

La LPE et l'OPB constituent le cadre légal pour la détermination des valeurs limites d'exposition. Le présent chapitre synthétise les principaux éléments du concept légal de protection contre le bruit ainsi que les exigences de la Constitution fédérale et de la LPE pour la détermination de valeurs limites d'exposition. L'interprétation des notions juridiques et des règlements sujets à interprétation ou flous est fournie au chapitre 2.8, ainsi que dans le cadre de la détermination des valeurs limites génériques au chapitre 3.

2.2 Objectif de protection

Selon la Constitution fédérale et la LPE, la protection de l'environnement a pour but de protéger l'être humain et son environnement naturel, c'est-à-dire les animaux et les plantes, leurs biocénoses et leurs biotopes contre les atteintes nuisibles ou incommodantes⁹. La Confédération est tenue de et autorisée à édicter des dispositions pour atteindre ce but¹⁰.

Dans le domaine de la protection contre le bruit, cet objectif général de protection est restreint et précisé de manière à ne « pas gêner de manière sensible la population

⁶ Cf. Art. 74 Cst

⁷ Art. 39 OSIA

⁸ Art. 91 OCR

⁹ Cf. art. 74, al. 1, Cst ; art. 1, al. 1, LPE

¹⁰ Griffel [15], art. 74 N 24 ; Griffel [16], p. 10 s.

dans son bien-être »¹¹. Les documents législatifs stipulent que les individus doivent être protégés contre « [...] les gênes qui peuvent avoir pour conséquence pour l'homme de troubler sa productivité et sa joie de vivre, sa jouissance de la nature, son sentiment de quiétude de manière telle que sa vie privée en est sensiblement perturbée »¹².

La LPE est donc orientée vers la protection de l'être humain (approche anthropocentrique) ; elle est parfois aussi qualifiée de « loi sur la santé »¹³, ce qui vaut particulièrement pour le domaine de la protection contre le bruit. Pour leur part, les animaux, les plantes et leurs habitats sont exclus de la protection – principalement en raison de l'absence de connaissances scientifiques suffisantes sur les effets du bruit sur eux¹⁴.

S'agissant de la protection efficace de la population contre le bruit, il convient de partir du principe que l'objectif de protection consiste non seulement à éviter les perturbations immédiates du bien-être, mais aussi à éviter les effets à long terme sur la santé.

2.3 Bien à protéger

De l'objectif de protection défini ci-avant, il ressort que le bien-être de la population peut être considéré comme un bien à protéger par la lutte contre le bruit. Les deux termes (bien-être et population) nécessitent une interprétation au sens juridique et sont explicités au chapitre 2.8.

2.4 Concept de protection

Le concept de protection juridique est lié à la construction et à l'exploitation d'*installations* (infrastructures de transport, bâtiments et machines pour l'industrie et les arts et métiers, etc.) et ne s'applique pas autrement¹⁵. La LPE ne vise pas à empêcher les activités ou les installations bruyantes, mais à limiter autant que possible les immissions ou à les maintenir en dessous d'un certain niveau en optimisant la construction et l'exploitation par des mesures sur l'installation émettrice de bruit.¹⁶

¹¹ Art. 15 LPE

¹² Message LPE 1979, FF 1979 III p. 748

¹³ Cf. Griffel [15]

¹⁴ Cf. Wagner Pfeifer [17], Rz. 450. Les animaux peuvent toutefois être couverts par la protection de l'être humain contre les immissions sonores, cf. arrêt TF 1C_579/2017 du 18 juillet 2018 (concernant les RNI) et ATF 118 Ib 4c/bb; ATF 117 Ib 10, E. 4.

¹⁵ Griffel [16], p. 81 ss.

¹⁶ Griffel [16], p. 83 et p. 85

La LPE prévoit un concept de protection à plusieurs niveaux pour protéger les personnes contre les immissions sonores nuisibles ou incommodantes (comme pour les autres immissions). Dans un premier temps, indépendamment du niveau sonore existant, il importe, à titre préventif, de limiter le bruit dans la mesure que permettent l'état de la technique et les conditions d'exploitation et pour autant que cela soit économiquement supportable. Si ces mesures ne sont pas suffisantes pour respecter les valeurs limites, alors des mesures plus strictes doivent être prises dans un deuxième temps pour garantir leur respect. Dans le cas des installations publiques ou concessionnées, un troisième niveau peut être appliqué : si ces mesures plus strictes sont disproportionnées ou si d'autres intérêts sont plus importants que la protection contre le bruit, alors les bâtiments concernés doivent être équipés d'une isolation acoustique.

2.5 Valeurs limites d'exposition

La législation sur la protection contre le bruit prévoit trois valeurs limites d'exposition échelonnées pour le bruit, la valeur limite d'immission (VLI) jouant un rôle central. La valeur de planification (PV, plus basse) et la valeur d'alerte (VA, plus élevée) sont toutes deux liées à la VLI.

La VLI est définie dans l'OPB selon les exigences des art. 13 et 15 LPE (cf. chapitre 2.6). Elle permet d'évaluer les effets nuisibles ou incommodants sur le lieu de réception et définit le seuil de nuisance ou de gêne. La loi fixe ainsi une limite quantitative claire au-delà de laquelle l'exposition au bruit est considérée comme nuisible ou incommodante (définition légale)¹⁷. Pour les types de bruit techniques (bruit provenant de véhicules, de machines ou d'équipements), l'exposition peut être clairement déterminée numériquement, soit par calcul, soit par mesure, et comparée à la VLI.¹⁸

Le Conseil fédéral doit fixer par voie d'ordonnance des valeurs de planification (VP) dérivées de la VLI, et inférieures à celle-ci¹⁹. Les VP concrétisent le principe de précaution – de manière toutefois non concluante²⁰. Les VP influencent l'aménagement du territoire du fait qu'elles doivent être respectées pour la délimitation ou l'équipement de zones à bâtir²¹, pour la construction de nouvelles installations fixes et bruyantes²² ou en cas de modifications très importantes d'installations existantes²³.

¹⁷ Schrade & Loretan [18], Art. 13 N 1 s.; Griffel [16], p. 80

¹⁸ Schrade & Loretan [18], Art. 13 N 12

¹⁹ Cf. art. 23 LPE

²⁰ Cf., par exemple, ATF 141 II 476 E. 3.3, 3.5.1 ; 124 II 517, E. 4b

²¹ Cf. art. 24 LPE

²² Cf. art. 25 LPE

²³ Cf., par exemple, ATF 141 II 483 ; 133 II 181 E. 7.2 ; arrêt TF 1C_10/2010 du 16.09.2010, E. 4. Cf., par exemple, Gossweiler [19], p. 104 s. ; Alig & Schärmeli [20], p. 193 s. concernant les exigences de protection contre le bruit pour les installations modifiées.

En outre, la loi octroie au Conseil fédéral la compétence de fixer des valeurs d'alarme (VA). Ces valeurs sont supérieures à la VLI et sont utilisées pour évaluer le degré d'urgence d'assainissements. Elles sont également importantes en tant que seuil pour exiger des mesures passives de protection contre le bruit²⁴ et en tant que limite supérieure pour l'octroi d'allègements à l'obligation d'assainissement²⁵ pour les installations fixes existantes²⁶.

En raison des degrés de sensibilité au bruit (DS), les valeurs limites d'exposition sont liées à l'aménagement du territoire (plans d'affectation)²⁷. Selon la loi fédérale, chaque zone d'affectation doit être attribuée à l'un des quatre DS. Chaque DS a ses propres VLI, VP et VA.

Le dépassement de la VLI n'a pas uniquement des conséquences pour les installations bruyantes, mais peut également empêcher ou restreindre la construction de nouveaux bâtiments comportant des locaux à usage sensible au bruit à proximité des sources de bruit. Selon l'art. 22 LPE, les nouvelles constructions destinées au séjour prolongé de personnes ne peuvent être autorisées que si les VLI ne sont pas dépassées. Dans le cas où l'intérêt de construire de nouveaux bâtiments l'emporte sur la protection de la santé publique, une dérogation peut être accordée – avec l'accord d'une autorité cantonale²⁸.

2.6 Effet déterminant du bruit

Conformément aux dispositions de la LPE, les VLI pour le bruit doivent être « fixées de manière que, selon l'état de la science et l'expérience, les immissions inférieures à ces valeurs ne gênent pas de manière sensible la population dans son bien-être »²⁹. Ce faisant, il doit être « tenu compte » de l'« effet des immissions sur des catégories de personnes particulièrement sensibles, telles que les enfants, les malades, les personnes âgées et les femmes enceintes »³⁰. Il s'agit d'une clarification du mandat confié au Conseil fédéral pour définir les VLI, respectivement d'un critère subsidiaire³¹. Le seuil de nuisance ou de gêne des immissions sonores est ainsi atteint dès lors que l'exposition au bruit entraîne une perturbation significative du bien-être de la population affectée³².

²⁴ Cf. art. 20 LPE

²⁵ Cf. art. 17, al. 2, LPE, relativisé à l'art. 20, al. 1, LPE

²⁶ Cf. Griffel [16], p. 119

²⁷ Cf. art. 43 OPB

²⁸ Cf. art. 22, al. 2, LPE ; art. 31 OPB; Griffel [16], p. 131 ss.

²⁹ Art. 15 LPE

³⁰ Cf. art. 13, al. 2 et art. 15 LPE

³¹ Cf. Griffel & Rausch [21], art. 13 N. 2

³² Zäch & Wolf [1], art. 15 N. 22

L'évaluation de la nuisance ou de la gêne causées par le bruit repose sur une mesure objective de la sensibilité au bruit³³.

- L'ensemble de la population est prise en considération ; aucun groupe de personnes ne peut être ignoré. Par nature toutefois, seules les personnes réellement exposées au bruit peuvent être répertoriées. Il convient ainsi de veiller à la représentativité de l'étude³⁴.
- L'art. 13, al. 2, LPE précise que les différentes sensibilités des divers groupes de personnes au sein de la population générale doivent être prises en considération lors de la détermination des VLI. Les groupes de personnes présentant une sensibilité accrue doivent être pris en compte, ce qui exclut de se fonder uniquement sur la sensibilité au bruit de la population moyenne³⁵. Un poids relatif plus important doit être accordé au besoin de protection de ces groupes « par rapport à celui des groupes de personnes dans la moyenne, voire particulièrement robustes », ce qui exclut le calcul d'une moyenne arithmétique³⁶.
- Les VLI actuelles sont parfois critiquées dans la littérature juridique car elles ne tiennent pas suffisamment compte de l'art. 13, al. 2, LPE. Ainsi, il ne suffit pas de baser les VLI sur un certain pourcentage de personnes « fortement incommodées » mais il convient d'analyser en sus si l'appréciation de certains groupes de personnes (particulièrement sensibles) s'écarte sensiblement de la moyenne³⁷.
- À l'inverse, il n'est ni possible ni exigé par la loi de fixer les VLI à un niveau si bas que personne ne se sente dérangé par un bruit situé en dessous de la VLI. Une protection absolue contre tous les bruits ne doit pas être garantie³⁸. La jurisprudence du Tribunal fédéral ne fait pas état non plus d'un droit au calme absolu. Les perturbations mineures ne sont pas prises en compte car les activités humaines sont généralement associées à des émissions sonores qui affectent d'autres personnes, d'où la nécessité de conserver une marge de tolérance au sein de laquelle certaines charges acoustiques doivent être acceptées³⁹.

La sensibilité au bruit de la population ou la perturbation du bien-être sont évaluées en fonction de « l'état de la science ou l'expérience ». Il s'ensuit que l'évaluation de la mesure dans laquelle le bruit dérange la population affectée doit, dans la mesure du possible, être effectuée selon des méthodes scientifiques éprouvées. Si celles-ci

³³ Cf. sur ce qui suit : Zäch & Wolf [1], art. 15 N. 24 ss ; Schrader & Loretan [14], art. 13 N. 16 ss.

³⁴ Schrader & Loretan [18], art. 13 N. 17 ss.

³⁵ Cf. art. 13, al. 2 LPE ; Zäch & Wolf [1], art. 15 N. 25 ; Schrader & Loretan [14], art. 13 N. 4 et N. 19

³⁶ Au sein de ces groupes de personnes présentant une sensibilité accrue, il convient d'appliquer une norme objective et de prendre en compte au moins le besoin moyen de protection de ce groupe (cf. Schrader & Loretan [18], art. 13 N. 19).

³⁷ Cf. Schrader & Loretan [18], art. 13 N. 24[18]

³⁸ Cf. Message LPE 1979, FF 1979 III p. 787

³⁹ Cf. Message LPE 1979, FF 1979 III p. 787 ; Zäch & Wolf [1], art. 15 N. 23

n'existent pas ou si des lacunes, des incohérences ou des ambiguïtés apparaissent, l'expérience des experts peut être utilisée en lieu et place ou en complément de ces méthodes. Les valeurs limites d'exposition différenciées qui tiennent compte de tous les effets pertinents du bruit ne peuvent généralement pas s'appuyer en tout point sur des études scientifiques⁴⁰.

Dans la recherche sur les effets du bruit, le terme juridique « perturbation grave » est souvent remplacé par la notion de « forte gêne ». Pour préciser cette notion juridique floue, la doctrine juridique et la jurisprudence se réfèrent aux considérations qui avaient étayé la détermination initiale des VLI. Celles-ci avaient alors été fixées de manière à ce que pas plus de 15 à 25 % des personnes concernées ne se décrivent comme « fortement incommodées » par la charge acoustique à laquelle elles étaient exposées⁴¹. En dessous de ce seuil de matérialité, la loi accepte d'emblée une certaine perturbation du bien-être de la population⁴².

Selon le principe holistique du droit de l'environnement, les impacts doivent être évalués aussi bien individuellement que collectivement et en fonction de leur interaction⁴³. Les VLI devraient donc permettre d'évaluer l'exposition globale. De ce point de vue, il convient de prendre en compte l'exposition totale au bruit perçue au point d'impact, indépendamment du type d'installations à l'origine du bruit (types de bruit)⁴⁴. Il s'agit par-là de tenir compte des effets combinés. Cependant, les bases fiables qui permettraient de refléter ces effets combinés en présence de plusieurs facteurs de même genre (plusieurs sources/types de bruit), voire différents (p. ex. nuisances sonores et pollution atmosphérique) lors de la détermination d'une VLI font souvent défaut⁴⁵. En effet, l'art. 40, al. 2, OPB stipule, dans un sens holistique, que les valeurs limites d'exposition sont également dépassées lorsque la somme des immissions de bruit de même genre, provenant de plusieurs installations, leur est supérieure.

2.7 Champ d'application et lieu de la détermination de l'exposition au bruit

Selon l'objectif de protection de la LPE, les VLI doivent s'appliquer partout où les biens à protéger sont affectés par des immissions⁴⁶. S'agissant du domaine d'application ou

⁴⁰ Cf. Zäch & Wolf [1], art. 15 N. 27

⁴¹ Cf., par exemple, ATF 126 II 522 E. 42 p. 575 ; Schrader & Loretan [18], art. 13 N. 24 ; Zäch & Wolf [1], art. 15 N. 26 indiquent toutefois que la proportion de personnes gravement perturbées par le bruit a été maintenue à 20-30 %.

⁴² Cf. Schrader & Loretan [18], art. 13 N. 14

⁴³ Art. 8 LPE ; Griffel [16], p. 44

⁴⁴ Cf. Zäch & Wolf [1], art. 15 N. 29

⁴⁵ Zäch & Wolf [1], art. 15 N. 29 ; Griffel [16], p. 44 ; Schrader & Loretan [18], art. 13 N. 14a ; cf. également ATF 121 I 334 E. 11/b/aa

⁴⁶ Schrader & Loretan [18], art. 13 N. 14b

du lieu de détermination déterminants, la loi ne contient toutefois pas de réglementation explicite ; les dispositions se référant aux valeurs limites doivent toutefois être respectées (notamment les art. 20 à 22, et les art. 24 et 25 LPE).

Seule l'ordonnance définit concrètement le champ d'application. Selon l'art. 41 OPB, les valeurs limites d'exposition (c'est-à-dire les VLI mais aussi les VP et les VA) s'appliquent aux bâtiments comprenant des locaux à usage sensible au bruit dans les zones bâties.⁴⁷ Dans les zones à bâtir encore non construites, elles s'appliquent là où le droit des constructions et de l'aménagement du territoire autorise la construction de bâtiments comportant des locaux à usage sensible au bruit et, de manière générale, dans les périmètres pas encore bâtis des zones présentant un besoin accru de protection contre le bruit (c'est-à-dire les zones pour lesquelles le degré de sensibilité I s'applique conformément à l'art. 43, al. 1, let. a, OPB). Les valeurs limites d'exposition ne doivent être respectées que lorsqu'elles sont applicables selon l'art. 41 OPB⁴⁸.

Les immissions de bruit sont calculées au centre des fenêtres ouvertes des locaux à usage sensible au bruit dans la zone déjà bâtie ; les immissions de bruit des avions peuvent également être déterminées à proximité des bâtiments. Dans les zones à bâtir qui ne sont pas encore construites, les mesures sont réalisées aux endroits où le droit des constructions et de l'aménagement du territoire autorise la construction de bâtiments comportant des locaux à usage sensible au bruit⁴⁹.

L'exposition au bruit admissible correspond donc à celle qui affecte le bâtiment. Le fait de définir le centre de la fenêtre ouverte comme lieu de détermination vise à ne pas protéger uniquement les bâtiments, ou les espaces intérieurs, contre un niveau de bruit supérieur au seuil fixé par la VLI lorsque les fenêtres sont ouvertes, mais aussi, indirectement, les environs immédiats (balcons, terrasses, jardins etc.), qui sont des lieux où les personnes séjournent de manière prolongée et sont exposées au bruit⁵⁰.

S'agissant des créneaux temporels, (seules) les annexes de l'OPB distinguent les valeurs limites de jour et de nuit, la durée du jour et de la nuit y étant également définies spécifiquement en fonction du type de bruit. Pour des raisons de praticabilité, la Commission (de l'époque) a renoncé à la division en trois parties proposée à l'origine, à savoir les heures de jour, de soirée et de nuit⁵¹. Dans ce contexte, le Tribunal fédéral

⁴⁷ Les locaux sensibles au bruit sont définis à l'art. 2, al. 6 OPB : les pièces des habitations, à l'exclusion des cuisines sans partie habitable, des locaux sanitaires et des réduits ainsi que les locaux d'exploitations, dans lesquels des personnes séjournent régulièrement durant une période prolongée. En sont exclus les locaux destinés à la garde d'animaux de rente et les locaux où le bruit inhérent à l'exploitation est considérable.

⁴⁸ Gossweiler [19], Rz. 139

⁴⁹ art. 39, al. 1 et 3, Cst. Sur le secteur non construit de zones qui requièrent une protection accrue contre le bruit, les immissions de bruit seront déterminées à 1,5 m du sol.(cf. art. 39, al. 2, OPB).

⁵⁰ Cf. ATF 142 II 100 ; Zäch & Wolf [1], Commentaire sur la LPE, Art. 15 N. 38 ; A. Schrade (sur mandat de la CFLB) : Ratio legis des Orts zur Ermittlung von Lärmimmissionen bei Gebäuden (<https://www.eklb.admin.ch/de/dokumentation/berichte/>).

⁵¹ Cf. Griffel & Rausch [21], art. 15 N. 21

a estimé que le besoin accru de la population de se divertir en soirée pouvait être pris en compte dans le cadre d'une évaluation du bruit au cas par cas⁵².

2.8 Interprétation de notions juridiques floues

Comme l'ont montré les chapitres précédents, les dispositions légales relatives à la détermination concrète des VLI sont relativement floues et nécessitent donc une interprétation. Les réglementations comprennent parfois des notions juridiques floues (« bien-être », « population », « ne gêne pas de manière sensible », pour ne citer que quelques exemples). Il en résulte une certaine marge d'interprétation, laquelle doit être précisée pour répondre à l'objectif de protection ou à la finalité de la protection contre le bruit ainsi que pour correspondre à l'état actuel de la science ou à l'expérience. Les précisions nécessaires sont donc apportées ci-après. Dans ce contexte, les termes « atteintes nuisibles et incommodantes » (ou « nuisance et gêne »), « science et expérience », « bien-être » et « population » etc. utilisés dans la loi doivent être interprétés de manière à refléter le contenu matériel de l'art. 15 LPE et des autres dispositions pertinentes de la LPE.

2.8.1 Atteintes nuisibles ou incommodantes (art. 74 Cst ; art. 1 et 13 LPE)

Aux fins du présent rapport, les termes « nuisible » et « incommodant » sont entendus comme suit :

- Les *atteintes nuisibles* portent atteinte à la santé (ci-après « santé somatique et psychique ») de l'être humain ou causent des dommages à l'environnement naturel, indépendamment du fait qu'elles soient perçues comme incommodantes ou gênantes.
- Les *atteintes incommodantes* affectent le quotidien et la qualité de vie des personnes concernées, même si ces atteintes n'entraînent pas nécessairement des conséquences manifestes sur la santé.

Les atteintes nuisibles ou incommodantes peuvent donc être non seulement de nature physique, mais aussi de nature sociale, par exemple. La définition de la santé de l'OMS, qui est reprise ici⁵³, en tient compte [22]. D'un point de vue juridique, il y a immissions sonores nuisibles ou incommodantes si les atteintes du bruit entraînent des inconvénients directs pour la santé somatique ou psychique (p. ex. lésions audi-

⁵² Arrêt TF 1A.139/2002 du 5.3.3003, E. 4.1

⁵³ Selon la Constitution de l'OMS de 1946 : « La santé est un état de complet bien-être physique, mental et social et ne consiste pas seulement en une absence de maladie ou d'infirmité ».

tives, troubles du sommeil avec leurs conséquences, perturbations du système cardiovasculaire, dépression, etc.) ou pour le bien-être psychique ou social (perturbation du repos et de la récupération, altération de la communication ou perturbation de la concentration pendant le travail intellectuel)⁵⁴.

2.8.2 Science et expérience (art. 15 LPE)

Les valeurs limites – en particulier les VLI – doivent reposer sur un lien prouvé entre une certaine exposition au bruit et une perturbation, une nuisance perçue subjectivement ou une atteinte à la santé objectivement vérifiable, de nature à provoquer une « gêne sensible de la population dans son bien-être ». Le lien peut être déterminé par des méthodes scientifiques. Toutefois, la Commission admet également que l'expérience des experts puisse servir de référence, notamment dans les cas où les données collectées de manière systématique et les évaluations font défaut.

La nécessité d'une approche scientifique pour justifier les valeurs limites est incontestée. L'effet déterminant du bruit doit donc être identifié au moyen d'enquêtes représentatives de la population et d'autres investigations (p. ex. études d'épidémiologie environnementale).

L' *état actuel de la science ou l'expérience* sont déterminants pour la définition des VLI. En principe, cela présuppose également un réexamen périodique et une éventuelle adaptation des valeurs limites s'il existe des raisons sérieuses de penser qu'elles ne correspondent plus à l'état actuel des connaissances ou à l'expérience.

2.8.3 Bien-être (art. 15 LPE)

Le *bien-être de la population* englobe le bien-être psychique, physique et social des personnes en tant que fondement de leur développement harmonieux, de leur productivité et de leur joie de vivre, et ne signifie pas uniquement l'absence de maladie et d'infirmité (cf. note de bas de page 53xxxcheck). Étant donné que la perturbation du bien-être englobe à la fois les atteintes à la santé au sens médical étroit et la (simple) gêne, les VLI doivent être définies de manière à garantir une protection contre les deux types d'atteintes – les atteintes à la santé et les atteintes incommodes.

Toutefois, seules les *gênes sensibles* du bien-être de la population sont déterminantes. Il existe donc un cadre de tolérance au sein duquel certaines perturbations ou nuisances doivent être acceptées. Les différents effets sur la santé des perturbations du bien-être que la Commission considère significatives sont examinées au chapitre 3.5.

⁵⁴ Zäch & Wolf [1], art. 15 N. 16 ss

2.8.4 Population (vs. individu) (art. 15 LPE)

La Constitution fédérale (Cst) prévoit que la Confédération légifère sur la protection de l'être humain et de son environnement naturel contre les atteintes nuisibles ou incommodantes (art. 74 Cst). L'art. 1, al. 1, LPE fait également référence à la protection contre les atteintes nuisibles ou incommodantes pour l'homme⁵⁵. Alors que le terme « homme » est également utilisé s'agissant des critères de fixation des valeurs limites d'immissions des pollutions atmosphériques à l'art. 14 LPE, le terme « population » est utilisé s'agissant des critères de fixation des valeurs limites d'immissions relatives au bruit à l'art. 15 LPE⁵⁶. La question se pose donc de savoir si la protection contre le bruit doit ou peut être conçue de telle façon que la population dans son ensemble bénéficie en *moyenne* de la protection souhaitée, ou si chaque personne en tant qu'individu a fondamentalement droit à un niveau de protection minimal. Dans le premier cas, il serait possible qu'une certaine proportion de personnes soit mieux protégée qu'une autre, mais la protection souhaitée de la population – en moyenne – serait tout de même atteinte⁵⁷. Toutefois, une interprétation de la base légale (p. ex. « protection de l'être humain » [art. 74, al. 1, Cst] et non de « la population », « la présente loi a pour but de protéger les hommes[...] » [art. 1, al. 1, LPE] et non « la population », ou encore la notion de protection de catégories de personnes [art. 13, al. 2, LPE]) mène à la conclusion que la protection contre les atteintes nuisibles ou incommodantes doit être comprise de manière individuelle et que chaque personne a droit au même niveau minimum de protection. Le niveau auquel cette protection, ou une valeur limite correspondante, doit être fixée, devra toutefois être déterminé sur la base d'une personne moyenne ou de la population moyenne.

⁵⁵ « La présente loi a pour but de protéger les hommes, les animaux et les plantes, leurs biocénoses et leurs biotopes contre les atteintes nuisibles ou incommodantes, et de conserver durablement les ressources naturelles, en particulier la diversité biologique et la fertilité du sol. »

⁵⁶ « Les valeurs limites d'immissions s'appliquant au bruit et aux vibrations sont fixées de manière que, selon l'état de la science et l'expérience, les immissions inférieures à ces valeurs ne gênent pas de manière sensible la population dans son bien-être. »

⁵⁷ C'est par exemple le cas du « Zürcher Fluglärm-Index » (ZFI), où le nombre de « personnes gênées ou incommodées de manière sensible » est cumulé dans un indice, lequel est comparé à une valeur de référence. Même si cet indice est inférieur à la valeur de référence définie, il est probable qu'une partie de la population soit exposée à une exposition beaucoup plus élevée (p. ex. en raison de la canalisation du trafic aérien).

3 Détermination des valeurs limites génériques pour les mesures d'exposition L_{den} et L_{night}

Les *relations exposition-effet* établies par les études empiriques sont un instrument central pour la détermination des valeurs limites. Elles font apparaître une relation quantitative entre l'exposition acoustique (exprimée ici avec L_{den} et L_{night}) et l'effet indésirable qu'elle provoque. Dans les études originales et aussi dans les méta-analyses, les relations exposition-effet sont déterminées à l'aide de méthodes statistiques et peuvent en règle générale être formalisées mathématiquement par des *fonctions* exposition-effet. À partir de ces relations ou fonctions, des valeurs limites peuvent être déterminées en utilisant des critères prédéfinis à cet effet (p. ex. l'« ampleur maximale de la gêne acceptable due au bruit » ou le « risque maximal d'infarctus admissible »). Dans le présent rapport, la définition de ces critères s'est concentrée sur les VLI.

Pour déterminer les valeurs limites génériques, la Commission a opté pour une démarche systématique afin d'éviter autant que possible les jugements de valeur. À quelques adaptations près, la procédure de détermination des valeurs limites génériques utilisées dans cette première partie est principalement inspirée de la méthodologie appliquée par l'OMS pour élaborer les Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement [10].

Les valeurs limites génériques pour les mesures d'exposition L_{den} et L_{night} ont été fixées en sept étapes :

- 1^{re} étape :** Détermination des effets de la pollution sonore sur la santé (appelés ci-après « effets considérés ») qui doivent être limités (p. ex. gêne, troubles du sommeil, risque d'infarctus du myocarde, risque pour les maladies cardiovasculaires, etc.).
- 2^e étape :** Détermination des facteurs de pondération (Disability Weights, ci-après DWs) pour les effets définis à la 1^{re} étape. Les DWs servent à caractériser le degré de gravité des maladies et des infirmités. Ils permettent donc de pondérer les effets considérés.
- 3^e étape :** Définition des critères de qualité minimum que doivent remplir les études scientifiques de référence utilisées pour déterminer les valeurs limites génériques.
- 4^e étape :** Sélection, pour chaque type de bruit, des études originales ou des méta-analyses portant sur les mesures d'exposition L_{den} et L_{night} qui remplissent les critères définis à la 3^e étape.
- 5^e étape :** Définition des risques acceptables par effet considéré en tenant compte du DW correspondant.
- 6^e étape :** Détermination des relations exposition-effet par effet considéré et déduction des valeurs seuils d'exposition au bruit en tenant compte du risque acceptable pour l'effet considéré.

7^e étape : Fixation des valeurs limites génériques par type de bruit (bruit du trafic routier, ferroviaire et aérien) pour le L_{den} et le L_{night} sur la base des valeurs seuils pour l'effet considéré déterminées à la 6^e étape.

La réalisation concrète des différentes étapes en vue de fixer les valeurs limites génériques pour le bruit du trafic routier, ferroviaire et aérien est décrite dans les sous-chapitres 3.1 à 3.7.

3.1 1^{re} étape : Détermination des effets sur la santé à prendre en compte

Cette étape présente les effets sur la santé de l'exposition au bruit qui doivent être pris en compte pour recommander des valeurs limites sur la base de relations exposition-effet. Par « effets sur la santé », on n'entend pas seulement les maladies physiques ou psychiques médicalement diagnostiquées (p. ex. hypertension, infarctus du myocarde, diabète, dépression) et les décès, mais aussi, conformément à la définition de la santé de l'OMS, les atteintes au bien-être mental et social, ce qui englobe en particulier la gêne due au bruit.

La démarche suivie jusqu'à présent en Suisse pour fixer les valeurs limites partait de l'hypothèse que la gêne durant la journée et les perturbations du sommeil durant la nuit étaient représentatives de tous les autres effets nuisibles du bruit sur la santé qui pouvaient éventuellement survenir et que la protection contre ces deux effets majeurs protégeait aussi contre les autres conséquences sanitaires du bruit. On supposait par exemple que des effets sanitaires de nature somatique ou psychique dus au bruit ne pouvaient, en règle générale, survenir que si l'on constatait également une gêne due à ce même bruit. La gêne était donc considérée comme l'effet déterminant du bruit [1]. S'agissant de la fixation de valeurs limites, la question est donc de savoir si cette hypothèse reste justifiée ou si des effets sanitaires peuvent déjà survenir à des niveaux sonores plus bas que ceux ressentis comme gênants. Entretemps, plusieurs études ont confirmé que le bruit peut aussi avoir des effets sur des personnes qui ne se sentent pas incommodées ou gênées.

Il existe des indices empiriques des effets de l'exposition au bruit sur la santé pour les paramètres suivants [avec références bibliographiques exemplaires] :

- Gêne due au bruit [13, 23]
- Troubles du sommeil (p. ex. difficultés d'endormissement et de maintien du sommeil, réactions de réveil, troubles du sommeil dus au bruit auto-rapportés par l'intéressé (personne sondée) [14, 24]

- Maladies cardiovasculaires (p. ex. hypertension, cardiopathie ischémique [IHD, de l'anglais Ischaemic Heart Disease], infarctus du myocarde, accident cardiovasculaire [25-28])
- Mortalité cardiovasculaire [29-31]
- Maladies métaboliques et leur précurseur, p. ex. diabète, surpoids, obésité [27, 32-34]
- Maladies psychiques, p. ex. dépressions [35-37]
- Effets cognitifs (surtout répercussions sur le comportement d'apprentissage des enfants) [38-40]
- Symptômes infracliniques tels que rigidité artérielle élevée [41], glycémie élevée [42], tension artérielle élevée [43] et dysfonction endothéliale [44]

D'autres effets seront probablement étudiés dans les années à venir. Il existe ainsi déjà des indices – à vrai dire non encore tangibles – d'un lien entre le bruit et des maladies respiratoires et des affections cancéreuses.

Des bases empiriques suffisantes ont pu être identifiées pour les catégories d'effet suivantes :

- a) Gêne
- b) Troubles du sommeil auto-rapportés
- c) Maladies du système cardiovasculaire (y c. les décès causés par celles-ci) et diabète

Ces catégories d'effet sont jugées comme suffisamment importantes pour déterminer des valeurs limites pour protéger la santé et le bien-être. Elles sont abordées plus en détail dans les sous-chapitres ci-après.

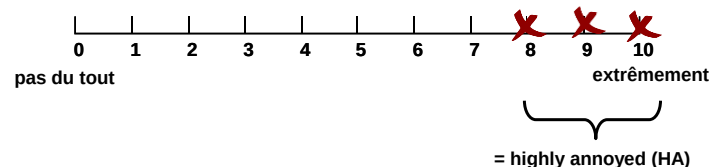
3.1.1 Gêne

La notion de « gêne » englobe les réactions aux atteintes sonores qui peuvent affecter le bien-être psychique, le repos et la détente, la capacité de travail et de concentration ainsi que la communication et l'interaction sociale. La gêne due au bruit peut se définir comme « un sentiment mélangé de léger énervement dû au fait que l'on doit entendre quelque chose que l'on ne veut pas entendre, que l'on est dérangé dans son activité et que l'on est relativement impuissant par rapport à la source du bruit » [45]. Elle peut donc être considérée comme un effet du bruit dont on ne peut certes pas démontrer le caractère pathogène (c'est-à-dire pouvant causer une maladie), mais qui porte cependant atteinte au bien-être d'une personne.

La gêne due au bruit est un indicateur relativement complet d'un effet sonore ressenti comme négatif et est relativement bien corrélé avec le niveau de pression acoustique continu équivalent (L_{eq}) [46].

Dans la recherche sur les effets du bruit, il est devenu la norme d'étudier la gêne due au bruit au moyen d'enquêtes utilisant des échelles d'évaluation subjective à plusieurs niveaux qui peuvent être présentées sous une forme écrite ou orale, p. ex. les échelles ICBEN [47] (voir figure 1), et de désigner comme « fortement incommodées » (HA, pour « highly annoyed ») la part des personnes qui indiquent les niveaux supérieurs de ces échelles. Selon la conception courante, une personne est considérée comme « fortement incommodée » lorsqu'elle indique les valeurs 8, 9 ou 10 sur une échelle de la gêne ressentie de 11 points (avec des valeurs allant de 0 à 10) ou les deux valeurs supérieures (« fortement » et « extrêmement » [gênée par le bruit]) sur l'échelle ICBEN de 5 points [47]. La plupart des études suisses sur les effets du bruit prises en compte à ce jour pour les valeurs limites [48-54] utilisent l'échelle de 11 points.

Si vous pensez aux 12 derniers mois, quand vous êtes ici, chez vous, quelle note comprise entre zéro et dix exprime le mieux à la façon dont le bruit de <source de bruit> vous gêne?



Si vous repensez aux 12 derniers mois, à quel point avez-vous été dérangé ou perturbé, dans votre logement, par les bruits de <source de bruit>?

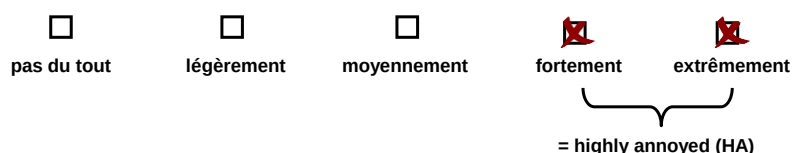


Figure 1 : Échelle d'évaluation numérique à 11 points et échelle d'évaluation verbale à 5 points de ICBEN avec les questions posées sur la gêne ressentie [47]. Il est conventionnellement admis que les personnes qui cochent un des trois chiffres supérieurs sur l'échelle de 11 points ou un des deux qualificatifs de droite sur l'échelle à 5 points sont « fortement incommodées » (« highly annoyed », « HA »).

Conformément à la définition élargie de la santé de l'OMS, il a été décidé de prendre en compte la gêne due au bruit et de considérer le **pourcentage des personnes fortement incommodées par le bruit (%HA)** comme indicateur des effets du bruit.

3.1.2 Troubles du sommeil

Le sommeil joue un rôle fondamental dans la récupération et constitue une condition préalable nécessaire au maintien de la santé à long terme. Il favorise la plasticité neuronale et maintient les performances cognitives, est essentiel à la consolidation de la mémoire et à la régulation de l'humeur, et joue un rôle important dans les processus physiologiques tels que le métabolisme, la régulation de l'appétit, la sécrétion de certaines hormones et le fonctionnement du système immunitaire [55].

Alors que la fermeture des paupières supprime presque complètement les stimuli optiques, l'ouïe continue de veiller pendant le sommeil. Le bruit peut donc altérer tant la durée que la qualité du sommeil. Parmi les principaux indicateurs utilisés à ce jour pour évaluer les troubles du sommeil sur le plan sanitaire, il faut citer l'« arousal » (augmentation momentanée de l'activité sur l'EEG), les réactions de réveil (EEG), la durée des différents stades du sommeil et l'autoévaluation de la qualité du sommeil (p. ex. à l'aide d'un questionnaire⁵⁸). À côté des enquêtes menées à l'aide de questionnaires pour déterminer le pourcentage des personnes fortement perturbées durant leur sommeil nocturne (en anglais « highly sleep disturbed », abrégé « HSD »), on utilise aussi des indicateurs des troubles du sommeil nocturne basés sur des enregistrements objectifs (p. ex. mesures par polysomnographie) ou des réactions de réveil dites signalées.

Il est plus compliqué d'établir des relations exposition-effet représentatives et largement applicables sur la base de mesures *objectives* (p. ex. réactions de réveil EEG mesurées par polysomnographie) que sur la base d'évaluations subjectives des troubles du sommeil. Les études sur les effets physiologiques du bruit sur le sommeil, en particulier les examens polysomnographiques, sont complexes et coûteuses et comprennent donc toujours seulement un petit nombre de personnes, le plus souvent jeunes et en bonne santé, qui participent aux études sur une base volontaire et qui ne sont donc pas représentatives de la population générale (voir p. ex. [56]). Ces effets physiologiques ne conviennent donc pas pour déterminer une valeur limite générique pour la nuit. Par conséquent, seules les études portant sur les troubles du sommeil auto-rapportés ont été prises en compte pour ce rapport et le **pourcentage des personnes estimant être fortement perturbées par le bruit durant leur sommeil (%HSD)** a été retenu comme indicateur des effets du bruit sur le sommeil.

3.1.3 Maladies du système cardiovasculaire, mortalité cardiométabolique, diabète

Un grand nombre d'études épidémiologiques montrent que l'exposition continue à un bruit élevé peut avoir des répercussions somatiques ou psychiques manifestes, qui

⁵⁸ La plupart du temps avec une échelle ICBEN légèrement adaptée, comme dans [14].

peuvent prendre la forme de maladies chroniques, voire être la cause de décès. À ce jour, les études épidémiologiques sur ces effets ont porté avant tout sur les maladies cardiovasculaires et métaboliques [27]. Parmi les principales causes des conséquences à long terme du bruit, il faut mentionner de façon très générale la stimulation chronique répétée du système nerveux sympathique, ce qui provoque p. ex. une augmentation de la tension artérielle par vasoconstriction ou une accélération de la fréquence cardiaque, ainsi que la sur activation de l'axe hypothalamo-hypophyso-surrénalien (axe HPA), qui peut potentiellement entraîner des troubles hormonaux qui se répercutent ensuite sur le métabolisme et le système immunitaire. D'une manière générale, ces conséquences peuvent être considérées comme étant dues au stress. Les réactions mentionnées surviennent aussi durant le sommeil et on suppose même que la période nocturne pourrait jouer un rôle plus important que la période diurne dans l'apparition d'effets à long terme dus au bruit [57]. Même si les mécanismes à l'œuvre dans les répercussions chroniques du bruit sur les systèmes cardiovasculaire et métabolique ne sont pas encore entièrement compris, plusieurs chaînes de cause à effet plausibles sont décrites dans la littérature spécialisée [58-60].

Comme il existe aujourd'hui des preuves scientifiques empiriques bien étayées sur l'existence d'un lien entre l'exposition au bruit et **la mortalité cardiovasculaire, les cardiopathies ischémiques (IHD)** et le **diabète**, la Commission a décidé de tenir compte de ces trois effets pour fixer les valeurs limites.

3.1.4 Résumé

Les effets pris en compte pour la détermination des valeurs limites sont résumés dans le tableau 1.

Tableau 1 : Effets pris en compte pour la déduction des valeurs limites génériques

Période(s) temporelle(s) déterminante(s)	Effet sur la santé considéré	Méthode de relevé	Remarques
Journée de 24 h ou 16 h	Gêne due au bruit (%HA)	Auto-rapportée et déterminée avec les échelles ICBEN	Forte proportion de la population concernée, bonnes bases empiriques, données suisses existantes
Nuit de 8 h	Troubles du sommeil dus au bruit (%HSD)	Auto-rapportés et déterminés avec des échelles	Forte proportion de la population concernée, bonnes bases empiriques, données suisses existantes
Journée de 24 h	Décès cardiovasculaire, décès par infarctus du myocarde	Statistique des causes des décès ou étude de cohorte	Objectivité élevée, effet grave, données relevées dans toute la Suisse existantes

Période(s) temporelle(s) déterminante(s)	Effet sur la santé considéré	Méthode de relevé	Remarques
	Cardiopathies ischémiques (IHD)	Diagnostic clinique, études de cohorte ou transversales	Objectivité élevée, effet grave, effet le mieux prouvé parmi les effets cardiovasculaires considérés, nombreuses études internationales sur le sujet
	Diabète de type 2	Diagnostic clinique, études de cohorte ou transversales	Objectivité élevée, prévalence élevée en Suisse, données suisses existantes

Les valeurs limites basées sur ces effets permettent en principe d'atteindre l'objectif de protection de la santé et de protéger contre la gêne et les troubles du sommeil causés par le bruit. Les effets mentionnés devraient être suffisamment sensibles pour aussi englober d'autres conséquences sanitaires importantes non directement prises en compte, notamment les effets sur la tension artérielle et sur d'autres paramètres physiologiques, mais aussi sur la performance cognitive, la santé psychique, la qualité de vie en général, etc. Ces catégories d'effet ne sont pas directement prises en compte pour déterminer les valeurs limites pour différentes raisons, p. ex. parce que la qualité des bases scientifiques est insuffisante, parce qu'il n'existe pas d'études solides réalisées en Suisse ou parce qu'il est presque impossible de déterminer, en vue de la définition d'une limite, ce qui semble encore acceptable ou non pour certains effets du bruit (p. ex. l'apprentissage plus lent de la lecture à l'école en raison du bruit environnemental).

3.2 2^e étape : Détermination des Disability Weights (DWs)

La recherche sur les effets du bruit sur la santé étudie et quantifie l'influence du bruit sur un grand nombre de conséquences sanitaires, indépendamment de leur degré de gravité respectif. Lorsque des effets considérés sont pris en compte pour déterminer des valeurs limites, ils doivent être pondérés selon leur degré de gravité relatif afin de pouvoir évaluer dans quelle mesure une valeur limite doit être « stricte » pour protéger contre les conséquences sanitaires non souhaitées (une valeur limite sera plus stricte, c'est-à-dire plus basse, pour les répercussions sanitaires graves et moins stricte pour les répercussions de peu d'importance) et pour évaluer quelle risque de conséquence sanitaire est encore acceptable ou non. Les facteurs de pondération utilisés à cet effet sont appelés Disability Weights (DWs). Les DWs reflètent le degré de gravité d'une maladie ou d'un handicap par un chiffre compris entre 0 et 1, 0 correspondant à un état de pleine santé et 1 au décès. Dans la littérature actuelle, le DW pour un diabète

simple est fixé par exemple à 0,05 [61], pour le syndrome de la dépression unipolaire à 0,4 [62] et pour la cécité à 0,18 [63]. Les DWs ont jusqu'à présent surtout été utilisés pour le calcul des Disability Adjusted Life-Years (DALY) du Global Burden of Disease (GBD) de l'OMS⁵⁹ et pour les calculs qui s'en inspirent [64].

Dans le contexte des effets du bruit sur la santé, les DWs sont toutefois délicats à utiliser pour fixer des valeurs limites. La littérature spécialisée ne fournit aucun DWs pour certains effets du bruit habituellement étudiés (p. ex. l'hypertension). En outre, les points d'interrogation sont nombreux en ce qui concerne la gravité de la gêne et des troubles du sommeil induits par le bruit. À ce jour, aucune étude empirique n'a systématiquement déterminé de DWs pour ces deux effets. Dans les deux principales publications de l'OMS sur le bruit environnant parues ces dix dernières années, un DW de 0,02 a été fixé pour la forte gêne (HA) et un DW de 0,07 pour les fortes perturbations du sommeil (dues au bruit) (HSD) [10, 65]. En ce qui concerne certains effets étudiés dans des études épidémiologiques de cohorte ou transversales, p. ex. l'infarctus du myocarde ou les accidents cardiovasculaires, les DWs attribués varient de façon importante, entre autres parce que le degré de gravité peut se modifier rapidement en quelques jours (exemple : infarctus du myocarde aigu : DW = 0,432 ; infarctus du myocarde après trois jours et circulation stable : DW = 0,074). Suivant l'effet considéré, les DWs sont donc entachés d'une plus ou moins grande incertitude, raison pour laquelle ils ne peuvent servir que de ligne directrice approximative pour comparer les degrés de gravité des différents effets du bruit.

Le tableau A.T.1 (annexe A.1) indique les DWs existant dans la littérature spécialisée pour des effets sanitaires en lien avec le bruit. Le tableau 2 indique les valeurs des DWs utilisées dans ce rapport.

Tableau 2 : Disability Weights (DWs) par effet considéré

Effet considéré	Disability Weight (DW)	Source / référence dans la bibliographie
HA (forte gêne)	0,020	Cette valeur est utilisée par l'OMS dans ses nouvelles Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement [10].
HSD (forte perturbation du sommeil due au bruit)	0,070	Cette valeur est utilisée par l'OMS dans ses nouvelles Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement [10].
IHD (cardiopathies ischémiques)	0,405	Le DW pour les IHD a été repris par l'OMS (2018) [10].
Mortalité cardiovasculaire	1,000	Les décès ont par définition un DW de 1.
Diabète (incidence)	0,049	Le DW est repris de la Global Burden of Disease Study (2016) [61].

⁵⁹ Voir https://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/en

3.3 3^e étape : Définition de critères de qualité minimum pour les études scientifiques prises en compte

Les exigences suivantes ont été définies pour la prise en compte des études sur les effets du bruit documentées dans la littérature scientifique :

- Les effets traités par l'étude ne sont pris en compte que si le lien avec le bruit est prouvé scientifiquement et que l'hypothèse d'un lien causal est plausible.
- Il existe des relations exposition-effet solides pour l'effet considéré, documentées suffisamment en détail dans la littérature scientifique, soit dans des études originales soit dans des méta-analyses.
- En plus des études internationales, il existe au moins une étude de qualité réalisée en Suisse qui décrit la relation exposition-effet pour l'effet considéré.
- Les résultats des études suisses ne contredisent pas les résultats des méta-analyses internationales (et inversement).

3.4 4^e étape : Détermination de l'état de la science

Pour déterminer l'état de la science sur les effets considérés présentés au sous-chapitre 3.1, la Commission s'est principalement appuyée sur les résultats de l'étude SiRENE [13, 14, 30, 33] et leurs actualisations [31] ainsi que sur les méta-analyses réalisées pour les Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement de l'OMS (appelées « Evidence Reviews »)⁶⁰, notamment celles sur la gêne [23], sur les troubles du sommeil [24] et sur les cardiopathies ischémiques et le diabète [27].

Les « Evidence Reviews » de l'OMS représentent une source importante, mais elles n'incluent pas les études originales les plus récentes – à savoir celles publiées après 2015, en particulier les études NORAH⁶¹ et SiRENE, dont tous les résultats ont été publiés seulement après 2015. Pour cette raison, la Commission a fait actualiser les méta-indicateurs pour les cardiopathies ischémiques et le diabète indiqués dans les « Evidence Reviews » [27] et les Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement, de façon à tenir compte des études plus récentes (jusqu'à février 2019 environ). Les méta-indicateurs ont été calculés en combinant les valeurs déterminées dans les « Evidence Reviews » de l'OMS avec les résultats des études publiées après 2014. Les calculs ont été effectués séparément pour chaque type de bruit (routier, ferroviaire et aérien). Les résultats de ces actualisations sont consolidés dans [66] (et désignés ci-après « WHO Review+ »).

⁶⁰ Voir https://www.mdpi.com/journal/ijerph/special_issues/WHO_reviews

⁶¹ Noise Related Annoyance, Cognition, and Health (NORAH), grande étude sur l'effet du bruit réalisée en Allemagne (voir <http://www.laermstudie.de>)

Le tableau A.T.2 (annexe A.1) indique les sources de la littérature scientifique utilisées pour la détermination des valeurs limites génériques par effet considéré et par type de bruit. Les études originales et les méta-analyses indiquées contiennent les principales relations exposition-effet sur la base desquelles des valeurs limites génériques peuvent être proposées en tenant compte des critères pour les risques acceptables définis au sous-chapitre 3.5.

3.5 5^e étape : Détermination des risques acceptables définissant la limite entre les niveaux sonores négligeables et les niveaux sonores sensibles

Du fait de leur caractère indéterminé, les exigences légales sur la protection contre les atteintes sonores nuisibles ou incommodantes ne peuvent pas être directement utilisées pour fixer des valeurs limites, mais doivent être concrétisées. À cet effet, la notion de « risque acceptable » est introduite afin d'opérationnaliser le caractère « sensible » de la gêne due au bruit (cf. art. 15 LPE). On considérera dès lors que le bien-être est gêné de manière sensible lorsque le risque socialement accepté de subir une atteinte nuisible ou incommodante due au bruit est dépassé. Il n'existe cependant pas de règle universelle pour déterminer ce qu'est un risque acceptable et l'éventail des risques acceptables en lien avec des influences environnementales chimiques ou physiques est très large [67]. À côté de cela, la recherche sur le bruit ne permet en principe pas de répondre à la question de savoir à partir de quel niveau sonore une exposition au bruit ou le risque sanitaire qui lui est lié n'est plus acceptable. De plus, le caractère continu des relations exposition-effet généralement établies par l'épidémiologie et la recherche sur les nuisances sonores ne fournit aucun élément permettant de déduire une limite à partir de laquelle il n'y aurait plus d'effet. En d'autres termes, il n'y a pas de niveau sonore au-dessous duquel les effets du bruit peuvent être exclus à 100 %.

Les critères finalement adoptés par la Commission pour les risques absolus (%HA, %HSD) et relatifs⁶² (IHD, mortalité cardiovasculaire, diabète) acceptables ont donc dû faire l'objet d'un examen et d'une justification approfondis. À cet égard, les DWs ont fourni des indications sur le degré de gravité des effets considérés (cf. tableau 2) et servi de repères pour définir le risque acceptable pour chacun d'eux. Lorsque le DW était faible, un risque acceptable plus élevé était admis et inversement.

Les risques considérés comme acceptables lors de la fixation des valeurs limites ont été définis pour chaque catégorie d'effet et pour chaque effet considéré ; ils sont décrits ci-après.

⁶² Voir les explications dans le glossaire.

3.5.1 Risque acceptable pour la gêne (ou %HA)

L'art. 15 LPE exige que les VLI s'appliquant au bruit soient fixées de manière que, selon l'état de la science et de l'expérience, les immissions inférieures aux VLI ne gênent pas de manière sensible la population dans son bien-être⁶³.

Cependant, comme il n'y a de facto aucune pollution sonore (aussi minime soit-elle) qui ne gêne personne dans son bien être, il faut être prêt à accepter qu'un certain pourcentage de personnes se sentent fortement gênées ou incommodées (%HA).

Dans les Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement [10], l'OMS fixe le seuil critique pour le %HA à un niveau sonore au-dessus duquel il existe avec certitude un risque accru d'effets néfastes pour la santé selon son groupe d'experts (Guideline Development Group, GDG)⁶⁴ (« [...] noise exposure level above which the GDG is confident that there is an increased risk of adverse health effects »). Le GDG a défini ce seuil à un L_{den} auquel 10 % des personnes interrogées se sentent fortement incommodées. En Suisse, mais aussi dans d'autres pays dont l'Allemagne, le pourcentage acceptable de personnes se sentant fortement incommodées est actuellement situé dans un intervalle entre 15 % et 30 % [1, 68, 69].

Dans la mesure où il est possible de le reconstituer rétrospectivement, la plupart des VLI définies à ce jour dans l'OPB (VLI DS II) étaient basées sur le critère « 25 %HA ». L'origine exacte de ce critère de 25% n'est pas très claire. En 1976, les groupes de travail I et II de la commission de l'époque décidèrent de fixer les « valeurs limites de 2^e type » (appelées plus tard VLI) à un niveau d'exposition où pas plus qu'une « minorité qualifiée (env. 25 %) » n'est fortement gênée⁶⁵. Il se peut que ce critère remonte à une ébauche de l'avant-projet (AP) de la loi sur la protection de l'environnement (LPE) de 1977, dans laquelle des critères concrets pour la fixation des VLI ont été développés. L'AP de 1977 était fondamentalement basée sur le caractère raisonnable des immissions. Les immissions sonores ont été considérées comme raisonnable « lorsque pas plus que le quart d'un groupe représentatif de la population se sent gêné de manière sensible dans de telles conditions [de nuisance sonore] ». Aucune des sources suisses disponibles ne permet de déduire ou d'expliquer pourquoi le seuil critique a été fixé à 25 %HA (et non par exemple à 10 % ou 50 %). La seule étude empirique sur la question de savoir quel pourcentage représentait un seuil critique

⁶³ Au cours des dernières décennies, la recherche sur les effets du bruit s'est portée sur la « gêne » (*Belästigung*) plutôt que sur le « dérangement » ou le « trouble » (*Störung*) ; la notion de « gêne » va au-delà du simple fait d'être dérangé dans une activité (*Gestörtsein*) et comprend des éléments affectifs (p. ex. de l'irritation ou de la colère à l'égard de l'émetteur du bruit). Une « gêne forte » (*starke Belästigung*) (en tant que notion affectivo-cognitive) et le fait d'être « gêné de manière sensible » (dans le sens de la loi) peuvent être considérés tous les deux comme l'expression d'un effet néfaste pour la santé. Dans les questions posées dans les échelles d'évaluation ICBEN, largement utilisées dans la recherche, les deux aspects (le dérangement et l'état affectif) sont subsumés dans le verbe « gêner » (en allemand « *gestört* oder *belästigt* », voir [47] et figure 1).

⁶⁴ Ce groupe d'experts, créé par l'OMS, a défini les principales questions et priorités pour l'élaboration des Lignes directrices, évalué les preuves scientifiques disponibles et formulé des recommandations.

⁶⁵ Document de travail pour la séance du 11.5.1976 des groupes de travail I et II ; original introuvable, cité d'après [8]

entre des nuisances sonores provoquant une gêne négligeable et celles provoquant une gêne sensible dans la population était celle de Rohrmann [70]. Ce dernier concluait qu'il existe manifestement des idées « naïves » à propos de ce que peut être une minorité qualifiée dont on peut raisonnablement exiger qu'elle supporte une gêne due à un facteur de stress environnemental. Son étude, relativement petite, arrivait en moyenne à 26 %.

Sur la base de ces éléments, la Commission a décidé de fixer le **critère %HA à 25 %** pour la gêne maximale admissible et donc de garder inchangé le critère qui était probablement déterminant jusqu'ici dans la plupart des cas. Cette valeur se situe dans l'intervalle (15 %–30 %) indiquée dans la littérature, en tous les cas celle plus ancienne, et s'inscrit dans une certaine continuité. Elle est en revanche nettement plus élevée que celle choisie dans les nouvelles Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement [10] de l'OMS (10 %HA).

3.5.2 Risque acceptable pour les troubles du sommeil (ou %HSD)

Comme les valeurs limites suisses pour la période nocturne n'ont jusqu'ici pas été fixées sur la base d'un critère %HSD clairement défini, il n'est pas possible de s'appuyer sur des valeurs historiques fondées sur l'expérience. Pour les troubles du sommeil dus au bruit auto-rapportés, le risque acceptable a été fixé à **15 %HSD**. Ce choix d'un critère plus strict que celui pour la forte gêne (25 %HA) est motivé par le DW plus élevé des troubles du sommeil dus au bruit (0.07 pour HSD contre 0.02 pour HA, cf. tableau 2). Le critère admissible de maximum 15 %HSD protège cependant moins que le critère très bas de 3 %HSD fixé par l'OMS. Ce choix d'un critère de protection moins sévère est également discuté au sous-chapitre 5.5.2.

3.5.3 Risque acceptable pour les cardiopathies ischémiques (IHD), la mortalité cardiovasculaire et le diabète

L'examen et l'évaluation des études épidémiologiques sur les effets cardiovasculaires et métaboliques ont porté, d'une part, sur les données relatives à la mortalité cardiovasculaire en Suisse [30, 31] et, d'autre part, sur la méta-analyse (déjà mentionnée) sur les cardiopathies ischémiques (IHD) et le diabète [66] spécialement réalisée pour ce rapport (« WHO Review+ »). Comme indiqué au sous-chapitre 1.4, la Commission a convenu de définir les risques acceptables sur la base d'une exposition pour laquelle « il existe un risque accru d'effets nuisibles pour la santé ou d'atteintes incommodes »⁶⁶. On parle de « risque accru », puisqu'il existe aussi un risque de mortalité cardiovasculaire, d'IHD et de diabète sans exposition au bruit, mais que ce risque est

⁶⁶ Pour cette raison, les valeurs limites recommandées dans ce rapport ne doivent pas être comprises comme des seuils d'effet (c'est-à-dire ce qu'on appelle des « lowest observed adverse effect levels » [LOAEL]).

accru par les nuisances sonores. Le pourcentage de l'accroissement du risque dû à l'exposition au bruit (appelé ci-après « risque additionnel ») décrit la part des cas de maladie ou de décès statistiquement imputables au bruit.

Pour les risques additionnels acceptables, la Commission a pris comme valeur de référence le risque de 5 % défini comme critique par l'OMS pour les cardiopathies ischémiques (IHD) dans les Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement [10]. À partir de là, les critères pour la mortalité cardiovasculaire et le diabète ont été fixés en tenant compte de leur degré de gravité respectif (quantifié par le DW, cf. tableau 2). Les DWs ont seulement servi de ligne directrice approximative en raison de la relative incertitude qui leur est associée (cf. 3.2) et les risques acceptables n'ont pas été fixés de façon directement proportionnelle à la valeur du DW correspondant.

La Commission a fixé le risque acceptable (plus précisément, le risque additionnel imputable au bruit) pour les **IHD à 5 %** et celui pour la **mortalité cardiovasculaire à 2,5 %**⁶⁷.

À ce jour, les effets du bruit sur le métabolisme n'ont été utilisés nulle part pour recommander des valeurs limites, ce qui est très probablement dû au manque de bases empiriques sur ces effets. Les résultats de l'étude SiRENE/SAPALDIA sur l'incidence du diabète en Suisse [33] et la méta-analyse actualisée de l'OMS [66] (« WHO Review+ ») permettent désormais de préciser la situation concernant le diabète. En raison de la prévalence élevée de cette maladie dans la population, la Commission a défini le risque additionnel acceptable pour le **diabète à 20 %**. Cela signifie qu'en présence d'une exposition sonore du niveau de la VLI, un cas de diabète sur cinq au maximum peut être dû aux nuisances sonores (et pas à d'autres causes). Ce risque acceptable plus élevé par rapport au risque acceptable pour les effets cardiovasculaires se justifie par le DW plus bas.

3.6 6^e étape : Détermination des relations exposition-effet et des valeurs seuils pour l'effet considéré

Le calcul des valeurs limites génériques pour chaque type de bruit avec la mesure d'exposition L_{den} s'appuie, d'une part, sur les études et les relations exposition-effet relatives à la gêne (%HA) [13, 23] et, d'autre part, sur les études sur les effets cardiométaboliques [27, 30, 31, 66]. La détermination de la valeur limite pour la mesure L_{night} se fonde sur les études sur les troubles du sommeil auto-rapportés [14, 24]. En outre, comme les effets cardiométaboliques dus au bruit peuvent aussi être causés par des

⁶⁷ Cela signifie que, pour une personne exposée à un bruit du niveau de la VLI, le risque de décéder d'un infarctus du myocarde dû à ce même bruit ne doit pas dépasser 2,5 % ; autrement dit, un seul infarctus du myocarde mortel sur 40 doit être dû au bruit au niveau de la VLI. Au-dessous de la VLI, le risque doit être encore inférieur et donc de moins de 1 infarctus du myocarde dû au bruit sur 40.

nuisances sonores nocturnes, il a semblé pertinent d'utiliser aussi les fonctions exposition-effet basées sur les études avec la mesure d'exposition L_{den} [27, 30, 31, 66] pour déterminer les valeurs limites pour la période de nuit ou le L_{night} respectivement, afin que la valeur limite générique proposée pour la nuit ne se réfère pas seulement aux troubles du sommeil auto-rapportés.

Les fonctions exposition-effet tirées des études prises en compte sont indiquées dans le tableau A.T.3 (annexe A.1). Sur la base de ces informations, il est possible de déterminer pour chaque effet considéré et pour chaque type de bruit la valeur du niveau sonore où si le risque (additionnel) acceptable défini ci-dessus est atteint ou juste pas encore dépassé. Cette valeur du niveau sonore est appelée ci-après « valeur seuil pour l'effet considéré » (VSEC).

Pour les **risques absolus** (%HA, %HSD), le tableau A.T.3 indique des polynômes ou des fonctions logistiques (selon la formalisation de la fonction exposition-effet dans la littérature originale). Pour ces risques, la VSEC est fixée à la valeur de niveau sonore à laquelle le risque acceptable (25 %HA ou 15 %HSD) est atteint ou juste pas encore dépassé. La figure 2 montre à titre d'exemple comment une VSEC peut être déduite à partir de la définition « forte gêne » (highly annoyed) sur une échelle d'évaluation de 5 ou 11 points (à gauche sur la figure) et à partir du critère « 25 %HA » sur une courbe d'exposition-effet (à droite sur la figure). La VSEC pour les %HSD est déterminée de manière similaire.

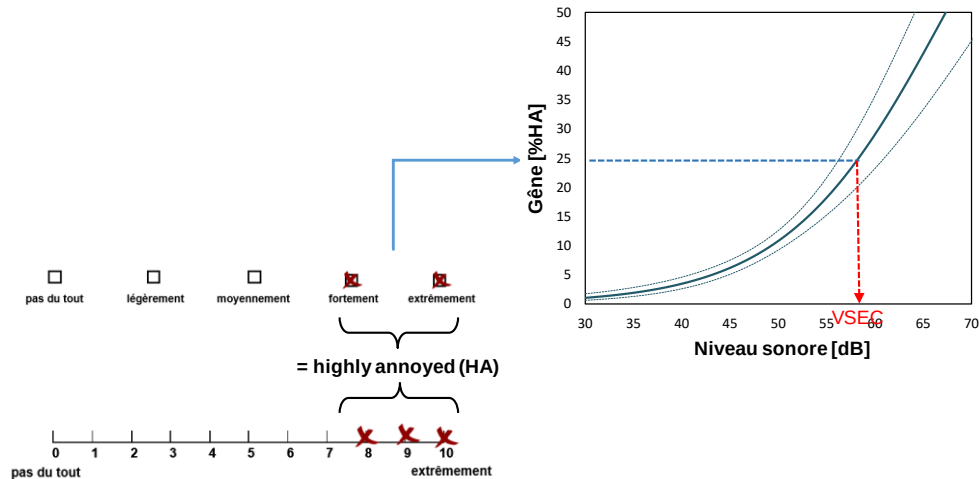


Figure 2 : Représentation schématique de la détermination de la valeur seuil pour l'effet considéré (« VSEC », rouge) « forte gêne » (%HA) à l'exemple du bruit du trafic aérien dans l'étude SiRENE. La méthode appliquée est la suivante : dans l'enquête SiRENE sur les nuisances sonores (ici celles dues au trafic aérien), les personnes dont la réponse dépasse une valeur donnée sur une échelle d'évaluation (croix rouges) sont considérées comme « fortement incommodées » (HA). Ensuite, le nombre des personnes fortement incommodées et, partant, l'indicateur %HA (pourcentage de personnes fortement incommodées par le bruit) peut être déterminé ou évalué à l'aide d'une modélisation statistique pour chaque valeur de niveau sonore. La combinaison de ces informations permet d'établir la relation exposition-effet (s'il y a lieu avec des limites d'intervalle de confiance à 95 % comme sur le schéma ci-dessus). Sur cette courbe, il est ensuite possible de lire à quelle valeur de niveau sonore un critère d'effet prédéfini est atteint (risque acceptable, ici 25 %HA). Dans cet exemple, la VSEC est située à 57,21 dB (cf. tableau 3, première ligne).

Pour les **risques relatifs** (mortalité cardiovasculaire, cardiopathies ischémiques et diabète), le tableau A.T.3 indique le risque relatif (RR) par augmentation du niveau de 10 dB pour chaque effet considéré⁶⁸. Pour ces risques, la VSEC correspond à la valeur d'exposition où le risque additionnel acceptable⁶⁹ (0,05 pour IHD, 0,025 pour la mortalité cardiovasculaire, 0,2 pour le diabète) est atteint par rapport à un niveau de référence (où le risque additionnel est par définition nul). Dans les modèles statistiques utilisés dans les études épidémiologiques sur le bruit, le niveau de référence désigne la plus basse catégorie d'exposition sonore étudiée (située la plupart du temps entre environ 30 et 50 dB[A]). Statistiquement, l'effet (causal) de l'exposition sur l'effet étudié y est supposé nul, ce qui correspond à un risque relatif de 1 et à un risque additionnel de 0. Si l'on part de l'hypothèse qu'il existe un lien linéaire entre

⁶⁸ Comme dans le cas du bruit des chemins de fer, les indicateurs empiriques pour le risque relatif pour les IHD et le diabète étaient très faibles, voire suggéraient un effet protecteur (IHD : 1,01, diabète : 0,99, cf. [66]), la VSEC qui en aurait résulté aurait été d'une hauteur irréaliste. Pour ce type de bruit, ces indicateurs du risque non plausibles ont donc été remplacés par un indicateur général (basé sur les données de [66]) déduit d'une méta-analyse portant sur tous les types de transport (1,016 pour IHD et 1,076 pour l'incidence du diabète).

⁶⁹ Le « risque additionnel » est défini comme $RR-1$.

l'exposition et le risque relatif, la VSEC peut être déterminée à l'aide de l'équation suivante⁷⁰ :

$$\text{VSEC} = \text{niveau de référence} + \frac{\text{risque additionnel acceptable}}{(\text{RR} - 1)} \times 10 \quad (1)$$

où :

VSEC valeur seuil pour l'effet considéré [dB]

RR risque relatif par augmentation du niveau de 10 dB

Lors de l'utilisation des fonctions exposition-effet qui décrivent le risque relatif par augmentation du niveau de 10 dB (mortalité cardiovasculaire, cardiopathie ischémique, diabète), les niveaux de référence ont été fixés à **45 dB** pour le L_{den} et à **35 dB** pour le L_{night} ⁷¹, et ce même si les niveaux de référence des études originales sous-jacentes peuvent s'écarter de ces valeurs. Deux raisons ont justifié ce choix : d'une part, les niveaux de référence (plus élevés) utilisés dans les études originales sont aussi souvent seulement décidés plus ou moins arbitrairement par les auteurs, par exemple parce qu'il existe peu de données sur des situations à bas niveau d'exposition. D'autre part, en l'absence d'indices de « seuils naturels », on peut partir, pour tous les effets du bruit, de l'existence d'un lien linéaire sur une large gamme de niveaux sonores et il est fort probable qu'il n'y a pas d'exposition « suffisamment faible » au-dessous de laquelle la valeur du risque additionnel est nulle.

Le tableau 3 indique les VSEC pour L_{den} et L_{night} déterminées à l'aide des critères fixés et des fonctions exposition-effet du tableau A.T.3 (colonne « FEE ») en annexe.

Tableau 3 : Valeurs seuils pour l'effet considéré (VSEC) pour les mesures d'exposition L_{den} (moitié supérieure du tableau) et L_{night} (moitié inférieure du tableau) en dB selon les critères prédéfinis pour les risques acceptables. Sur fond vert clair : effets auto-rapportés ; sur fond bleu clair : effets somatiques.

Effet considéré	Réf.	Niveau d'exposition	VSEC		
			Route	Trains	Aviation
%HA (SiRENE)	[13]	L_{den}	67.58	65.12	57.21
%HA (méta-analyse)	[23]	L_{den}	67.89	65.01	54.03
Mortalité cardiovasculaire	[30, 31]	L_{den}	54.26	53.63	54.26

⁷⁰ Pour l'exemple bruit routier/diabète/ L_{den} , l'équation (1) s'interprète comme suit : le risque additionnel pour le diabète est de 0,2. Le risque relatif par augmentation du niveau de 10 dB est de 1,11 et le niveau de référence de 45 dB(A). La valeur seuil pour l'effet considéré se calcule donc $45 + (0.2 / (1.11 - 1)) \times 10$, ce qui donne 63 dB(A) (valeur arrondie).

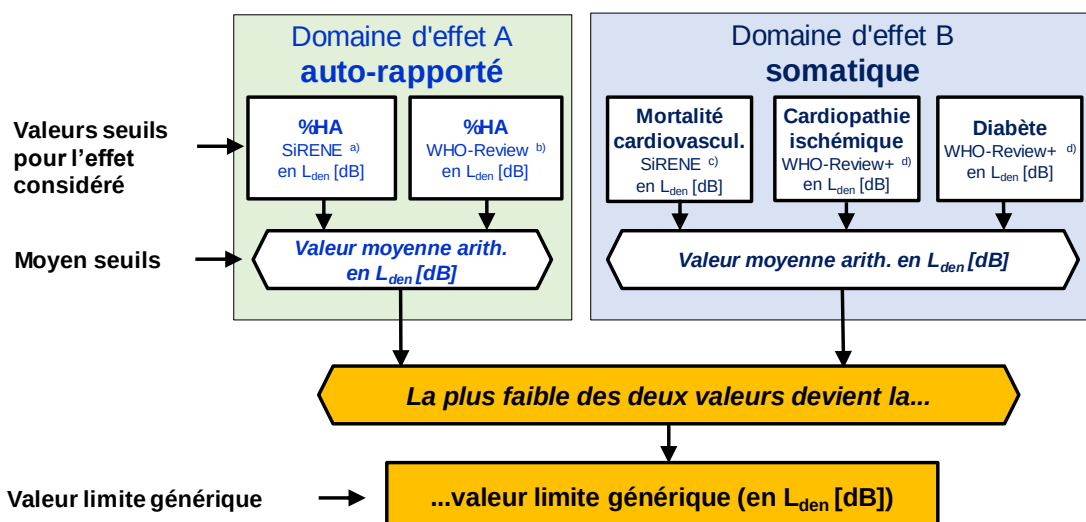
⁷¹ Dans le cas du bruit des chemins de fer, les niveaux de référence pour la mortalité cardiovasculaire et les IHD ont été fixés à 40 dB(A) L_{den} (et 30 dB L_{night}), puisque des effets à ces niveaux sont empiriquement prouvés [30].

Effet considéré	Réf.	Niveau d'exposition	VSEC		
			Route	Trains	Aviation
Cardiopathie ischémique	[66]	L _{den}	70.00	71.25	61.67
Diabète	[66]	L _{den}	63.18	71.32	55.00
%HSD (SiRENE)	[14]	L _{night}	56.88	53.74	42.07
%HSD (méta-analyse)	[24]	L _{night}	68.99	58.48	44.92
Mortalité cardiovasculaire	[30, 31]	L _{night}	41.26	45.63	44.26
Cardiopathie ischémique	[66]	L _{night}	60.00	61.25	51.67
Diabète	[66]	L _{night}	53.18	61.32	45.00

3.7 7^e étape : Détermination des valeurs limites génériques pour les mesures d'exposition L_{den} et L_{night} pour les types de bruit étudiés

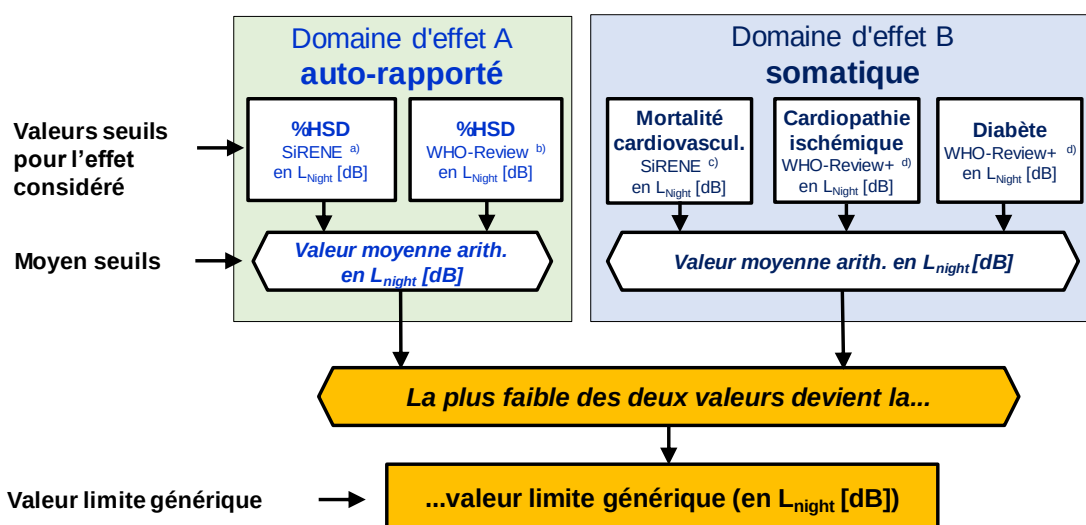
La 6^e étape a permis de fixer des VSEC (en dB) pour les types de bruit étudiés, chaque VSEC marquant le niveau sonore où le risque additionnel prédéfini acceptable est atteint et juste pas dépassé. Cinq VSEC par type de bruit et mesure d'exposition ont été obtenues (cf. tableau 3). Dans cette septième étape, ces VSEC doivent être réunies en une seule valeur limite générique par type de bruit. La procédure suivie à cet effet est schématiquement représentée dans les figures 3.1 et 3.2. Une distinction a d'abord été faite entre le domaine des effets subjectifs A (gêne et trouble du sommeil ; sur fond vert clair dans le tableau 3) et le domaine des effets somatiques B (mortalité cardiovasculaire, IHD et diabète ; sur fond bleu clair dans le tableau 3). Ensuite, la moyenne arithmétique des VSEC a été calculée par domaine d'effet (A ou B), mesure d'exposition (L_{den} ou L_{night}) et type de bruit (routier, ferroviaire, aérien) et arrondie à l'unité vers le haut en dB⁷². On a ainsi obtenu une valeur seuil moyenne à 1 dB près pour chaque domaine d'effet, mesure d'exposition et type de bruit. Le calcul de la moyenne est une méthode simple pour stabiliser la valeur seuil obtenue. Tous les effets considérés inclus dans le calcul de la moyenne dans un domaine d'effet (A ou B) reçoivent mathématiquement le même poids, puisque la pondération du degré de gravité pour chaque effet a déjà été effectuée lors de la détermination du risque acceptable.

⁷² L'arrondissement n'affecte pas le critère sanitaire prédéfini. En outre, il compense le fait que les études épidémiologiques dans le domaine de l'environnement tendent à sous-estimer le véritable effet d'une noxe environnementale.



Sources : a) [13] ; b) [23] ; c) [30, 31] ; d) [66]

Figure 3.1 : Représentation schématique de la détermination de la valeur limite générique en L_{den} à l'aide des valeurs seuils pour l'effet considéré pour les domaines d'effet A (effets auto-rapportés) et B (effets somatiques).



Sources : a) [14] ; b) [24] ; c) [30, 31] ; d) [66]

Figure 3.2 : Représentation schématique de la détermination de la valeur limite générique L_{night} à l'aide des valeurs seuils pour l'effet considéré pour les domaines d'effet A (effets auto-rapportés) et B (effets somatiques).

Finalement, la valeur limite générique définitive pour chaque type de bruit a été fixée en choisissant la valeur **la plus basse** entre les deux domaines d'effet A et B pour chaque mesure d'exposition (L_{den} et L_{night}). Selon la Commission, cette manière de procéder satisfait explicitement à l'exigence constitutionnelle de l'art. 74 Cst. et du

principe de précaution de limiter non seulement les atteintes « nuisibles » (ici celles du domaine d'effet B) mais aussi les atteintes « incommodantes » (ici celles du domaine d'effet A). Si une atteinte est nuisible avant d'être incommodante, la valeur limite doit s'orienter sur le seuil correspondant et inversement.

Les valeurs limites génériques (VLG) sont calculées selon les équations 2 en utilisant les valeurs numériques pour chaque type de bruit et chaque mesure d'exposition du tableau 3.

$$\begin{aligned}
 VLG_{\text{routier},L_{\text{den}}} &= \min\left(\left\lfloor \frac{67.58 + 67.89}{2} \right\rfloor, \left\lfloor \frac{54.26 + 70.00 + 63.18}{3} \right\rfloor\right) = \min(67, 62) = 62 \text{ dB} \\
 VLG_{\text{ferroviaire},L_{\text{den}}} &= \min\left(\left\lfloor \frac{65.12 + 65.01}{2} \right\rfloor, \left\lfloor \frac{55.63 + 71.25 + 71.32}{3} \right\rfloor\right) = \min(65, 66) = 65 \text{ dB} \\
 VLG_{\text{aérien},L_{\text{den}}} &= \min\left(\left\lfloor \frac{57.21 + 54.03}{2} \right\rfloor, \left\lfloor \frac{54.26 + 61.67 + 55.00}{3} \right\rfloor\right) = \min(55, 56) = 55 \text{ dB} \\
 VLG_{\text{routier},L_{\text{night}}} &= \min\left(\left\lfloor \frac{56.88 + 68.99}{2} \right\rfloor, \left\lfloor \frac{44.26 + 60.00 + 53.18}{3} \right\rfloor\right) = \min(62, 52) = 52 \text{ dB} \\
 VLG_{\text{ferroviaire},L_{\text{night}}} &= \min\left(\left\lfloor \frac{53.74 + 58.48}{2} \right\rfloor, \left\lfloor \frac{45.63 + 61.25 + 61.32}{3} \right\rfloor\right) = \min(56, 56) = 56 \text{ dB} \\
 VLG_{\text{aérien},L_{\text{night}}} &= \min\left(\left\lfloor \frac{42.07 + 44.92}{2} \right\rfloor, \left\lfloor \frac{44.26 + 51.67 + 45.00}{3} \right\rfloor\right) = \min(43, 46) = 43 \text{ dB}
 \end{aligned} \tag{2}$$

Les valeurs limites génériques pour les mesures d'exposition L_{den} et L_{night} sont indiquées dans le tableau 4. Les valeurs numériques utilisées (DWs, risques additionnels acceptables, VSEC et RR par augmentation du niveau de 10 dB) pour leur calcul se trouvent dans les tableaux A.T.4.1 et A.T.4.2 en annexe.

Tableau 4 : Valeurs limites génériques pour les mesures d'exposition L_{den} et L_{night} en dB(A)

Type de bruit	L_{den}	L_{night}
Trafic routier	62 ^B	52 ^B
Trafic ferroviaire	65 ^A	56 ^{A=B}
Trafic aérien	55 ^A	43 ^A

^A Valeur limite fixée sur la base des effets auto-rapportés (domaine d'effet A)

^B Valeur limite fixée sur la base des effets somatiques (domaine d'effet B)

Il est recommandé de se baser sur les valeurs limites génériques indiquées ci-dessus lors de la fixation de valeurs limites d'exposition concrètes, et ce quel que soit la mesure d'exposition ou l'indicateur d'évaluation dans lesquels la mesure est exprimée. Les valeurs limites génériques peuvent être interprétées comme des VLI pour les zones d'habitation (degré de sensibilité II, cf. 3.5) et s'appliquent en principe au point

le plus bruyant de l'enveloppe du bâtiment de l'unité d'habitation ou de l'unité d'utilisation concernée.

4 Analyse d'autres aspects méthodologiques de l'évaluation du bruit et nécessité de les adapter

Du point de vue du niveau de protection, les valeurs limites génériques pour les mesures d'exposition L_{den} et L_{night} déterminées au chapitre précédent correspondent en principe à la valeur limite d'immission (VLI). La VLI n'est cependant qu'un des éléments (aspects réglementaires) de la méthodologie d'évaluation du bruit. Les autres éléments sont :

- le champ d'application des valeurs limites,
- le lieu de la détermination de référence (appelé aussi « lieu d'immission »),
- Mesure d'exposition et indicateur d'évaluation,
- les périodes d'évaluation (subdivision de la journée de 24 heures en différentes périodes d'évaluation),
- la différenciation des valeurs limites d'exposition selon les degrés de sensibilité (DS) dans le contexte de l'aménagement du territoire,
- la différenciation en valeur d'alarme, valeur limite d'immission et valeur de planification (VA, VLI, VP), et
- les corrections de niveau.

Ces éléments sont examinés dans les sous-chapitres ci-après afin d'analyser si, à la lumière de l'état actuel des connaissances et de l'expérience, des adaptations sont nécessaires et/ou indiquées dans ces domaines. La Commission s'est appuyée à cet effet sur la longue expérience en matière d'exécution, sur la littérature scientifique et sur les analyses de l'étude SiRENE spécialement réalisées pour ce rapport, en particulier les analyses de l'enquête SiRENE [13, 14] (cf. annexe A.3). La plupart des sous-chapitres présentent d'abord brièvement la réglementation actuelle relative à l'aspect discuté, examinent ensuite s'il faut éventuellement l'adapter et concluent en indiquant, s'il y a lieu, quelle adaptation est opportune.

4.1 Champ d'application

4.1.1 Réglementation actuelle

Les valeurs limites d'exposition s'appliquent aux locaux à usage sensible au bruit définis à l'art. 2, al. 6, OPB. Sont considérés comme locaux à usage sensible au bruit non seulement les pièces des habitations, à l'exclusion des cuisines sans partie habitable, des locaux sanitaires et des réduits, mais p. ex. aussi les locaux d'exploitation, dans lesquels des personnes séjournent régulièrement durant une période prolongée, mais qui ne sont pas des logements proprement dits.

4.1.2 Considérations

La LPE et l'OPB régissent la protection contre le bruit principalement dans le domaine de l'habitat. L'appartement ou la maison est en effet le lieu où les personnes passent le plus de temps au cours de leur existence. Le logement, y c. les zones à l'extérieur qui en font partie, sert notamment au repos physique et mental et doit par conséquent être particulièrement bien protégé du bruit. La plupart des locaux d'exploitation qui ne servent pas en premier lieu à l'habitation doivent cependant aussi être considérés comme des lieux à usage sensible au bruit et sont donc inclus dans les règles de l'OPB. Les locaux de ce type ne sont toutefois pas utilisés en priorité pour le repos physique et mental ou en tous les cas pas durant une période prolongée. La protection des espaces extérieurs situés directement autour de ce type de local ne joue par ailleurs qu'un rôle secondaire. En outre, ces locaux sont souvent équipés d'un système de ventilation qui fait qu'il n'est pas nécessaire d'ouvrir les fenêtres pour les aérer.

4.1.3 Conclusions

L'OPB est essentiellement un instrument destiné à régler la protection des *logements* contre le bruit. La notion de logement englobe toutes les activités (y c. le sommeil) qui se déroulent à l'intérieur du logement ou directement à l'extérieur de celui-ci. S'agissant de l'application des valeurs limites et des mesures de protection contre le bruit, les locaux dans lesquels des personnes séjournent régulièrement durant une période prolongée mais qui ne sont pas des logements au sens strict peuvent être traités de façon plus souple que les logements, à condition toutefois que la protection contre le bruit à l'intérieur des locaux soit garantie ou réalisée par le biais de mesures de construction sur le bâtiment.

4.2 Lieu de la détermination

4.2.1 Réglementation actuelle

Le lieu de la détermination désigne le point de réception acoustique où le niveau sonore est déterminé et comparé avec les valeurs limites d'exposition. Selon l'art. 39 OPB, ce lieu est, pour les bâtiments avec des locaux à usage sensible au bruit, le milieu de la fenêtre ouverte⁷³. Les valeurs limites d'exposition doivent être respectées pour toutes les fenêtres des locaux à usage sensible au bruit⁷⁴. Dans les zones à bâtir non encore construites, le bruit est déterminé là où pourront être érigés des bâtiments

⁷³ L'OPB ne définit pas exactement ce qu'il faut entendre par « fenêtre ».

⁷⁴ Cf. ATF 142 II 100

comprenant des locaux à usage sensible au bruit. Sur le secteur non construit de zones qui requièrent une protection accrue contre le bruit, les immissions de bruit sont déterminées à 1,5 m du sol (cf. 2.7).

4.2.2 Considérations

Selon la Commission, le lieu de la détermination doit remplir les exigences suivantes :

- L'exposition sonore au lieu de la détermination doit permettre de représenter le mieux possible les effets indésirables du bruit sur les personnes concernées à l'intérieur de l'unité d'habitation ou d'utilisation, mais aussi à l'extérieur immédiat de celle-ci.
- Le lieu de la détermination doit correspondre au point de réception acoustique déterminant dans les études fondamentales utilisées pour fixer les valeurs limites d'exposition (cf. 3.1 et 3.4). Cela permet de garantir que l'exposition au bruit mesurée ou calculée est bien en relation avec l'effet du bruit sur la santé à limiter⁷⁵.
- Le lieu de la détermination doit être fixé de façon à globalement favoriser les mesures de protection contre le bruit qui correspondent à la stratégie de lutte contre le bruit visée par la LPE. Cette stratégie donne la priorité aux mesures à la source par rapport aux autres mesures.
- Le lieu de la détermination doit être clairement défini et le niveau sonore doit pouvoir non seulement y être calculé, mais aussi mesuré. Il doit pour cela être facilement accessible dans la pratique.

Le lieu de la détermination en vigueur, à savoir « au milieu de la fenêtre ouverte des locaux à usage sensible au bruit », ne peut que partiellement remplir les exigences susmentionnées pour les raisons suivantes :

- Signification pratique : des enquêtes socio-acoustiques réalisées par le passé en Suisse ont montré que la gêne due au bruit au lieu de domicile ne dépend pas avant tout de la situation à l'intérieur du bâtiment, mais que les nuisances sonores ressenties dans les abords immédiats de celui-ci jouent aussi un rôle dans l'évaluation de la gêne [71]. Un enseignement important de l'étude Si-RENE a en outre été que les expositions au bruit sur le côté bruyant du bâtiment présentent une corrélation plus forte avec le pourcentage de personnes se sentant fortement incommodées (%HA) et la proportion de personnes fortement dérangées durant leur sommeil (%HSD) que les niveaux sur le côté plus tranquille du bâtiment (voir tableau A.T.5 en annexe). Des résultats analogues

⁷⁵ La plupart des études sur les effets du bruit utilisent comme mesure d'exposition le niveau sonore sur la façade déterminés par calcul (sans prendre en compte p. ex. les constructions annexes, les écrans proches, les parapets, les balcons, etc.), c'est-à-dire le point de la façade avec l'exposition la plus élevée soit par bâtiment, soit par étage, comme dans l'étude SiRENE.

ressortent également d'études épidémiologiques, dans lesquelles le niveau sur la façade la plus bruyante s'est avéré être une mesure d'exposition plus appropriée que le niveau sur le côté du bâtiment avec l'exposition la plus faible. [72].

- Concordance avec les études fondamentales : le milieu de la fenêtre ouverte des locaux à usage sensible au bruit ne correspond pas toujours au lieu de détermination habituellement utilisé dans les études épidémiologiques environnementale et les études de gêne pour calculer les fonctions exposition-effet et, au final, déterminer les valeurs limites. Les locaux à usage sensible au bruit sont généralement conçus de façon à donner sur le côté protégé du bruit, alors que presque toutes les études sur les effets du bruit basent leurs analyses sur l'exposition au point le plus bruyant de la façade d'un bâtiment ou d'une unité d'habitation.
- Incitation à réaliser « pour la forme » des mesures de protection du bruit sur le bâtiment au lieu de prendre des mesures à la source : dans la pratique, le bruit « au milieu de la fenêtre ouverte » est souvent réduit par des éléments de construction placés directement et seulement devant ce point (écran proche suspendu, vitrage de balcon, etc.) alors que le niveau sonore dans les abords immédiats reste lui inchangé. Cette évolution a pour conséquence que les acteurs responsables des émissions du bruit ne sont plus contraints de prendre des mesures de réduction sonores à la source [73]. Les mesures réalisées sur un bâtiment ou une unité d'utilisation visent uniquement à protéger l'intérieur du bâtiment. Elles peuvent certes être pertinentes si elles permettent une meilleure protection phonique de l'espace intérieur, mais, comme dans le cas de la pose d'une fenêtre antibruit, elles ne sont que des mesures de remplacement et ne satisfont pas à l'exigence supplémentaire de protéger aussi les abords immédiats contre le bruit.

4.2.3 Conclusions

Le lieu de la détermination actuellement défini dans l'OPB, à savoir « au milieu de la fenêtre ouverte des locaux à usage sensible au bruit », ne permet pas de réaliser complètement l'objectif de protection contre le bruit. Comme alternative, la Commission recommande d'évaluer le bruit au point le plus bruyant de l'enveloppe extérieure de chaque unité d'utilisation comprenant des locaux à usage sensible au bruit et de ne pas tenir compte des éléments en saillie placés directement devant ce point tels que les balcons, les parapets et les écrans proches. En outre, la question de savoir si les locaux situés directement derrière le point le plus bruyant sont à usage sensible au bruit ou non ne devrait plus jouer un rôle déterminant. Ce nouveau lieu de détermination permet de garantir la nécessité de continuer à réduire le bruit à la source pour les émetteurs de bruit. Il est par ailleurs compatible avec les prescriptions déterminantes de l'UE en matière de calcul du bruit [11].

4.3 Mesure d'exposition

4.3.1 Réglementation actuelle

Le concept de protection contre le bruit des infrastructures de transport (routes, lignes ferroviaires, aéroports) de l'OPB s'appuie sur le principe dit « de dose », dans lequel la moyenne énergétique du niveau acoustique (dose) est calculée sur une période définie (cf. 4.4)⁷⁶. Cela signifie que l'intensité, la durée et la fréquence des événements sonores sont intégrés dans un niveau moyen, généralement pondéré avec le filtre A (L_{Aeq}). À quelques exceptions près, la législation suisse sur la protection contre le bruit utilise des mesures d'exposition basées sur le L_{Aeq} . Les caractéristiques du bruit particulièrement gênantes qui ne peuvent pas être bien reflétées dans le L_{Aeq} telles que la composante tonale ou impulsive, le nombre d'événements, les moments où ils se produisent, etc., sont prises en compte par le biais des corrections de niveau K, qui sont ajoutées au L_{Aeq} (cf. 4.9). L'indicateur d'évaluation du bruit ainsi obtenu est appelé « niveau d'évaluation » et abrégé L_r . Le L_r est un indicateur des effets indésirables du bruit auxquels il faut s'attendre. Pour déterminer, dans la pratique, si une valeur limite d'exposition est respectée ou dépassée, il faut déterminer le niveau d'évaluation L_r et le comparer ensuite à la valeur limite d'exposition déterminante.

4.3.2 Considérations

Si l'on veut limiter un certain effet du bruit sur la santé avec une valeur limite, la mesure d'exposition la plus appropriée sera celle qui rend le mieux compte du lien entre l'exposition et l'effet.

Une mesure d'exposition basée sur le niveau moyen permet de relativement bien refléter les effets sur la santé pris en compte dans ce rapport pour fixer des valeurs limites, puisque le bruit des infrastructures de transport est un bruit continu ou revenant de façon périodique, surtout pendant la journée.

Les mesures d'exposition basées sur le L_{eq} actuellement utilisées se sont imposées depuis la fin des années 1970 comme les principales grandeurs d'évaluation du bruit en Suisse et au niveau international, notamment grâce à l'apparition des sonomètres intégrateurs, avec lesquels le L_{eq} peut être mesuré sans grand effort [8]. Les mesures d'exposition courantes basées sur le L_{eq} tels que L_{den} , L_{dn} , L_{day} ou L_{night} présentent le plus souvent une bonne corrélation entre eux et peuvent être converties des unes aux autres avec suffisamment de précision grâce à des règles de conversion déterminées empiriquement [12].

⁷⁶ Pour le bruit du trafic routier, ferroviaire et aérien, le niveau sonore moyen durant le jour (6–22 h) est calculé sur 16 heures. Durant la nuit (22–6 h), il est calculé sur 8 heures pour le bruit du trafic routier et ferroviaire ; pour le bruit du trafic aérien, il est calculé séparément pour trois heures distinctes (22–23 h, 23–24 h et 5–6 h).

Un examen actuel de la littérature scientifique pertinente sur le sujet montre que les mesures d'exposition les plus utilisées dans les études sur l'effet du bruit sur la santé sont le L_{den} et le L_{night} , qui sont toutes les deux basées sur la grandeur acoustique L_{eq} ⁷⁷. Les recherches menées ces dernières années sont arrivées à la conclusion qu'aucune mesure n'est plus appropriée que le L_{den} [74, 75] pour prévoir la gêne générale due au bruit. Le L_{den} et le L_{night} sont aussi recommandés par l'OMS, qui les utilise dans ses rapports et ses directives [10, 65, 76]. Alors que le L_{night} est un niveau moyen calculé sur les heures nocturnes, le L_{den} se base sur une moyenne calculée sur les 24 heures d'une journée, les heures de la soirée et de la nuit étant pondérées avec une correction de respectivement +5 dB et +10 dB.

4.3.3 Conclusions

Il est pertinent de continuer à appliquer le principe dit « de dose » et d'utiliser la moyenne énergétique du niveau de pression acoustique comme mesure d'exposition (mesure acoustique de base) pour les périodes de jour et de nuit et d'utiliser un niveau d'évaluation L_r (c'est-à-dire un niveau sonore corrigé par des corrections de niveau) comme mesure d'évaluation. Comme alternative au niveau moyen non pondéré, on peut aussi recommander, comme mesure de base pour la période de jour, le L_{den} comme mesure intégrale pour la journée entière (24 heures) avec une correction pour le soir et la nuit. Pour le bruit du trafic aérien durant la nuit, il est recommandé de garder les L_{eq} horaires (voir 4.4).

4.4 Périodes d'évaluation

4.4.1 Réglementation actuelle

L'évaluation du bruit dans l'OPB fait une distinction fondamentale entre la période de jour et la période de nuit en appliquant des valeurs limites d'exposition différentes à chacune d'elles. Cette distinction se fonde sur le constat que l'être humain réagit de façon plus sensible aux nuisances sonore durant la nuit que durant le jour et qu'il doit par conséquent être mieux protégé pendant la nuit. La différence de sensibilité entre le jour et la nuit est estimée en général à environ 10 dB et est suffisamment prouvée empiriquement, du moins pour le bruit du trafic aérien [77, 78]. En outre, la recherche sur les effets du bruit a montré que le système nerveux végétatif est plus sensible de 10 à 12 dB en état de sommeil qu'en état de veille [79]. Si dans l'OPB, les valeurs limites d'exposition de jour et de nuit diffèrent de 10 dB pour presque tous les types

⁷⁷ Vu ce que l'on sait, il n'y a presque pas d'études épidémiologiques menées auprès de la population qui s'appuient sur d'autres grandeurs d'exposition que le L_{eq} – à l'exception des études partielles du projet SIRENE, qui ont aussi porté sur l'influence du caractère intermittent du bruit.

de bruit (voir aussi sur ce point le tableau 5), la durée des périodes d'évaluation diurnes et nocturnes dépend de la source de bruit considérée⁷⁸. Une réglementation unique est toutefois appliquée au bruit du trafic, qu'il soit routier, ferroviaire ou aérien, avec une période de jour entre 6 h à 22 h et une période de nuit entre 22 h et 6 h. L'art. 39 de l'ordonnance sur l'infrastructure aéronautique (OSIA) interdit les vols de nuit entre 00 h et 6 h pour l'ensemble du pays⁷⁹ ; l'évaluation du bruit du trafic aérien ne porte donc pas sur toute la nuit mais seulement sur les heures avant et après la période d'interdiction des vols de nuit, qui sont traitées séparément (22–23 h, 23–24 h et 05–06 h). Du fait de l'évaluation séparée des heures nocturnes dans l'OPB, l'énergie acoustique horaire (niveau moyen horaire, L_{eq} 1h) est limitée à un niveau qui est déjà atteint au bout de quelques vols bruyants seulement. Le niveau moyen horaire fait donc office de critère de pointe pour les périodes situées aux extrémités, afin de limiter efficacement les réactions de réveil sans devoir recourir à un critère de niveau maximum par survol [80].

4.4.2 Considérations

Les périodes d'évaluation distinctes utilisées dans l'OPB pour les divers types de bruit ne s'expliquent pas par des différences sur le plan des effets sanitaires ou des atteintes incommodes, mais par les particularités de l'exploitation des installations émettrices ainsi que par les différentes attentes au sein de la population en ce qui concerne la question de savoir quand une source peut émettre du bruit et quand elle ne le peut pas.

Selon la Commission, les périodes de jour et de nuit doivent être définies en fonction des habitudes de sommeil de la population. C'est aussi ce qu'exige l'arrêt du Tribunal fédéral sur les approches matinales par le sud de l'aéroport de Zurich⁸⁰, qui considère que l'actuel découpage jour-nuit (début de la nuit à 22 h, fin de la nuit à 6 h) ne protège pas suffisamment le sommeil de la population entre 06 h et 07 h.

Les études sur les habitudes de sommeil de la population suisse (cf. annexe A.3.1) ont montré, d'une part, qu'il n'y a pas de moment au cours de la journée où toutes les personnes dorment ou sont réveillées et, d'autre part, que le début et la fin de la nuit (respectivement 22 h et 06 h) semblent fixés trop tôt, puisqu'une majorité de la population adulte ne dort pas à 22 h et que moins de la moitié est déjà levée à 06 h. Actuellement fixée entre 22 h et 06 h dans l'OPB, la période de nuit pour le bruit du trafic

⁷⁸ Pour le bruit de l'industrie et des arts et métiers, la période de jour va de 07 h à 19 h et la période de nuit de 19 h à 07 h. Les périodes d'évaluation pour le bruit des places de tir et d'exercice militaires sont fixées de manière identique, c'est-à-dire que le jour correspond à la période entre 07 h et 19 h ; pour le bruit produit durant la période entre 19 h et 07 h, un malus de 5 dB est appliqué aux valeurs en vigueur durant le jour.

⁷⁹ Cette interdiction ne concerne effectivement que les aéroports nationaux de Genève et Zurich (l'EuroAirport de Bâle-Mulhouse est situé sur le territoire français). L'interdiction des vols de nuit est plus stricte pour les autres aéroports.

⁸⁰ Cf. ATF 137 II 58 (aéroport de Zurich), 22.12.2010

(routier, ferroviaire et aérien) devrait être déplacée d'une heure au moins vers l'avant – donc de 23 h à 07 h – pour mieux correspondre aux habitudes de sommeil de la population. Ce déplacement placerait aussi l'heure comprise entre 06 h et 07 h, critique s'agissant du bruit du trafic aérien, dans la période de nuit. Il ne tiendrait en revanche pas compte du fait que les enfants vont se coucher plus tôt et que la phase d'endormissement doit aussi bénéficier d'une protection accrue. En outre, comme la sensibilité au bruit de la population est plus élevée durant les heures du soir (cf. annexe A.3.2), le début de la période de nuit devrait rester fixé à 22 h. C'est aussi l'argumentation du groupe de travail « Fluglärm-Belastungsgrenzwerte und raumplanerische Flexibilisierung » mis en place il y a environ dix ans par le DETEC à la suite de l'arrêt du Tribunal fédéral susmentionné, avec pour mandat d'élaborer un concept pour une évaluation du bruit du trafic aérien aux premières heures du jour conforme au droit [81, 82].

Suivant la proposition de la Commission, la période de nuit pour le bruit du trafic (routier, ferroviaire et aérien) irait de 22 h à 07 h et sa durée serait portée de 8 à 9 heures.

4.4.3 Conclusions

Du point de vue de la protection de la santé, la période d'évaluation pour la nuit devrait être étendue de 22 h à 07 h pour tous les types de bruit dû au trafic. La période d'évaluation pour les heures de la journée serait alors réduite de 16 à 15 heures. Pour le bruit du trafic aérien, l'évaluation par heure pour la période de nuit doit être maintenue et les trois heures actuelles doivent être complétées par l'heure comprise entre 06 h et 07 h. En outre, par analogie avec le bruit du trafic aérien, il est indiqué d'examiner si une évaluation supplémentaire de l'heure nocturne la plus bruyante permettrait de limiter les réactions de réveil dues au bruit pour les autres sources sonores liées aux transports

4.5 Différenciation des valeurs limites d'exposition selon les degrés de sensibilité (DS)

4.5.1 Réglementation actuelle

Le système des degrés de sensibilité (DS) permet de combiner les valeurs limites d'exposition avec l'aménagement du territoire et certaines zones d'affectation (cf. art. 43 OPB et sous-chapitre 2.5). À quelques exceptions près, les valeurs limites d'exposition sont graduées selon le DS ; les zones de détente (DS I) et les zones d'habitation pures (DS II) ont des valeurs limites d'exposition plus basses que les zones mixtes et artisanales (DS III) et les zones industrielles (DS IV). En Suisse, 90 % des

unités d'habitation sont situées dans une zone de DS II ou III ; les habitations dans des zones de DS I ou IV constituent des cas exceptionnels (p. ex. logement de concierge dans une zone industrielle de DS IV).

L'art. 43 OPB part implicitement de l'idée que les personnes qui exercent une activité dans une zone d'affectation de DS III se sentent fortement gênées à un niveau sonore supérieur à celui où le sont les personnes dans une zone de DS II (zone d'habitation pure). En fixant des valeurs limites d'exposition distinctes pour les DS II et III, la réglementation actuelle de l'OPB part du principe que la population des zones de DS III peut être exposée à un niveau sonore plus élevé que celui des zones de DS II.

4.5.2 Considérations

La différenciation des valeurs limites d'exposition selon quatre DS distincts implique que la sensibilité au bruit des personnes diffère aussi selon les zones d'affectation où elles se trouvent (p. ex. dans les zones industrielles par rapport aux zones d'habitation pure). L'analyse des données de l'enquête SiRENE pour les zones de DS II et III montre cependant que, pour ce qui est du bruit du trafic routier et ferroviaire, la sensibilité au bruit auto-rapportée ne dépend pas du DS attribué à la zone de domicile et qu'elle en dépend au plus de façon minime pour le bruit du trafic aérien (cf. annexe A.3.4). Or la LPE exige que toutes les personnes soient partout protégées de la même façon. Vu les résultats susmentionnés, il semble dépassé et non conforme à l'objectif légal de protection contre le bruit de garder un système qui fixe des valeurs limites d'exposition différentes pour les logements selon le DS.

S'agissant du bruit du trafic (routier, ferroviaire et aérien), il semble donc indiqué de mettre les valeurs limites d'exposition du DS III au même niveau que celles du DS II. Cet alignement ne signifie toutefois pas une suppression des DS, puisqu'ils s'appliquent intégralement à tous les types de bruit dans la zone d'affectation concernée et jouent donc aussi un rôle lors de l'évaluation au cas par cas d'une source sonore pour laquelle il n'existe pas de valeurs limites d'exposition. À noter qu'une mise au même niveau a déjà été effectuée par le passé pour le bruit du trafic aérien militaire (cf. annexe 8, ch. 21, OPB).

En dehors de cela, il reste indiqué de fixer, pour les bruits du trafic, des valeurs limites d'exposition plus basses pour le DS I (zones de détente) et plus élevées pour le DS IV (zones industrielles), puisque les objectifs de protection de ces zones diffèrent de ceux des zones de DS II et III. Dans les zones de DS I, les valeurs limites d'exposition plus basses tiennent compte d'un besoin de protection accru contre le bruit, tandis que dans les zones de DS IV, les valeurs limites d'exposition plus hautes se justifient par le fait que ces zones ne conviennent pas à l'habitat (à l'exception des logements qui doivent se trouver sur le site concerné pour des raisons d'exploitation).

Les résultats de la recherche évoqués ci-dessus et le présent rapport concernent exclusivement les effets du bruit du trafic (routier, ferroviaire et aérien) et l'examen des valeurs limites d'exposition correspondantes. Il n'est donc pas exclu que le système des différents DS avec des VLI distinctes ne soit pas approprié pour d'autres types de bruit, p. ex. les bruits quotidiens. Les considérations ci-dessus ne peuvent donc pas être généralisées à tous les types de bruit.

4.5.3 Conclusions

Pour assurer une protection uniforme de la population à son lieu de résidence, les valeurs limites pour le bruit du trafic (routier, ferroviaire et aérien) doivent être mises au même niveau pour le DS II et le DS III. La conservation de valeurs limites distinctes pour le DS I et le DS IV se justifie en raison des différents objectifs de protection. Indépendamment de la mise au même niveau mentionnée, la graduation en quatre DS doit être maintenue⁸¹.

4.6 Différenciation entre valeur de planification, valeur limite d'immission et valeur d'alarme

4.6.1 Réglementation actuelle

En plus des VLI, qui définissent les seuils à partir desquels les immissions gênent de manière sensible la population dans son bien-être, l'OPB contient aussi des valeurs de planification (VP) et des valeurs d'alarme (VA). Ces trois types de valeurs limites sont brièvement traités ci-après (sur ce point voir aussi 2.5).

Valeurs limites d'immission (VLI)

Les VLI marquent une séparation entre les atteintes qui sont nuisibles ou incommodes au sens de la loi et celles qui ne le sont pas. Les VLI sont aussi désignées comme les « valeurs directives du droit de la protection contre le bruit » [1]. Le dépassement de la VLI peut avoir de nombreuses conséquences juridiques, par exemple l'obligation d'assainir visée à l'art. 16 LPE. En tant que valeur limite de départ, la VLI fait d'une certaine manière fonction de référence pour la hauteur de la valeur de planification (VP) et de la valeur d'alarme (VA).

⁸¹ Aussi dans la perspective de (nouvelles) réglementations et en raison des évaluations au cas par cas pour d'autres sources de bruit, p. ex. les bruits quotidiens et notamment le bruit de voisinage des établissements publics, où des valeurs limites graduées entre DS II et III sont pertinentes.

Valeurs de planification (VP)

Afin d'assurer la protection contre le bruit causé par de nouvelles installations fixes et en vue de la planification de nouvelles zones à bâtir, le Conseil fédéral établit des valeurs limites de planification inférieures aux valeurs limites d'immission (art. 23 LPE). Cette disposition est impérative. À quelques exceptions près, les VP sont de 5 dB plus basses que les VLI correspondantes. Selon la jurisprudence du Tribunal fédéral relative aux installations pour lesquelles il n'existe pas de valeurs limites, la VP doit définir un niveau sonore qui ne provoque pas davantage que des dérangements minimes de la population⁸². À la différence des VLI, les VP sont des décisions qui procèdent d'une réflexion générale sur la protection contre le bruit et non (directement) d'un lien exposition-effet.

Concrètement, les VP servent à protéger contre le bruit émis par les nouvelles installations fixes, puisque celles-ci ne peuvent en principe être réalisées que si elles respectent au moins les VP. En outre, des nouvelles zones à bâtir destinées à la construction de bâtiments comprenant des locaux à usage sensible au bruit ne peuvent être délimitées ou équipées que si les VP sont respectées ou si des mesures de planification, d'aménagement ou de construction permettent de les respecter (cf. art. 24, al. 1, LPE). En raison de leur fonction, les VP sont souvent considérées comme des « valeurs de précaution ». Elles ne concrétisent cependant pas complètement le principe de précaution, puisque, selon l'art. 11, al. 2, LPE, la précaution s'applique indépendamment des nuisances existantes, ce qui signifie que des mesures préventives doivent aussi être prises lorsque les VP sont respectées.

Valeurs d'alarme (VA)

Les VA servent en premier lieu à apprécier l'urgence d'un assainissement du bruit pour les installations (art. 19 LPE). L'art. 19 LPE a été volontairement formulé de manière postative par le législateur lors de l'élaboration de la LPE. C'est donc le Conseil fédéral qui décide s'il est nécessaire de fixer une VA pour un type de bruit donné. Les VA ne servent cependant pas seulement de critère pour évaluer l'urgence d'un assainissement, mais tiennent aussi lieu de limite supérieure dans le cas d'allègements (art. 14 OPB). En vertu de l'art. 20 LPE, elles servent en outre de seuil pour la réalisation de mesures de protection contre le bruit telles que l'équipement des immeubles situés dans la zone affectée par une installation fixe avec des fenêtres antibruit. Si l'on se réfère au message relatif à la LPE⁸³, les VA apparaissent donc indispensables pour les routes, les aéroports et les chemins de fer.

⁸² Cf. arrêt du TF 1C_601/2018, ATF 130 II 32

⁸³ Message relatif à une loi fédérale sur la protection de l'environnement, FF 1979 III 741

Tableau 5 : En haut : niveaux d'évaluation Lr pour les VP, VLI et VA pour le bruit du trafic routier (BR), ferroviaire (BF) et aérien (BA) ; en bas : différences entre les VLI et les VP et entre les VA et les VLI ainsi qu'entre le jour et la nuit. Toutes les indications sont en dB. Les différences sur fond jaune sont celles qui s'écartent du principe de 5 dB de différence entre VP, VLI et VA et du principe de 10 dB de différence entre le jour et la nuit.

DS	Jour ^a								
	VP			VLI			VA		
	BR	BF	BA	BR	BF	BA	BR	BF	BA
I	50	50	53	55	55	55	65	65	60
II	55	55	57	60	60	60	70	70	65
III	60	60	60	65	65	65	70	70	70
IV	65	65	65	70	70	70	75	75	75

DS	Nuit ^b														
	VP					VLI					VA				
	BR	BF	BA1	BA2	BA3	BR	BF	BA1	BA2	BA3	BR	BF	BA1	BA2	BA3
I	40	40	43	43	43	45	45	45	45	45	60	60	55	55	55
II	45	45	50	47	47	50	50	55	50	50	65	65	65	60	60
III	50	50	50	50	50	55	55	55	55	55	65	65	65	65	65
IV	55	55	55	55	55	60	60	60	60	60	70	70	70	70	70

DS	VLI - VP									VA - VLI										
	Jour ^a					Nuit ^b					Jour ^a					Nuit ^b				
	BR	BF	BA	BR	BF	BA1	BA2	BA3	BR	BF	BA	BR	BF	BA1	BA2	BA3				
I	5	5	2	5	5	2	2	2	10	10	5	15	15	10	10	10				
II	5	5	3	5	5	3	3	3	10	10	5	15	15	10	10	10				
III	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	10	10	10	10	10				
IV	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	5	10	10	10	10	10				

DS	Jour - Nuit														
	VP					VLI					VA				
	BR	BF	BA1	BA2	BA3	BR	BF	BA1	BA2	BA3	BR	BF	BA1	BA2	BA3
I	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	5	5	5	5	5
II	10	10	7	10	10	10	10	5	10	10	5	5	0	5	5
III	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	5	5	5	5	5
IV	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	5	5	5	5	5

Légende :

^a 06–22 h

^b BR & BF : 22–06 h, BA1 : 22–23 h, BA2 : 23–00 h, BA3 : 05–06 h

4.6.2 Considérations

VLI et VP

Les VLI et les VP sont exigées par la loi et doivent donc être maintenues. Sauf pour le bruit du trafic aérien, les VP sont de 5 dB plus basses que les VLI. L'idée sous-jacente est d'éviter des immissions excessives en cas d'augmentation ultérieure du bruit ou de réalisation ultérieure d'autres installations (similaires). La différence de 5 dB doit permettre de garantir que les immissions provenant de deux autres installations similaires (au maximum) respectant les VP ne dépassent pas la VLI. Pour le bruit du trafic aérien, les VP fixées sont de seulement 2 dB (DS I) et 3 dB (DS II) plus basses que les VLI (cf. tableau 5). Cette plus petite différence constitue un compromis entre les intérêts de protection de la population et les exigences du développement de l'urbanisation⁸⁴.

VA

L'objectif primordial des VA est aujourd'hui périmé, puisque les délais d'assainissement pour les routes, les chemins de fer et les aéroports ont expiré et que les travaux

⁸⁴ Rapport explicatif du 11 avril 2001 sur la modification de l'OPB

d'assainissement qui restent à réaliser sont planifiés et priorisés avec d'autres instruments. Les VA continuent cependant à remplir leurs deux autres fonctions (limite supérieure pour les allègements en cas d'assainissement et seuil pour les mesures de protection contre le bruit) et doivent donc être maintenues.

Dans l'OPB, la différence entre la VLI et la VA pour les trois types de bruit du trafic est actuellement située entre 5 et 15 dB et dépend du type de bruit, du DS et des valeurs limites d'exposition pour le jour et la nuit (cf. tableau 5). Il n'a pas été possible de trouver une justification fondée sur des critères de protection sanitaire pour ces différentes VA.

4.6.3 Conclusions

Les VLI sont indispensables et doivent être maintenues. Les VP doivent aussi être conservées en vue d'une protection contre le bruit prévoyante et durable. Les VA doivent être maintenues en raison des fonctions supplémentaires qu'elles remplissent, et ce même si l'art. 19 LPE sur la fixation de VA est une disposition facultative et si sa principale fonction a entretemps été remplie.

4.7 Schéma de valeurs limites

4.7.1 Réglementation actuelle

Le *schéma de valeurs limites* désigne la trame qui résulte de la différenciation des valeurs limites en fonction du genre de bruit, des périodes temporelles, des DS et des types de valeurs limites (VLI, VP, VA) (cf. art. 2, al. 5, OPB). Le schéma de valeurs limites actuellement défini dans l'OPB combine les principes d'évaluation du bruit discutés aux sous-chapitres 4.4 à 4.6. Les valeurs limites d'exposition qui y figurent sont indiquées sous la forme de niveaux d'évaluation Lr et sont :

- (a) différenciées selon les périodes jour et nuit, avec une période jour qui va de 06 h à 22 h et une période nuit qui va de 22 h à 06 h (sauf pour le bruit du trafic aérien),
- (b) graduées selon les DS (DS I, DS II, DS III, DS IV), et
- (c) subdivisées en VA, VLI et VP.

Le niveau sonore est évalué au moyen du niveau d'évaluation Lr, qui est ensuite comparé avec la valeur limite d'exposition déterminante. Le niveau d'évaluation Lr est déterminé par mesure ou par calcul et en appliquant des corrections de niveau K (cf. 4.9). Une VLI de 60 dB, fixée pour la période jour en DS II pour les trois types de bruit du trafic, sert de valeur de départ pour les autres valeurs limites d'exposition (cf. tableau 5). Les raisons pour lesquelles des valeurs limites plus basses de 10 dB sont

fixées pour la période de nuit sont discutées au sous-chapitre 4.4.1. La structure principale du schéma de valeurs limites de l'OPB est représentée dans le tableau 6 à l'exemple du bruit du trafic routier (le schéma de valeurs limites pour les autres types de bruit ne s'écarte que très légèrement de cette structure).

Tableau 6 : Structure principale du schéma de valeurs limites de l'OPB avec des valeurs limites d'exposition exprimées dans l'unité de mesure du niveau d'évaluation (L_r), à l'exemple du bruit du trafic routier

	Jour, 06 h à 22 h			Nuit, 22 h à 06 h		
DS	VP	VLI	VA	VP	VLI	VA
I	50	55	65	40	45	60
II	55	60	70	45	50	65
III	60	65	70	50	55	65
IV	65	70	75	55	60	70

4.7.2 Considérations

Les valeurs limites d'exposition utilisées dans l'OPB sont, dans la plupart des cas, les mêmes pour les trois types de bruit du trafic et donnent l'apparence d'une évaluation identique (ou d'un niveau sonore identique), et ce alors que la gêne due aux différents types de bruit varie en raison de leurs caractéristiques distinctes pour un même L_{Aeq} . Les différents effets sont pris en compte au moyen des corrections de niveau (K) (cf. 4.9.1). Le jugement de valeur sur l'effet d'un certain type de bruit à limiter ne s'exprime donc pas seulement directement dans les valeurs limites d'exposition, mais aussi dans les corrections de niveau correspondantes. Comme les valeurs K sont souvent indiquées sous formes d'expressions mathématiques dans les annexes 3, 4 et 5 de l'OPB, les personnes non spécialisées ne peuvent pas comprendre comment le bruit est évalué. Il vaudrait par conséquent la peine d'examiner si un système prévoyant des valeurs limites individuelles et donc différentes pour chaque type de bruit ne serait pas préférable à l'actuel schéma de valeurs limites. Un tel système aurait l'avantage de permettre de lire directement dans la hauteur des valeurs limites d'exposition les effets distincts des trois types de bruit du trafic sur la gêne et la santé. L'inconvénient serait qu'il faudrait utiliser chaque fois des valeurs limites d'exposition différentes en fonction du type de bruit à évaluer dans l'exécution.

4.7.3 Conclusions

La Commission propose de garder le concept actuel dans ses grandes lignes, c'est-à-dire de fixer les VLI pour tous les types de bruit à une valeur donnée unique et de déterminer le niveau d'évaluation correspondant au moyen des corrections de niveau. Dans le schéma de valeurs limites qui en résulte (cf. tableau 7), les valeurs limites d'exposition se différencient selon le DS et la période (jour ou nuit). La VLI du DS II de 60 dB pour la journée et de 50 dB pour la nuit fait fonction de valeur centrale. Il existe donc une différence (constante) de 10 dB entre la journée et la nuit. Conformément à la recommandation de la Commission, les VLI pour le DS II et le DS III sont mises au même niveau (cf. 4.5.3). Les différences entre le DS I et les DS II/III devraient en règle générale être de 5 dB et celles entre les DS II/III et le DS IV de 10 dB. Les VLI doivent être comprises comme des niveaux d'évaluation L_r . L'établissement des niveaux d'évaluation nécessite des corrections de niveau K qui sont discutées dans le sous-chapitre 4.9.

Tableau 7 Schéma de valeurs limites recommandé pour la valeur limite d'immission (VLI) exprimée dans l'unité de mesure du niveau d'évaluation $L_{r,jour}$ et $L_{r,nuit}$.

DS	$L_{r,jour}$ (sur 15 ou 24 heures)	$L_{r,nuit}$ (sur 9 heures)
I	55	45
II	60	50
III		
IV	70	60

4.8 Fixation des valeurs limites selon le type de bruit

4.8.1 Mesures d'exposition pour la période de jour et la période de nuit

Période de jour

Pour évaluer la période de jour, il est possible d'utiliser soit le L_{den} , avec une subdivision entre les heures du jour (07–19 h), du soir (19–22 h) et de la nuit (22–07 h) et leurs corrections correspondantes (respectivement +0 dB, +5 dB, +10 dB) (cette version du L_{den} est désignée ci-après $L_{den,07-19-22-07h}$), soit un L_{Aeq} moyen calculé sur 15 heures (désigné ci-après $L_{day,07-22h}$).

Ces deux variantes permettent d'atteindre l'objectif de protection de jour, mais elles ont chacune des avantages et des inconvénients. La variante avec la mesure d'exposition $L_{den,07-19-22-07h}$ (variante 1) est inconnue dans la pratique actuelle suisse et imposerait aux services concernés un travail initial important lors de la détermination de l'exposition, alors que la variante avec le $L_{day,07-22h}$ (variante 2) est aujourd'hui déjà bien établie en Suisse (exception faite que le référent temporelle vigueur [06–22 h] diffère d'une heure). D'un autre côté, l'utilisation de la variante 2 pour fixer une valeur limite dans le cadre du présent rapport nécessite de procéder à une conversion entre le L_{den} et le $L_{day,07-22h}$, conversion qui présente certaines incertitudes (cf. annexe A.3.8). Cette conversion serait en grande partie superflue (mais cependant pas complètement, voir ci-après) dans la variante 1 avec le L_{den} , puisque les valeurs limites génériques pour la période de jour se réfèrent déjà au L_{den} (cf. tableau 4). D'un point de vue scientifique, la variante 1 avec le $L_{den,07-19-22-07h}$ présente de légers avantages. À cet égard, il faut cependant tenir compte du fait que la plupart des mesures d'exposition sont fortement corrélées entre elles [12] et que l'éventuel avantage que pourrait représenter le passage à $L_{den,07-19-22-07h}$ dans la variante 1 doit être mis en balance avec le surcroît de travail que cela impliquerait (changement des pratiques établies, adaptation des réglementations, nouveau calcul du niveau sonore, etc.).

Période de nuit

Pour évaluer la période de nuit, le L_{Aeq} sur la période d'évaluation recommandée de 22 h à 07 h (cf. 4.4.3) est approprié. Pour le bruit du trafic routier et ferroviaire, ce sont les 9 heures entre 22 h et 07 h ($L_{night,22-07h}$). Pour le bruit du trafic aérien, il est recommandé de garder l'évaluation par heure et de prévoir une évaluation supplémentaire pour l'heure comprise entre 06 h et 07 h (voir 4.8.3).

4.8.2 Valeurs limites pour les mesures d'exposition $L_{den,07-19-22-07h}$, $L_{day,07-22h}$ et $L_{night,22-07h}$

Le sous-chapitre précédent propose différents mesures d'exposition pouvant être appliqués dans un schéma de valeurs limites ($L_{den,07-19-22-07h}$, $L_{day,07-22h}$ et $L_{night,22-07h}$). Ces mesures d'exposition diffèrent plus ou moins de celles des valeurs limites génériques du tableau 4 : alors que les valeurs limites génériques sont indiquées pour la mesure d'exposition L_{den} (avec les fenêtres temporelles 7–19 h, 19–23 h et 23–07 h, majoritairement appliquées dans les études fondamentales utilisées pour déterminer la valeur limite générique L_{den}), la Commission recommande d'utiliser une version légèrement modifiée du L_{den} , dans laquelle la période du soir ne dure que 3 heures mais celle de la nuit 9 heures, ou un L_{day} déterminé sur 15 heures entre 07 h et 22 h. Pour la période de nuit, la Commission propose un L_{night} sur 9 heures, de 22 h à 07 h, au lieu de la période de 23–07 heures sur laquelle se fondent la plupart des études sur l'effet du bruit durant la nuit. Pour pouvoir approximativement conclure à une valeur limite pour

$L_{den,07-19-22-07h}$ ou $L_{day,07-22h}$ à partir d'une valeur limite générique L_{den} et conclure à une valeur limite pour $L_{night,22-07h}$ à partir d'une valeur limite générique L_{night} , il faut déterminer (de manière représentative pour la Suisse) jusqu'à quel point ces diverses mesures diffèrent en moyenne les unes des autres. Les termes de conversion correspondants, calculés sur la base du cadre d'échantillonnage de l'enquête SiRENE, sont indiqués dans le tableau A.T.6 en annexe. Ces termes ont été utilisés pour calculer les valeurs limites déterminantes selon le type de bruit indiqués dans les tableaux 8 et 9. Les résultats des conversions ont été mathématiquement arrondis à 1 dB.

Tableau 8 Valeurs limites selon le type de bruit de la période de jour (VLI DS II/III) pour les mesures d'exposition L_{den} , $L_{den,07-19-22-07h}$ et $L_{day,07-22h}$ en dB(A)

Type de bruit	L_{den}^*	$L_{den,07-19-22-07h}$	$L_{day,07-22h}$
Trafic routier	62	62	60
Trafic ferroviaire	65	65	59
Trafic aérien	55	55	54

* valeur limite générique selon le tableau 4

Tableau 9 Valeurs limites selon le type de bruit de la période de nuit (VLI DS II/III) pour les mesures d'exposition L_{night} et $L_{night,22-07h}$ en dB(A)

Type de bruit	L_{night}^*	$L_{night,22-07h}$
Trafic routier	52	52
Trafic ferroviaire	56	56
Trafic aérien	43	45

* valeur limite générique selon le tableau 4

4.8.3 Valeurs limites horaires pour le bruit du trafic aérien durant la nuit

L'évaluation du bruit du trafic aérien durant la nuit proposée ci-dessous diffère de celle utilisée pour le bruit du trafic routier et ferroviaire. Cette différence s'explique par l'objectif de limiter les réactions de réveil (cf. 4.4.1) et par l'interdiction des vols de nuit dans l'ensemble du pays (art. 39 OSIA). Comme les décollages et les atterrissages sont interdits en Suisse entre 00 h et 05 h, il est inutile d'édicter une valeur limite pour le bruit du trafic aérien pour cette période. Il est donc recommandé de procéder à une évaluation à l'aide de valeurs limites horaires pour les heures du début et de la fin de la nuit. Puisque la nouvelle période de nuit devra durer 9 heures, il faut fixer *quatre* valeurs limites horaires (pour les heures comprises entre 22–23 h, 23–00 h, 05–06 h et 06–07 h) contre trois actuellement.

La grandeur de départ utilisée pour mesurer la hauteur de ces quatre valeurs limites horaires était la valeur limite nocturne de 45 dB sur 9 heures selon le tableau 9. Si l'on concentre l'énergie acoustique du $L_{\text{night},22-07\text{h}}$ (45 dB sur 9 heures) sur les 4 heures durant lesquelles des opérations de vol sont autorisées (22–23 h, 23–00 h, 05–06 h et 06–07 h), on obtient, pour ces 4 heures, un niveau moyen de 48,5 dB. Ce niveau devrait être respecté dans ces 4 heures afin de ne pas dépasser la valeur limite selon le type de bruit. Comme la longue période sans bruit de (au moins) 5 heures⁸⁵ au cœur de la nuit offre une possibilité de compensation pour les dérangements dus au bruit⁸⁶ qui n'existe pas, ou en tous les cas pas dans une pareille mesure, pour le bruit du trafic routier et ferroviaire, un dépassement de la valeur de 48,5 dB (moyenne sur les 4 heures) peut apparaître comme défendable. Cette compensation ne saurait cependant être trop importante, puisqu'on peut aussi partir du fait que la majorité des études empiriques et des méta-analyses qui sous-tendent la détermination de la valeur limite selon le type de bruit de 45 dB pour le bruit concerné [14, 24, 30, 66] se fondent sur des situations d'exposition au bruit du trafic aérien dans lesquelles les niveaux sonores au cœur de la nuit étaient probablement aussi nettement moindres que durant les heures au début et à la fin de celle-ci et que l'effet de compensation décrit est donc déjà au moins partiellement pris en compte dans la valeur limite générique et dans la valeur limite selon le type de bruit. Il est par conséquent probable que l'effet de compensation soit déjà « épuisé » quelques décibels au-dessus de la marque des 48,5 dB (moyenne sur les 4 heures). Comme cet effet de compensation ne peut pas être exactement chiffré à l'aide de données empiriques, la Commission a décidé de le fixer à 2,5 dB au maximum, ce qui, pour le dire de façon simplifiée, signifie que le niveau moyen du bruit du trafic aérien ne devrait pas dépasser la valeur de 51 dB sur les 4 heures.

Il a ensuite fallu décider comment fixer les valeurs limites pour chacune des 4 heures à évaluer (22–23 h, 23–00 h, 05–06 h et 06–07 h) de façon à, d'une part, respecter le critère de 51 dB comme moyenne sur les 4 heures nocturnes avec opérations de vol et, d'autre part, refléter de façon adéquate les différences de sensibilité au bruit du trafic aérien durant ces mêmes 4 heures. À cet effet, les points suivants ont été considérés :

- Il est pertinent de fixer une valeur limite plus basse pour la deuxième (23–00 h) et la troisième (05–06 h) heure de la nuit que pour les heures plus proches de la période de jour (22–23 h et 06–07 h). En effet, le sommeil doit fondamenta-

⁸⁵ Les fenêtres temporelles sans opération de vol fixées par les règlements d'exploitation des aéroports de Zurich et de Genève sont actuellement plus longues que le minimum de 5 heures prévu par l'OSIA (Genève : 00 h à 6 h, Zurich : 23 h 30 à 6 h).

⁸⁶ Argument du groupe de travail « Fluglärm-Belastungsgrenzwerte und raumplanerische Flexibilisierung » mis en place par le DETEC [81]

lement être protégé durant la nuit et la proportion de la population qui dort durant la première et la dernière heure de la nuit est déjà moins importante (cf. figure A.A.2 dans l'annexe A.3.1).

- Comme la première (22–23 h) et la dernière (06–007 h) heure de la nuit présentent des valeurs de sensibilité au bruit quasiment identiques (cf. figure A.A.5 dans l'annexe A.3.2), des valeurs limites de même hauteur peuvent s'appliquer pour ces deux heures.
- Vu que, sur les 4 heures envisagées, la proportion de la population en train de dormir est la plus élevée entre 05 h et 06 h et que les réactions de réveil provoquées par le bruit devraient être autant que possible évitées durant les heures matinales pour des raisons sanitaires [82], la valeur limite fixée pour l'heure comprise entre 05 h et 06 h est plus basse que pour la première et la dernière heure de la nuit.
- Il est indiqué d'appliquer à la deuxième heure de la nuit (23–24 h) la même valeur limite qu'à la troisième (05–06 h) afin d'éviter autant que possible des nuisances sonores dues au trafic aérien durant la période d'endormissement.

Vu ces considérations, les VLI horaires indiquées au tableau 10 sont recommandées pour le bruit du trafic aérien (DS II et DS III).

Tableau 10 VLI recommandées (DS II/III) pour le bruit du trafic aérien durant la période de nuit, en dB(A)

$L_{Aeq,22-23h}$	$L_{Aeq,23-24h}$	$L_{Aeq,05-06h}$	$L_{Aeq,06-07h}$
52	49	49	52

Les valeurs du tableau 10 donnent une moyenne énergétique de 50,8 dB. Sur une période de 9 heures, dont 5 dans une période (00–05 h) durant laquelle les vols commerciaux sont interdits, ces valeurs donnent un L_{Aeq} moyen de 47,2 dB. Cette valeur est de 2,2 dB plus élevée que la valeur limite $L_{night,22-07h}$ selon le type de bruit de 45 dB. Les valeurs proposées respectent donc le critère fixé par décision d'un effet de compensation de 2,5 dB au maximum.

4.9 Niveau d'évaluation et corrections de niveau

4.9.1 Réglementation actuelle

Pour déterminer l'exposition au bruit du trafic qui sera déterminante, l'OPB utilise diverses corrections de niveau qui servent à compléter le niveau moyen L_{eq} afin d'obtenir un niveau d'évaluation L_r qui reflète adéquatement la gêne ou l'effet du bruit dû à ses caractéristiques ou à son type. L'OPB contient actuellement trois types de correction de niveau dans le domaine de l'évaluation du bruit du trafic routier, ferroviaire et aérien⁸⁷.

Le premier type de correction de niveau concerne le type de bruit lui-même (bruit du trafic routier, ferroviaire ou aérien). Il tient compte du fait que les différents types de bruit ont des effets variables pour un même niveau moyen. Ces corrections de niveau, appelées aussi dans ce cas spécial « corrections de normalisation », servent à ajuster la mesure d'exposition d'un type de bruit donné afin de pouvoir utiliser des valeurs limites d'exposition de même hauteur pour tous les types de bruit (voir sur ce point aussi 4.7).

Le deuxième type de correction de niveau tient compte de l'effet des différents volumes de trafic (nombre de véhicules, de trains ou d'avions par heure). L'actuelle réglementation de l'OPB prévoit des corrections de niveau en fonction du volume de trafic pour le bruit du trafic routier, ferroviaire et de l'aviation légère.

Le troisième type de correction de niveau tient compte des qualités fortement gênantes du bruit dont l'effet ne peut pas être adéquatement reflété dans le L_{Aeq} . On peut citer à titre d'exemple les corrections de niveau qui tiennent compte de la gêne particulière causée par le bruit des manœuvres (bruit ferroviaire) ou par les crissemments dans les virages des véhicules sur rails circulant sur les routes (bruit routier).

Ces corrections de niveau sont mises en œuvre comme suit aux annexes 3 (bruit du trafic routier), 4 (bruit des chemins de fer) et 5 (bruit des aéroports civils) de l'OPB :

Bruit du trafic routier

La commission de l'époque a décidé que, pendant la journée et pour tous les types de bruit, la VLI DS II pour l'effet à limiter devrait être fixée au niveau moyen (L_{Aeq}) auquel 25 % de la population se sentait fortement incommodée. Pour le bruit du trafic routier durant la période de jour, cela correspondait à un L_{Aeq} de 60 dB. Cette valeur est devenue la VLI DS II pour tous les types de bruit du trafic. Il n'y a donc logiquement pas de correction de normalisation (niveau de correction de premier type) pour le bruit

⁸⁷ L'OPB utilise d'autres corrections de niveau pour d'autres types de bruit, mais elles ne sont pas traitées dans le présent rapport. (Afin de prévenir toute équivoque, il convient de préciser que les corrections de niveau K1, K2, et K3 dans l'OPB ne correspondent pas au premier, deuxième et troisième type de correction de niveau ci-dessus.)

du trafic routier dans l'OPB et le niveau d'évaluation L_r pour ce type de bruit correspond pour l'essentiel au L_{Aeq} pour la période correspondante (jour ou nuit). Lorsqu'il y a moins de 100 véhicules en moyenne par heure et au-dessous de 1600 véhicules par jour ou de 800 véhicules par nuit, une correction de niveau de deuxième type en fonction du volume de trafic située entre -5 et 0 dB s'applique (cf. annexe 3, ch. 35, OPB). La Commission n'a pu établir l'origine de cette correction ou trouver la justification empirique utilisée à l'époque. À côté de cela, il existe encore une autre correction de niveau (de troisième type) qui tient compte des crissemments dans les virages des véhicules sur rails circulant sur les routes⁸⁸ (cf. annexe 3, ch. 35, al. 2, OPB).

Bruit des chemins de fer

Les valeurs limites d'exposition pour le bruit des chemins de fer ont été établies dans les années 1970 et 1980, pratiquement en même temps que celles pour le bruit du trafic routier. Dans ce contexte, on a constaté que le bruit des chemins de fer était moins incommodant que le bruit du trafic routier pour un même niveau sonore et que la différence de pourcentage des personnes se sentant fortement incommodées correspondait à une différence de niveau de 5 dB. Pour cette raison, les niveaux moyens (L_{Aeq}) pour le bruit des chemins de fer sont tous corrigés d'au moins -5 dB⁸⁹ (correction de niveau de premier type)⁹⁰. Principalement fondée sur le type de bruit, cette correction a été justifiée jusqu'à présent par la prévisibilité des événements (en raison de l'horaire le plus souvent fixe des trains), par les pauses parfois longues entre les événements et par le caractère temporaire du bruit [83]. Au surplus, les niveaux d'évaluation pour le jour et la nuit sont encore réduits en fonction du nombre de passages de trains durant la période envisagée. Comme dans l'OPB la période de nuit comprend 8 heures et celle du jour 16 heures, la correction de niveau est plus marquée pendant la nuit que pendant le jour pour une même fréquence de trains (nombre de trains moyen par heure) (elle a donc un effet « plus négatif » et l'évaluation est moins stricte durant la nuit). Il n'existe pour cela aucune justification. À la fin, cette correction de niveau (de deuxième type) est combinée avec la première ; elle commence par -5 dB et peut aller jusqu'à -15 dB au maximum (cf. annexe 4, ch. 33, al. 1, OPB). En outre, il existe une correction de niveau de troisième type qui est elle « positive » (c'est-à-dire que l'évaluation est plus sévère) et qui tient compte des nuisances particulières dues au bruit des manœuvres (cf. annexe 4, ch. 33, al. 2, OPB).

⁸⁸ Dans l'OPB, le bruit des véhicules sur rails circulant sur les routes (p. ex. les trams) est considéré comme bruit du trafic routier.

⁸⁹ La correction de niveau de -5 dB signifie que 5 dB sont *soustraits* au niveau moyen effectivement mesuré ou calculé (L_{Aeq}).

⁹⁰ Cette correction de niveau est souvent aussi désignée comme un « bonus accordé au rail ».

Bruit du trafic aérien

L'OPB contient des valeurs limites d'exposition pour le bruit causé par le trafic des petits aéroports, pour le bruit causé par l'ensemble du trafic des petits aéronefs et des grands avions et pour le bruit causé par le trafic sur les aéroports civils utilisés exclusivement par des hélicoptères (hélistations). La mesure d'exposition appliquée est le L_{Aeq} , sauf pour les hélistations, où c'est le niveau maximal moyen pondéré A qui est utilisé comme grandeur d'évaluation. Aucune correction de niveau de premier type n'est appliquée. Une correction de niveau de deuxième type est prévue pour la détermination du bruit des petits aéronefs ; cette correction se fonde sur une étude sur l'effet de gêne provoqué par le bruit de ces petits aéronefs [84]. La correction dépend du nombre annuel des mouvements et elle est ajoutée au L_{Aeq} , c'est-à-dire que plus le nombre de mouvements augmente, plus la correction augmente également. Cette correction ne s'applique pas lorsqu'il y a moins de 15 000 mouvements par an.

S'agissant du bruit du trafic aérien civil des aéroports pour les grands avions, la mesure d'exposition correspond pour l'essentiel au niveau moyen pondéré A (L_{Aeq}) de l'exploitation des grands avions et des petits aéronefs, corrigé en fonction du nombre des mouvements des petits aéronefs comme indiqué ci-dessus ; cette correction de niveau n'est appliquée que pour la mesure d'exposition partielle des petits aéronefs et est négligeable dans les trois aéroports nationaux suisses en raison de la dominance des grands avions.

4.9.2 Considérations

Les corrections de niveau de deuxième et de troisième type servent à tenir compte des caractéristiques spécifiques et non-énergétiques d'une source de bruit dans le niveau d'évaluation. Pour savoir si des corrections sont nécessaires et le cas échéant lesquelles, il faut étudier de façon ciblée les effets incommodes. Les enseignements fournis par ces études sont présentés ci-dessous.

Bruit du trafic routier

Comme le L_{Aeq} ne reflète peut-être pas toutes les caractéristiques du bruit du trafic routier ressenties comme gênantes, la Commission a étudié dans quels domaines des corrections du L_{Aeq} sont indiquées et quelle doit être leur valeur. L'enquête menée auprès de la population suisse dans le cadre de l'étude SiRENE a par exemple montré que, pour un même niveau sonore, un bruit du trafic routier constant est plus gênant qu'un bruit composé d'événements individuels prononcés (c'est-à-dire des situations de bruit à intermittence élevée) [85]. Cette situation tendrait à justifier une correction de niveau négative en cas de faible densité de trafic. S'agissant de l'effet du bruit routier sur le risque d'infarctus du myocarde [30], l'influence du nombre des mouve-

ments et du caractère intermittent de la circulation indépendamment du L_{Aeq} est cependant moins claire et d'autres études seraient donc nécessaires pour définir une correction de niveau en fonction du nombre des mouvements qui tiennent compte de tous les effets. Pour la gêne et les troubles du sommeil, une correction semble par contre indiquée. Selon l'analyse présentée dans l'annexe A.3.5, une correction de niveau de deuxième type d'environ -5 dB pourrait être appliquée au niveau d'évaluation lorsque la densité de trafic est faible (moins de 32 véhicules par heure).

La question de savoir si une correction de niveau (négative) serait admissible pour les tronçons à vitesse réduite (zone 30), par exemple parce qu'une pente du niveau sonore moins raide réduirait les nuisances potentielles ou la probabilité d'une réaction de réveil, reste encore ouverte. Il n'existe pas encore d'études empiriques sur la question.

Bruit des chemins de fer

Les études suisses actuelles sur la gêne [13] et sur les troubles du sommeil auto-rapportés [14] dus au bruit des chemins de fer montrent que l'importante correction négative inscrite dans l'OPB pour le bruit ferroviaire ne se justifie pas, en tout cas pas en ce qui concerne ces deux types d'effet, comme le suggèrent les analyses présentées dans l'annexe A.3.5 et la figure A.A.11. Cette situation est probablement due aux changements qu'a connus le trafic ferroviaire sur le plan de l'exploitation et sur le plan acoustique, notamment l'accroissement de la densité du trafic et l'augmentation de la vitesse de circulation. Lorsque la vitesse de circulation augmente, le niveau sonore croît et décroît plus rapidement au passage du train et les pentes qui indiquent l'évolution du niveau sonore en fonction du temps se raidissent. Des études de terrain et de laboratoire montrent que, précisément dans le cas du bruit des chemins de fer, il existe un lien entre le raidissement des pentes du niveau sonore et les troubles du sommeil, qui s'exprime par une probabilité de réveil ou de réaction accrue en présence de bruit ferroviaire [86-89]. Les analyses spécifiques présentées dans l'annexe A.3.5 montrent que le nombre des événements ferroviaires n'a pas d'influence modificatrice notable sur les relations exposition-effet relatives à la gêne ou aux troubles du sommeil auto-rapportés dus au bruit du trafic ferroviaire. Tout en restant prudent, on peut en conclure que la correction de niveau en fonction du nombre de passages qui figure actuellement dans l'OPB n'est pas justifiée, en tout cas en ce qui concerne la gêne et les troubles du sommeil.

Bruit du trafic aérien

Il y a quelques années, la Commission a lancé une étude sur les causes de la gêne croissante due au bruit des grands avions pour un même niveau sonore (« Projekt $L_{eq}+X$ », [90]). Cette étude a montré que le nombre des mouvements a un effet sur la gêne qui va au-delà d'un effet explicable d'un point de vue purement énergétique,

même si la plus grande part de la variance de la gêne continuait à s'expliquer par le L_{Aeq} . Les résultats de cette étude sont toutefois relativement difficiles à interpréter et trop hétérogènes pour pouvoir en déduire de façon convaincante une correction de niveau en fonction du nombre des mouvements de vol pour le bruit du trafic aérien causé par les grands avions.

4.9.3 Conclusions

Il est recommandé au sous-chapitre 4.7.3 de fixer une VLI unique de 60 dB pour la journée et de 50 dB pour la nuit dans les zones de DS II et de DS III. Si une VLI unique est définie pour tous les types de bruit, il faut introduire séparément pour chacun d'eux des corrections de normalisation (corrections de niveau de premier type) qui tiennent compte de l'effet différent de chaque source sonore au niveau de la VLI unique. Partant de VLI fixées à 60 dB pour la journée et à 50 dB pour la nuit, on obtient, pour la normalisation des valeurs limites selon le type de bruit indiquées dans les tableaux 8 et 9, les corrections de normalisation K du tableau 11.

Tableau 11 : Corrections de normalisation K [en dB] pour les mesures d'exposition recommandées

Type de bruit	Corrections de normalisation K [dB]		
	$L_{den,07-19-22-07h}$	$L_{day,07-22h}$	$L_{night,22-07h}$
Trafic routier	-2	0	-2
Trafic ferroviaire	-5	+1	-6
Trafic aérien	+5	+6	(+5)*

* Puisque, pour le bruit du trafic aérien, la Commission recommande d'évaluer séparément les quatre heures et non la nuit entière, la correction de normalisation de +5 est une valeur théorique qui n'est pas utilisée, raison pour laquelle elle est entre parenthèses.

Après considération des avantages et des inconvénients, il est recommandé de renoncer aux corrections de niveau de deuxième type (c'est-à-dire aux corrections en fonction du volume de trafic) pour tous les types de bruit du trafic pour les raisons suivantes :

Ayant analysé les résultats de l'enquête SiRENE, la Commission reconnaît qu'il existe des indices qui montrent qu'un volume de trafic réduit a un effet réducteur sur les nuisances dues au bruit du trafic routier durant la journée, ce qui justifierait une correction de niveau de deuxième type pouvant aller jusqu'à -5 dB pour les routes peu fréquentées. Elle constate toutefois aussi que la valeur limite générique pour la journée pour ce type de bruit se fonde sur les effets somatiques (cf. tableau A.T.4.1 dans l'annexe). Ces effets somatiques incitent à fixer une valeur limite d'environ 5 dB plus

basse qu'une valeur limite qui s'orienterait sur la relation exposition-effet relative à la gêne (%HA). Une correction de niveau en cas de faible volume de trafic fondée sur la gêne ne se justifie donc pas.

Vu les études existantes, la correction de niveau de deuxième type de 0 dB à -10 dB (ou entre -5 dB et -15 dB si l'on tient compte de la correction de niveau de premier type) ne peut pas non plus être maintenue pour le bruit des chemins de fer.

S'agissant du bruit du trafic aérien causé par les grands avions, des études spécifiques [90] fournissent des indices qui pourraient justifier une correction de niveau en fonction du nombre des mouvements de vol, mais cette correction ne se référerait qu'à la gêne ressentie (%HA). L'état lacunaire des connaissances sur le sujet ne permet actuellement pas de chiffrer une telle correction de niveau.

Les corrections de niveau de troisième type, qui tiennent compte des caractéristiques spéciales du bruit (p. ex. la correction de niveau K 2 pour le bruit des chemins de fer) n'ayant pas été examinées dans ce rapport, il n'est pas possible de recommander des adaptations. Comme il n'existe aucun indice qui montre que les corrections concernées ne sont pas justifiées, il est recommandé de les maintenir dans leur forme actuelle.

En outre, la Commission estime indiqué d'examiner l'introduction d'une correction de niveau pour le bruit du trafic routier lorsque la vitesse est réduite s'il s'avère – idéalement au moyen d'une étude longitudinale – que des vitesses plus basses (p. ex. zone 30) peuvent diminuer les effets du bruit sur la santé et la gêne au-delà du pur effet d'une baisse du niveau sonore.

4.10 Points ouverts et besoin de recherche

4.10.1 Protection d'heures nocturnes spécifiques avec des valeurs limites horaires

Au sous-chapitre 4.4.3, il est proposé d'examiner l'opportunité d'instaurer, pour la période de nuit, des valeurs limites horaires pour d'autres types de bruit que celui du trafic aérien, ce qui permettrait de mieux protéger la population résidente contre des réactions de réveil lorsque, au cours d'une période nocturne sinon silencieuse, des immissions particulièrement élevées sont générées à certaines heures de la nuit par l'exploitation d'une installation routière ou ferroviaire (p. ex. des trains de marchandises ou le trafic de poids lourds durant les premières heures du jour en raison d'un transbordement accru de marchandises, etc.). Une réglementation ad hoc pourrait p. ex. exiger que le niveau de l'heure la plus bruyante durant la période de nuit (entre 22 h et 07 h) ne puisse dépasser que d'un nombre maximum de dB donné le niveau

moyen sur toute la période de nuit. Il n'existe cependant pas de documents de base permettant de proposer une recommandation concrète (fondée sur une preuve).

4.10.2 Prise en considération des catégories de personnes plus sensibles

Le législateur exige que la fixation des VLI tienne (spécialement) compte des catégories de personnes particulièrement sensibles telles que « les enfants, les malades, les personnes âgées et les femmes enceintes » (art. 13 LPE). Il présume donc que les enfants, les malades, les personnes âgées et les femmes enceintes sont plus sensibles que la moyenne de la population et ont besoin d'une protection particulière. La Commission estime que ces catégories de personnes sont prises en considération lorsqu'elles font partie des échantillons utilisés dans les modèles statistiques ou de la population de référence (dans les études basées sur la population, p. ex. SNC) dans les études fondamentales qui sous-tendent les valeurs limites. À cet égard, il convient de faire les remarques suivantes :

- S'agissant des enfants, les statistiques sur les causes de décès qui sont combinées avec les données sur la pollution sonore dans les études épidémiologiques [p. ex. 30] tiennent aussi compte des enfants, même si le risque de mortalité due aux nuisances sonores est certainement négligeable chez ces derniers puisqu'ils n'ont pas été exposés suffisamment longtemps au bruit. Les enfants sont cependant potentiellement sous-représentés dans les études de cohorte épidémiologiques (p. ex. l'étude SAPALDIA), puisque ces études sont en règle générale limitées à certaines tranches d'âge qui incluent rarement des enfants. Enfin, les enfants manquent presque entièrement dans les enquêtes menées auprès de la population sur la gêne due au bruit, puisque celles-ci fixent le plus souvent un âge de participation minimal (souvent ≥ 18 ans). Il n'existe cependant pas de preuve scientifique qui montrerait sans équivoque que les enfants réagissent de façon particulièrement sensible au bruit.
- S'agissant des malades, ils ne sont pas exclus des études fondamentales qui sous-tendent les valeurs limites, sauf si l'étude porte explicitement sur les « adultes en bonne santé ». Ne pas être malade n'est en général pas non plus une condition pour participer à des enquêtes menées auprès de la population. Il est cependant probable que les appels à participer à des études atteignent moins les personnes gravement malades et il n'est donc pas exclu que cette catégorie de la population soit sous-représentée dans certaines études.
- S'agissant des personnes âgées, il n'y a pas d'élément qui montre qu'elles seraient sous-représentées dans les études épidémiologiques, à l'exception de celles qui prévoient une limite d'âge supérieure. Les personnes âgées tendent même à être surreprésentées dans les enquêtes sur les nuisances sonores, car elles sont davantage prêtes à participer à des enquêtes que le reste de la population [13].

- S'agissant des femmes enceintes, il n'y a pas d'élément qui montre qu'elles seraient systématiquement sous-représentées ou surreprésentées dans les études fondamentales qui sous-tendent les valeurs limites.

En outre, la fixation de valeurs limites sur la base de relations exposition-effet pour la gêne (%HA) s'oriente sur le pourcentage des personnes qui se sentent fortement incommodées et donc implicitement déjà sur les personnes « particulièrement sensibles ». Comme les personnes particulièrement sensibles qui se sentent déjà fortement incommodées à des niveaux sonores bas sont aussi incluses dans le lien exposition-effet, elles ont un poids important lors de la fixation de la valeur limite.

Pour conclure, la Commission estime que l'obligation de prendre particulièrement en considération les catégories de personnes spéciales lors de la fixation des valeurs limites est dans l'ensemble respectée. Elle suggère cependant de poursuivre la recherche sur les « personnes vulnérables » et que, s'il y a lieu, les résultats puissent être intégrés à l'avenir à l'examen des valeurs limites ou à leurs adaptations.

4.10.3 Évaluation des effets globaux des bruits de différentes sources (« effets combinés »)

Dans la pratique actuelle, les valeurs limites d'exposition sont fixées séparément pour les différents types de bruit dans les annexes de l'OPB. Elles sont appliquées séparément sans tenir compte des autres types de bruit, et ce alors que le principe de l'appréciation globale (art. 8 LPE) exige que les atteintes soient « évaluées isolément, collectivement et dans leur action conjointe ». L'évaluation séparée de chaque type de bruit est souvent justifiée par le souci d'éviter des conflits avec le principe de causalité et le principe de l'assainissement ; en effet, seule une séparation claire des sources permet d'attribuer sans équivoque le dépassement de la valeur limite à un émetteur ou à une émettrice et de l'obliger à procéder à des mesures d'assainissement. Pour mettre en œuvre l'article de loi susmentionné, il faudrait pouvoir déduire d'études scientifiques des informations généralisables sur les effets du bruit en cas de nuisances multiples. Or la littérature scientifique sur la question se caractérise avant tout par la précision insuffisante de ses résultats, partiellement contradictoires, et par le constat que l'action conjointe de différentes sources n'est manifestement pas encore vraiment comprise [4].

Puisque le niveau d'évaluation L_r , comme indicateur d'évaluation du bruit, permet de comparer l'effet de différents types de bruit, on serait donc tenté, pour évaluer le niveau sonore global, de faire la somme énergétique des niveaux d'évaluation de tous les types de bruit agissant et de la comparer avec une valeur limite pour le niveau sonore global. Une telle démarche soulèverait cependant un certain nombre de questions et de problèmes. Il faudrait, d'une part, déterminer quelle hauteur une telle valeur limite devrait avoir pour remplir les critères de protection de la LPE et si cette hauteur dépend du type et du nombre de bruits agissant sur le lieu d'immission. Or, comme

on l'a vu et le verra encore, il manque des études avec des résultats clairs sur cette question.

D'autre part, il n'est pas certain que la somme énergétique des niveaux sonores de types de bruit agissant très différemment dans le temps (p. ex. le bruit d'installation de tir et le bruit du trafic routier) donne une grandeur qui puisse être interprétée de façon pertinente [91].

Sur le fond se pose aussi la question de l'importance et de l'urgence d'une évaluation intégrale des niveaux sonores multiples. Lorsqu'il y a deux sources sonores également bruyantes, le niveau moyen augmente de seulement 3 dB⁹¹. En outre, la sommation des niveaux sonores ne doit pas forcément entraîner une gêne plus élevée. L'enquête SiRENE a par exemple montré que plus une personne interrogée était exposée chez elle au bruit des chemins de fer et de la circulation routière, moins elle était gênée par le bruit du trafic aérien [13].

Vu les connaissances encore insuffisantes et non généralisables sur la question, les difficultés probables qu'il y aurait à concrétiser ce point dans des règlements et la complication du système des valeurs limites que cela entraînerait, la Commission recommande ne pas évaluer les nuisances multiples ou combinées dont on souhaite connaître les effets en effectuant la somme des niveaux d'évaluation spécifiques à chaque type de bruit. Il convient cependant d'émettre ici une réserve, puisque, dans certaines situations, il peut arriver que l'action conjointe de différentes sources de bruit en un lieu puisse altérer et gêner de façon sensible le bien-être au sens de la LPE, et ce alors que la VLI de chaque source sonore prise séparément n'est pas dépassée.

Tant que le problème de l'évaluation susmentionné n'a pas été résolu, l'action conjointe de différents types de bruit devrait donc être évaluée sans recourir à une valeur limite pour le niveau sonore global lors de l'application du droit.

On peut imaginer que la question des nuisances multiples puisse servir de critère supplémentaire dans le contexte des allègements et de la question de l'urgence des assainissements. Des prescriptions plus strictes pourraient par exemple s'appliquer lorsque les valeurs limites d'exposition sont dépassées pour plusieurs sources de bruit, le durcissement des règles devant dans ce cas s'orienter sur la hauteur du dépassement des VLI. Le dépassement de la VA par plusieurs sources de bruit doit être évité à tout prix.

⁹¹ Dans le cas de signaux non corrélés, tels qu'on les rencontre normalement dans l'acoustique environnementale.

5 Recommandations

Ce chapitre résume les analyses des chapitres 3 et 4 sous la forme de recommandations concrètes pour l'adaptation de l'OPB. Pour le détail des déductions et des justifications, on se reportera aux sous-chapitres correspondants et aux analyses dans l'annexe. Le sous-chapitre 5.4 ébauche un schéma de valeurs limites qui réunit les réflexions de la Commission. Le sous-chapitre 5.5 situe les recommandations dans le contexte national actuel et dans le contexte international. Le tableau 12 donne un aperçu des principales recommandations.

Tableau 12 : Aperçu des principales recommandations de la Commission

Aspects réglementaires :	Recommandation :
Champ d'application des valeurs limites	Les valeurs limites doivent continuer de s'appliquer à tous les locaux à usage sensible au bruit. Néanmoins, les dispositions relatives aux locaux qui ne sont pas destinés à l'habitation à long terme doivent être interprétées de manière plus souple.
Lieu de la détermination	À l'avenir, le point le plus bruyant de l'enveloppe extérieure de chaque unité d'habitation ou d'utilisation à évaluer doit être utilisé comme lieu de la détermination (en lieu et place du centre de la fenêtre ouverte des locaux à usage sensible au bruit).
Mesure d'exposition et indicateur d'évaluation	Le L_{Aeq} doit être utilisé comme mesure d'exposition pour la période de jour et de nuit. Le L_{den} peut être utilisé pour la période de jour comme alternative au L_{Aeq} . L'évaluation des immissions sonores doit être effectuée comme jusqu'à présent au moyen d'un niveau d'évaluation L_r , composé d'une mesure d'exposition et de corrections de niveau.
Période d'évaluation	La période de nuit doit être portée à une durée de 9 heures (22-07 h) ; la période diurne réduite à 15 heures (07-22 h). Pour le bruit du trafic aérien, une valeur limite supplémentaire sur une seule heure est désormais recommandée pour l'heure comprise entre 06 h et 07 h.
Degrés de sensibilité	Les degrés de sensibilité (DS) doivent être maintenus. À l'avenir, les valeurs limites des DS II et III devront être mises au même niveau.
Schéma de valeurs limites	Le schéma actuel de valeurs limites, lequel prévoit une VLI uniforme pour tous les types de bruit du trafic, doit être pour l'essentiel maintenu. Pour les DS II et III, les VLI doivent être fixées à 60 dB pour la période diurne et à 50 dB pour la période nocturne. Les différences spécifiques au type de bruit doivent comme jusqu'à présent être représentées par des corrections de niveau dans le niveau d'évaluation L_r .

Aspects réglementaires :	Recommandation :
Valeurs limites	Les valeurs limites doivent être adaptées afin de refléter l'état actuel des connaissances. Selon le type de bruit, la période d'évaluation et le DS, il en résulte un durcissement des VLI de 0 à 11 dB en moyenne.

5.1 Champ d'application et lieu de la détermination

L'OPB est un instrument de réglementation qui sert en premier lieu à protéger les logements contre le bruit. S'agissant de l'application des valeurs limites et des mesures de protection contre le bruit, la Commission recommande donc de traiter les locaux affectés en priorité à d'autres usages que l'habitation de manière plus souple que les logements ou, s'il y a lieu, d'examiner un tel assouplissement.

À l'avenir, l'exposition au bruit devra être déterminée au point le plus bruyant de l'enveloppe extérieure de chaque unité d'habitation ou d'utilisation⁹². Les éléments en saillie placés directement devant ce point tels que les balcons, les parapets, les écrans proches ou autres éléments devront être traités comme s'ils n'étaient pas là lors de la mesure ou du calcul. L'exposition au bruit au point le plus bruyant de l'unité d'habitation ou d'utilisation doit indiquer s'il existe fondamentalement un problème de bruit et si l'installation génératrice de bruit doit être assainie ou non.

5.2 Indicateurs et périodes d'évaluation

Il faut continuer d'utiliser le niveau d'évaluation L_r comme indicateur pour l'évaluation de l'exposition au bruit. Le niveau d'évaluation L_r est composé du niveau acoustique de base sur la période d'évaluation déterminante et des corrections de normalisation K (voir 5.4.2 et 5.4.3), qui tiennent compte des qualités caractéristiques d'un type de bruit donné et des différences entre les types de bruit. La période de jour peut être évaluée à l'aide de deux variantes équivalentes, dont les avantages et les inconvénients sont discutés au sous-chapitre 4.8.1:

- La variante 1, avec une période d'évaluation de 24 heures (jour calendaire) et le $L_{den,07-19-22-07h}$ comme niveau de base. La période d'évaluation de jour dure 12 heures, couvre la période de 7–19 heures et est corrigée de 0 dB. La période d'évaluation du soir dure 3 heures, couvre la période de 19–22 heures et

⁹² Dans le cas des immeubles d'habitation, des bâtiments en rang d'îlot, des maisons mitoyennes ou des maisons jumelées, le point le plus bruyant doit être défini sur la partie de l'enveloppe dont les mur extérieurs (y c. toits et fenêtres) limitent l'unité d'habitation ou d'utilisation à évaluer.

est corrigée de +5 dB. La période d'évaluation des heures nocturnes dure 9 heures, couvre la période de 22–07 heures et est corrigée de +10 dB.

- La variante 2, avec une période d'évaluation de 15 heures pour le jour pour la période de 7–22 heures et le $L_{\text{day},07-22\text{h}}$ comme niveau de base.

La période d'évaluation de nuit est de 9 heures pour le bruit du trafic routier et ferroviaire et va de 22 h à 07 h. Pour le bruit du trafic aérien, il faut continuer à évaluer séparément les heures nocturnes comprises entre 22 h et 23 h, 23 h et 24 h et 05 h et 06 h. Il faut également évaluer séparément l'heure comprise entre 06 h et 07 h pour tenir compte du prolongement de la période de nuit.

5.3 Degrés de sensibilité (DS)

Les valeurs limites d'exposition doivent être mises au même niveau dans les DS II et III pour garantir une protection uniforme des logements contre le bruit. Une protection plus élevée dans le DS I et plus basse dans le DS IV reste justifiée.

Cette recommandation ne concerne que le bruit du trafic routier, ferroviaire et aérien.

5.4 Valeurs limites d'exposition et schéma de valeurs limites

5.4.1 Types de valeurs limites

La Commission recommande de garder les trois types de valeurs limites en vigueur (VLI, VP, VA). Comme les différences de niveau entre VLI, VP et VA ne peuvent pas être justifiées avec des critères sanitaires, aucune gradation n'est proposée.

5.4.2 Schéma de valeurs limites et corrections de normalisation

Pour les zones de DS II (et III), une VLI unique (exprimée dans l'unité de mesure L_r) de 60 dB pour la période de jour (sur 24 heures [$L_{r,\text{jour}24\text{h}}$] dans la variante 1, sur 15 heures [$L_{r,\text{jour}15\text{h}}$] dans la variante 2) et de 50 dB pour la période de nuit (sur 9 heures [$L_{r,\text{nuit}}$]) est recommandée pour tous les types de bruit. Une VLI de 5 dB plus basse est appropriée pour les zones de DS I en raison du besoin accru de protection contre le bruit. Pour les zones industrielles (zones de DS IV), qui ne conviennent par principe pas au logement, la Commission estime qu'une VLI de 10 dB plus élevée est appropriée et raisonnable.

Vu les explications ci-dessus, on obtient les VLI (exprimées dans l'unité de mesure L_r) et les corrections de normalisation K qui figurent dans les tableaux 13.1 (variante 1)

et 13.2 (variante 2) et dans le tableau 13.3 pour le bruit du trafic aérien durant les heures nocturnes. Les corrections de niveau de deuxième et de troisième type ne sont pas incluses dans ces tableaux ; les recommandations à leur sujet sont formulées au sous-chapitre 5.4.3.

Tableau 13.1 VLI recommandées pour $L_{r,jour24h}$ et $L_{r,nuit}$ et corrections de normalisation K dans les DS I–IV pour la variante 1 du schéma de valeurs limites (c'est-à-dire avec les mesures d'exposition $L_{den,07-19-22-07h}$ et $L_{night,22-07h}$)

DS	VLI [dB]		Corrections de normalisation K [dB]				
	L _{r,jour 24h*}	L _{r,nuit**}	K _{jour24h}			K _{nuit}	
			Route	Rail	Avion	Route	Rail
I	55	45	-2	-5	+5	-2	-6
II	60	50					
III							
IV	70	60					

* $L_{r,jour24h} = L_{den,07-19-22-07h} + K_{jour24h}$

** $L_{r,nuit} = L_{night,22-07h} + K_{nuit}$

Tableau 13.2 VLI recommandées pour le $L_{r,jour15h}$ et le $L_{r,nuit}$ et corrections de normalisation K dans les DS I–IV pour la variante 2 du schéma de valeurs limites (c'est-à-dire avec les mesures d'exposition $L_{day,07-22h}$ et $L_{night,22-07h}$)

DS	VLI [dB]		Corrections de normalisation K [dB]				
	L _{r,jour15h} *	L _{r,nuit} **	K _{jour15h}			K _{nuit}	
			Route	Rail	Avion	Route	Rail
I	55	45	0	+1	+6	−2	-6
II	60	50					
III							
IV	70	60					

* $L_{r,jour15h} = L_{day,07-22h} + K_{jour15h}$

** $L_{r,nuit} = L_{night,22-07h} + K_{nuit}$

Tableau 13.3 VLI recommandées pour le bruit du trafic aérien dans les quatre heures nocturnes et termes correction K (K_{N1} , K_{N2} , K_{N3} , K_{N4})

DS	VLI [dB]	Termes de correction K [dB]			
	L _r [*]	K _{N1} ^{**}	K _{N2} ^{**}	K _{N3} ^{**}	K _{N4} ^{**}
I	45	-2	+1	+1	-2
II	50				
III					
IV	60				

* $L_r = L_{Aeq,1h} + K$

** N1=22-23 h ; N2=23-00 h ; N3=05-06 h ; N4=06-07 h

5.4.3 Corrections de niveau de deuxième et de troisième type

Les corrections de niveau de l'OPB qui tiennent compte des faibles volumes de trafic (corrections de niveau de deuxième type) doivent être supprimées. Les corrections de niveau qui tiennent compte des caractéristiques particulières de certains bruits, par exemple le bruit des manœuvres et le crissement des rails, doivent en revanche être conservées, car rien n'indique qu'elles ne constituent pas un reflet adéquat de la gêne ou de l'effet du bruit.

Il est recommandé d'examiner l'introduction d'une correction de niveau pour les tronçons à vitesse réduite s'il est confirmé empiriquement que des vitesses limitées (p. ex. zone 30) peuvent diminuer les effets du bruit en plus de l'effet d'une baisse du niveau sonore.

5.5 Mise en perspective des recommandations dans le contexte national et international

5.5.1 Comparaison avec la réglementation actuelle de l'OPB

S'agissant du niveau de protection, les nouvelles recommandations entraîneront un abaissement des valeurs limites de 0 dB à environ 11 dB typiquement par rapport à aujourd'hui selon le type de bruit et la période temporelle. Ces durcissements sont essentiellement dus aux raisons suivantes :

- **Actualisation des relations exposition-effet** : des valeurs limites plus basses sont fixées pour le bruit du trafic aérien en raison de la gêne croissante due à ce type de bruit constatée depuis quelques décennies [92-95]. Le bruit

des chemins de fer est aussi évalué plus strictement, principalement parce que la relation exposition-effet pour la gêne due à ce type de bruit (pendant la journée) ressemble toujours plus à celle de la gêne due au bruit du trafic routier (voire la dépasse, cf. la figure A.A.1 en annexe), ce qui fait qu'un « bonus accordé au rail » n'est plus constatable pour l'effet considéré (HA).

- **Alignement des valeurs limites du DS III au niveau du DS II** : les valeurs limites du DS III sont abaissées d'au moins 5 dB pour tous les types de bruit (ici : bruit du trafic routier, ferroviaire et aérien).
- **Suppression des corrections de niveau en fonction du nombre de mouvements (corrections de niveau de deuxième type)** : les « bonus » appliqués actuellement en cas de faible fréquence du trafic sont supprimés. Ce changement a surtout des conséquences durant la nuit et surtout pour le bruit des chemins de fer.
- **Nouveau lieu de la détermination** : à l'avenir, il ne sera plus possible de réduire le niveau d'évaluation de quelques dB au lieu de la détermination officiel par des éléments en saillie devant la façade, p. ex. un balcon, (une telle mesure n'a par ailleurs aucun effet réducteur sur le niveau sonore dans les abords immédiats). Suivant la situation, cela pourra signifier un durcissement, surtout pour les nouvelles constructions. Ce durcissement ne peut cependant pas être chiffré sans procéder à des analyses plus approfondies des conséquences des nouvelles recommandations.

Les tableaux 14.1 (pour la période de jour) et 14.2 (pour la période de nuit) montrent comment les VLI issues des nouvelles recommandations diffèrent en moyenne des VLI en vigueur dans l'OPB. Les différences de dB entre le statu quo et les nouvelles recommandations indiquées dans le tableau se réfèrent à la variante 2 du schéma de valeurs limites (les différences entre le statu quo et la variante 1 se meuvent dans un cadre semblable). Il s'agit de différences approximatives, puisqu'une comparaison 1:1 n'est pas possible en raison des différents référents temporels des mesures d'exposition sous-jacentes et de la future suppression des corrections de niveau en fonction du nombre des mouvements (cf. 5.4.3). Pour pouvoir quand même comparer de combien de dB les valeurs limites recommandées sont plus ou moins abaissées par rapport aux valeurs actuelles de l'OPB, le $L_{\text{day},06-22\text{h}}$ de 60 dB(A) et le $L_{\text{night},22-06\text{h}}$ de 50 dB(A) (périodes temporelles selon l'OPB) ont d'abord été convertis dans les nouvelles mesures d'exposition recommandées $L_{\text{day},07-22\text{h}}$ et $L_{\text{night},22-07\text{h}}$ (c'est aussi pour ces mesures d'exposition que sont définies les valeurs limites selon le type de bruit) à l'aide des termes de conversion tirés du tableau A.T.6. Ensuite, une valeur K1 moyenne a été calculée pour le bruit du trafic routier et ferroviaire (colonne K1 dans les tableaux 14.1 et 14.2) pour toutes les personnes dans des bâtiments exposés à des $L_{\text{day},06-22\text{h}} \geq 60$ dB et à des $L_{\text{night},22-06\text{h}} \geq 50$ dB (voir annexe A.3.9). Pour terminer, le $L_{\text{day},07-22\text{h}}$ et le $L_{\text{night},22-07\text{h}}$ précédemment calculés ont été corrigés avec la valeur K1

correspondante. Il a ainsi été possible d'obtenir deux valeurs exprimées en dB directement comparables entre elles (les deux colonnes intitulées « $L_{day,07-22h}$ » dans le tableau 14.1 et « $L_{night,22-07h}$ » dans le tableau 14.2).

Tableau 14.1 : Comparaison des VLI pour la période de jour en DS II / DS III entre l'OPB (statu quo) et la nouvelle recommandation (selon variante 2). Les corrections de normalisation (K_1 dans l'OPB et K_{jour} selon la recommandation) sont prises en compte, mais pas d'autres corrections de niveau.

Période de jour									
Type de bruit	DS	VLI selon OPB			VLI selon recommandation			Δ	Recommandation en moyenne...
		$L_{r,jour}$	K_1	$L_{day,07-22h}^a$	$L_{r,jour}$	K_{jour}	$L_{day,07-22h}$		
Routier	II	60	-0,2 ^b	≈ 60	60	0	60	0	≈ identique
	III	65	-0,2 ^b	≈ 65	60	0	60	-5	≈ 5 dB plus basse
Ferroviaire	II	60	-5,2 ^c	≈ 65	60	+1	59	-6	≈ 6 dB plus basse
	III	65	-5,2 ^c	≈ 70	60	+1	59	-11	≈ 11 dB plus basse
Aérien	II	60	0 ^d	≈ 60	60	+6	54	-6	≈ 6 dB plus basse
	III	65	0 ^d	≈ 65	60	+6	54	-11	≈ 11 dB plus basse

K1 Correction moyenne en fonction du nombre de mouvements K_1 [en dB] selon annexe 3, ch. 35, OPB (trafic routier), annexe 4, ch. 33, OPB (chemins de fer) et annexe 5, ch. 34, OPB (trafic aérien) pour des personnes exposées à un $L_{day,06-22h} \geq 60$ dB, arrondie mathématiquement à 0,1 dB.

Δ Différence moyenne entre la recommandation et l'OPB ; un signe négatif signifie que la recommandation correspond à un abaissement de la valeur limite du nombre de dB indiqué.

^a Évalué à l'aide des termes de conversion du tableau A.T.6 et de la correction moyenne en fonction du nombre de mouvements supposée K_1 , arrondi mathématiquement à 1 dB.

^b Les corrections de niveau K_1 sont des moyennes arrondies pour tous les habitants et les habitantes de bâtiments exposés à un $L_{day,06-22h} \geq 60$ dB(A) dans le DS correspondant (cf. annexe A.3.9). On notera que selon l'annexe 3, ch. 35, OPB, la valeur de K_1 peut être située entre -5 et 0 dB.

^c Les corrections de niveau K_1 sont des moyennes pour tous les habitants et les habitantes de bâtiments exposés à un $L_{day,06-22h} \geq 60$ dB(A) dans le DS correspondant (cf. annexe A.3.9). On notera que selon l'annexe 4, ch. 33, OPB, la valeur de K_1 peut être située entre -15 et -5 dB.

^d Comme le trafic des petits aéronefs n'est pas pris en compte ici, la correction de niveau K_1 ne joue aucun rôle.

Tableau 14.2 : Comparaison des VLI pour la période de nuit en DS II / DS III entre l'OPB (statu quo) et la nouvelle recommandation (selon variante 2). Les corrections de normalisation (K_1 dans l'OPB et K_{nuit} selon la recommandation) sont prises en compte, mais pas d'autres corrections de niveau.

Période de nuit									
Type de bruit	DS	VLI selon OPB			VLI selon recommandation			Δ	Recommandation en moyenne...
		$L_{r,\text{nuit}}$	K_1	$L_{\text{night},22-07\text{h}}^{\text{a}}$ resp. $L_{\text{Aeq},1\text{h}}$	$L_{r,\text{nuit}}$	K_{nuit}	$L_{\text{night},22-07\text{h}}$ resp. $L_{\text{Aeq},1\text{h}}$		
Routier	II	50	-2.9 ^b	≈ 55	50	-2	52	-3	≈ 3 dB plus basse
	III	55	-2.8 ^b	≈ 60	50	-2	52	-8	≈ 8 dB plus basse
Ferroviaire	II	50	-8.2 ^c	≈ 58	50	-6	56	-2	≈ 2 dB plus basse
	III	55	-8.1 ^c	≈ 63	50	-6	56	-7	≈ 7 dB plus basse
Aérien 22-23 h	II	55	0 ^d	55	50	-2	52	-3	3 dB plus basse
	III	55	0 ^d	55	50	-2	52	-3	3 dB plus basse
Aérien 23-00 h	II	50	0 ^d	50	50	+1	49	-1	1 dB plus basse
	III	55	0 ^d	55	50	+1	49	-6	6 dB plus basse
Aérien 05-06 h	II	50	0 ^d	50	50	+1	49	-1	1 dB plus basse
	III	55	0 ^d	55	50	+1	49	-6	6 dB plus basse
Aérien 06-07 h	II	-	-	-	50	-2	52	-	-
	III	-	-	-	50	-2	52	-	-

K1 Correction moyenne en fonction du nombre de mouvements K_1 [en dB] selon annexe 3, ch. 35, OPB (trafic routier), annexe 4, ch. 33, OPB (chemins de fer) et annexe 5, ch. 34, OPB (trafic aérien) pour des personnes exposées à un $L_{\text{night},22-06\text{h}} \geq 50$ dB, arrondie mathématiquement à 0,1 dB.

Δ Différence moyenne entre la recommandation et l'OPB ; un signe négatif signifie que la recommandation correspond à un abaissement de la valeur limite du nombre de dB indiqué.

^a Évalué à l'aide des termes de conversion du tableau A.T.6 et de la correction moyenne en fonction du nombre de mouvements supposée K_1 , arrondi mathématiquement à 1 dB.

^b Les corrections de niveau K_1 sont des moyennes pour tous les habitants et les habitantes de bâtiments exposés à un $L_{\text{night},22-06\text{h}} \geq 50$ dB(A) dans le DS correspondant (cf. annexe A.3.9). On notera que selon l'annexe 3, ch. 35, OPB, la valeur de K_1 peut être située entre -5 et 0 dB.

^c Les corrections de niveau K_1 sont des moyennes pour tous les habitants et les habitantes de bâtiments exposés à un $L_{\text{night},22-06\text{h}} \geq 50$ dB(A) dans le DS correspondant (cf. annexe A.3.9). On notera que selon l'annexe 4, ch. 33, OPB, la valeur de K_1 peut être située entre -15 et -5 dB.

^d Comme le trafic des petits aéronefs n'est pas pris en compte ici, la correction de niveau K_1 ne joue aucun rôle.

5.5.2 Comparaison avec les recommandations de l'OMS

Les valeurs limites recommandées dans les Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement [10] par l'OMS pour la protection de la santé sont nettement plus basses que celles prévues par les recommandations de la CFLB. Cette situation s'explique par la différence des objectifs visés par les recommandations. Les Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement de l'OMS ont pour but de protéger *globalement* les êtres humains contre les répercussions négatives du bruit environnemental sur la santé et mettent à cet effet des recommandations sanitaires pour la pratique politique à la disposition des décideurs. Les recommandations de l'OMS fixent les seuils au-delà desquels il est certain que le bruit a des effets sur la santé, mais elles n'indiquent pas forcément les seuils au-delà desquels ces effets doivent être considérés comme « gênant de manière sensible » ou « inacceptables ». Les valeurs limites de l'OMS peuvent donc être plutôt considérées comme des recommandations générales pour des *objectifs* de politique à long terme, à l'instar de la « Vision Zéro » dans le domaine de la sécurité routière, qui vise à prévenir tout accident mortel. La LPE et l'OPB ont quant à elles pour but que les valeurs limites protègent contre les immissions qui gênent de manière sensible la population dans son bien-être. Elles peuvent donc être plus élevées que les valeurs limites proposées par l'OMS.

5.5.3 Comparaison avec les réglementations d'autres pays

Il est difficile de comparer le schéma de valeurs limites proposé par la CFLB ou les valeurs limites recommandées avec les réglementations en vigueur dans d'autres pays, car les indicateurs d'évaluation, les référents temporels et surtout les conséquences juridiques d'un dépassement des valeurs limites diffèrent fortement d'un pays à l'autre. Actuellement, la plupart des pays de l'UE, mais aussi des pays hors de celle-ci comme la Grande-Bretagne, sont en train d'examiner leur réglementation en matière de protection contre le bruit sur la base des Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement [10] récemment publiées par l'OMS, ce qui entraînera probablement des adaptations à moyen terme. Une comparaison avec les réglementations en matière de protection contre le bruit de l'UE dans sa globalité n'est pas nécessaire, puisque chaque État membre fixe ses valeurs limites. Vu ces différentes raisons, la Commission n'a pas procédé à une comparaison avec les réglementations étrangères ; les personnes spécialement intéressées par cette question pourront consulter la vue d'ensemble établie par le Interest Group on Noise Abatement (IGNA) du EPA Network [96], qui compare les prescriptions sur la protection contre le bruit et les valeurs limites en vigueur en Europe.

5.6 Mise en œuvre des recommandations

Les recommandations de la Commission doivent contribuer à la réalisation des objectifs constitutionnels de protection de la population contre le bruit. Vu le nombre très élevé de personnes déjà exposées aujourd'hui à des niveaux sonores nuisibles ou incommodants, la Commission estime qu'il est primordial de poursuivre les efforts en cours visant à limiter le bruit et de les renforcer là où il est possible de le faire. Les travaux destinés à mettre en œuvre ces recommandations ne devraient pas empêcher de poursuivre sans relâche ces efforts.

La Commission est consciente que la mise en œuvre des propositions et des recommandations formulées dans le présent rapport pourra en partie avoir des conséquences importantes, en particulier sur les infrastructures de transport et le développement de l'urbanisation. Ces conséquences devront être examinées en détail et prises en compte lors de la mise en œuvre.

Annexe

Annexe

A.1 Tableaux

Tableau A.T.1 : Sélection d'articles de la littérature sur les Disability Weights (DWs) pertinents dans le domaine de l'épidémiologie du bruit

Source :	Importance des nuisances (HA)	Importance des troubles du sommeil (HSD)	Effets cardio-vasculaires considérés	Effets métaboliques considérés	Communication / cognition	Perte auditive/acouphènes	Autres
Mathers (1999) [97]	Pas d'indication	Pas d'indication	Hypertensive episodes in pregnancy: 0.117	Uncomplicated diabetes case: 0.05	Pas d'indication	Pas d'indication	Moderate depression: 0.3
Mathers (2003) [62]	Pas d'indication	Pas d'indication	Acute MI: 0.437 Angina pectoris: 0.137 Congestive heart failure: 0.234 Hypertensive heart disease: 0.243	Diabetes (cases): 0.015	Cognitive impairment: 0.024	Hearing loss, adult onset: 0.159	Unipolar depressive disorders: 0.398
Müller-Wenk (2003) [98]	Pas d'indication	HSD : 0.055	Pas d'indication	Pas d'indication	Communication disturbance: 0.033	Pas d'indication	Pas d'indication
OMS (2004) [99]	Pas d'indication	Primary insomnia: 0.100	Acute MI: 0.439 Angina pectoris: 0.124 Hypertensive heart disease: 0.246	Diabetes (cases): 0.015	Pas d'indication	Hearing loss, mild: 0.00 moderate, treated: 0.04	Mild depressive episode: 0.140
OMS (2011) [65]	HA : 0.02	HSD : 0.07	Acute MI: 0.405 Angina pectoris: 0.108 Hypertensive heart disease: 0.201	Pas d'indication	Contemporaneous cognitive deficit: 0.006	Acouphène : 0.120 Hearing loss: 0.003-0.334	Pas d'indication
Salomon (2015) [63]	Pas d'indication	Pas d'indication	Acute MI: 0.074-0.432 Stroke (long term consequences): 0.019-0.316 Angina pectoris: 0.108 Heart failure: 0.041-0.179	Pas d'indication	Pas d'indication	Hearing loss, mild: 0.010	Mild depressive episode: 0.145
Haagsma (2015) [100]	Pas d'indication	Sleep apnoea: 0.036	Acute MI day 3-8: 0.098 Stroke (long term consequences): 0.075-0.58 Angina pectoris moderate: 0.103 Heart failure: 0.052-0.173	Pas d'indication	Pas d'indication	Hearing loss, mild: 0.011	Major depressive disorder, mild episode: 0.129
GBD Collaborative Network [61, 101]	Pas d'indication	Pas d'indication	Acute MI day 0-2: 0.432 Stroke, moderate: 0.07 Angina pectoris, moderate: 0.08 Heart failure, moderate: 0.072	Uncomplicated diabetes mellitus: 0.049	Motor plus cognitive impairment, mild: 0.031	Hearing loss, mild: 0.01 Hearing loss, moderate: 0.027	Pas d'indication
Van Kamp (2018) [102]	HA : 0.01	HSD : 0.0175	Pas d'indication	Pas d'indication	Pas d'indication	Pas d'indication	Pas d'indication
OMS (2018) [10]	HA : 0.02	HSD : 0.07	IHD as group: 0.405 Hypertension: 0.117	Pas d'indication	Impaired reading and oral comprehension: 0.006	Permanent hearing impairment (mild severity): 0.015	Pas d'indication

Tableau A.T.2 : Littérature scientifique examinée, évaluée et (en partie) utilisée par la Commission pour déterminer les valeurs limites génériques

Effet/type de bruit	Niveau d'exposition	Premier auteur(e), année et référence	Année ou période	Remarques
Nuisance (%HA)				
Bruit du trafic routier Bruit des chemins de fer Bruit du trafic aérien	L _{den} L _{day,06-22h} L _{day,07-23h} L _{dn} L _{Aeq24}	Brink, 2019 [13]	Collectes de données : 2014, 2015	Relations exposition-effet actuelles et représentatives pour la Suisse pour les nuisances (%HA), selon l'étude SiRENE
Bruit routier Bruit des chemins de fer Bruit du trafic aérien	L _{den}	Guski, 2017 [23]	Méta-analyse : 2000– 2014	Dernière méta-analyse sur le sujet de la recherche
Mortalité cardiovasculaire				
Bruit routier Bruit des chemins de fer Bruit du trafic aérien	L _{den}	Héritier, 2017 [30] Vienneau, 2020 [31]	Cohorte : 2000 – 2008, et 2015	Études sur la mortalité cardiovasculaire due au bruit en Suisse
Maladie ischémique cardiaque (incidence)				
Bruit routier Bruit des chemins de fer Bruit du trafic aérien	L _{den}	Van Kempen, 2018 [27] Vienneau, 2019 [66]	Méta-analyse : Littérature de 2000 à 2014, et 2019	Incidence d'IHD selon la méta-analyse de l'OMS (+mises à jour)
Diabète (incidence)				
Bruit routier Bruit des chemins de fer Bruit du trafic aérien	L _{day} L _{night} L _{den}	Eze, 2017 [33]	Cohorte : 2002– 2011	Étude représentative pour la Suisse sur l'incidence du diabète dû au bruit (SA-PALDIA/SIRENE)
Bruit routier	L _{den}	Van Kempen, 2018 [27] Vienneau, 2019 [66]	Méta-analyse : Littérature de 2000 à 2014, et 2019	Incidence du diabète selon la méta-analyse de l'OMS (+mises à jour)
Troubles du sommeil induits par le bruit (% HSD)				
Bruit routier Bruit des chemins de fer Bruit du trafic aérien	L _{den} L _{night,22-06h} L _{night,23-07h} L _{night,22-07h}	Brink, 2019 [14]	Collectes de données : 2014, 2015	Article important sur les relations exposition-effet pour les troubles graves du sommeil (%HSD) selon l'étude SiRENE
Bruit routier Bruit des chemins de fer Bruit du trafic aérien	L _{night}	Basner, 2018 [24]	Méta-analyse : Littérature de 2000 à 2014	Méta-analyse la plus récente sur les troubles du sommeil dus au bruit, avec relations exposition-effet

Tableau A.T.3 : Fonctions exposition-effet (FEE) pertinentes par type de bruit pour différents effets considérés

Effet considéré	Type d'étude	Type de bruit	Réf.	FEE
%HA	Enquête transversale (SiRENE)	Bruit routier	[13]	$\%HA = 100 / (1 + \exp(-(-8.5901 + 0.1108 \times L_{den})))$
%HA	Enquête transversale (SiRENE)	Bruit des chemins de fer	[13]	$\%HA = 100 / (1 + \exp(-(-9.6426 + 0.1312 \times L_{den})))$ *
%HA	Enquête transversale (SiRENE)	Bruit du trafic aérien	[13]	$\%HA = 100 / (1 + \exp(-(-9.6555 + 0.1496 \times L_{den})))$
%HA	Méta-analyse	Bruit routier	[23]	$\%HA = 78.9270 - 3.1162 \times L_{den} + 0.0342 \times L_{den}^2$
%HA	Méta-analyse	Bruit des chemins de fer	[23]	$\%HA = 38.1596 - 2.0538 \times L_{den} + 0.0285 \times L_{den}^2$
%HA	Méta-analyse	Bruit du trafic aérien	[23]	$\%HA = -50.9693 + 1.0168 \times L_{den} + 0.0072 \times L_{den}^2$
%HSD	Enquête transversale (SiRENE)	Bruit routier	[14]	$\%HSD = 100 / (1 + \exp(-(-7.3122 + 0.0980 \times L_{night})))$
%HSD	Enquête transversale (SiRENE)	Bruit des chemins de fer	[14]	$\%HSD = 100 / (1 + \exp(-(-7.7996 + 0.1128 \times L_{night})))$
%HSD	Enquête transversale (SiRENE)	Bruit du trafic aérien	[14]	$\%HSD = 100 / (1 + \exp(-(-6.7649 + 0.1195 \times L_{night})))$
%HSD	Méta-analyse	Bruit routier	[24]	$\%HSD = 19.4312 - 0.9336 \times L_{night} + 0.0126 \times L_{night}^2$
%HSD	Méta-analyse	Bruit des chemins de fer	[24]	$\%HSD = 67.5406 - 3.2852 \times L_{night} + 0.0391 \times L_{night}^2$
%HSD	Méta-analyse	Bruit du trafic aérien	[24]	$\%HSD = 16.7885 - 0.9293 \times L_{night} + 0.0198 \times L_{night}^2$
Mortalité cardio-vasculaire	Étude de cohorte (incidence)	Bruit routier	[31]	RR par augmentation du L_{den} de 10 dB : 1.027
Mortalité cardio-vasculaire	Étude de cohorte (incidence)	Bruit des chemins de fer	[31]	RR par augmentation du L_{den} de 10 dB : 1.016
Mortalité cardio-vasculaire	Étude de cohorte (incidence)	Bruit du trafic aérien	[30]	RR par augmentation du L_{den} de 10 dB : 1.027**
IHD	Méta-analyse (incidence)	Bruit routier	[66]	RR par augmentation du L_{den} de 10 dB : 1.02
IHD	Méta-analyse (incidence)	Bruit des chemins de fer	[66]	RR par augmentation du L_{den} de 10 dB : 1.016 ***
IHD	Méta-analyse (incidence)	Bruit du trafic aérien	[66]	RR par augmentation du L_{den} de 10 dB : 01:03
Diabète	Méta-analyse (incidence)	Bruit routier	[66]	RR par augmentation du L_{den} de 10 dB : 01:11
Diabète	Méta-analyse (incidence)	Bruit des chemins de fer	[66]	RR par augmentation du L_{den} de 10 dB : 1.076 ****
Diabète	Méta-analyse (incidence)	Bruit du trafic aérien	[66]	RR par augmentation du L_{den} de 10 dB : 01:20

* Fonction exposition-effet actualisée

- ** Mortalité spécifique par infarctus du myocarde ; le RR pour le bruit routier est identique par pure coïncidence.
- *** Indicateurs génériques pour tous les types de bruit (méta-analyse : [66]), puisque s'agissant du bruit des chemins de fer, l'indicateur empirique (1.01, n.s.) donnerait lieu à une valeur seuil pour l'effet considéré trop élevée pour être réaliste. La qualité des preuves concernant le bruit des chemins de fer a également été jugée trop faible pour se fier uniquement à l'indicateur empirique du bruit des chemins de fer.
- **** Indicateurs génériques pour tous les types de bruit (méta-analyse : [66]), puisque, s'agissant du bruit des chemins de fer, l'indicateur empirique du diabète démontrerait un effet protecteur (RR=0.99, n.s.), ce qui a été rejeté comme non plausible.

Tableau A.T.4.1 : Valeurs utilisées pour déterminer les valeurs limites génériques dans la mesure L_{den} . La valeur limite générique résultante pour chaque type de bruit est indiquée en gras et soulignée. Toutes les valeurs numériques qui entrent directement dans le calcul de la limite générique *sont indiquées en rouge et en italiques*. Valeurs de niveaux sonores en dB(A).

Effet considéré :	%HA (Si-RENE)	%HA (WHO Evidence Review)	Mortalité cardio-vasculaire (Si-RENE)	IHD (WHO Evidence Review + mise à jour)	Diabète (WHO Evidence Review + mise à jour)
DW :	0.020	0.020	1.000	0.405	0.049
Risque additionnel acceptable :	<i>0.250</i>	<i>0.250</i>	<i>0.025</i>	<i>0.050</i>	<i>0.200</i>
Bruit routier:					
RR par 10 dB :	Pas de RR, mais FEE <i>selon tableau A.T.3</i>	Pas de RR, mais FEE <i>selon tableau A.T.3</i>	<i>1.027</i>	<i>1.02</i>	<i>1.11</i>
Niveau de référence :	Inapplicable	Inapplicable	<i>45</i>	<i>45</i>	<i>45</i>
Valeur seuil pour l'effet considéré	<i>67.58</i>	<i>67.89</i>	<i>54.26</i>	<i>70.00</i>	<i>63.18</i>
Moyenne (VL gén., en gras) :	67		<u>62</u>		
Bruit des chemins de fer :					
RR par 10 dB :	Pas de RR, mais FEE <i>selon tableau A.T.3</i>	Pas de RR, mais FEE <i>selon tableau A.T.3</i>	<i>1.016</i>	<i>1.016 *</i>	<i>1.076 *</i>
Niveau de référence :	Inapplicable	Inapplicable	<i>40 **</i>	<i>40 **</i>	<i>45</i>
Valeur seuil pour l'effet considéré	<i>65.12</i>	<i>65.01</i>	<i>56.63</i>	<i>71.25</i>	<i>71.32</i>
Moyenne (VL gén., en gras):	<u>65</u>		66		
Bruit du trafic aérien :					
RR par 10 dB :	Pas de RR, mais FEE <i>selon tableau A.T.3</i>	Pas de RR, mais FEE <i>selon tableau A.T.3</i>	<i>1.027</i>	<i>1.03</i>	<i>1.2</i>
Niveau de référence	Inapplicable	Inapplicable	<i>45</i>	<i>45</i>	<i>45</i>
Valeur seuil pour l'effet considéré	<i>57.21</i>	<i>54.03</i>	<i>54.26</i>	<i>61.67</i>	<i>55.00</i>
Moyenne (VL gén., en gras):	<u>55</u>		56		

* Indicateurs génériques pour tous les types de bruit (méta-analyse : [66]),

** Niveau de référence de 40 dB(A) démontré de manière empirique[30]

Tableau A.T.4.2 : Valeurs utilisées pour déterminer les valeurs limites génériques dans la mesure L_{night} . La valeur limite générique résultante pour chaque type de bruit est indiquée en gras et soulignée. Toutes les valeurs numériques qui entrent directement dans le calcul de la limite générique **sont indiquées en rouge et en italiques**. Valeurs de niveaux sonores en dB(A).

Effet considéré :	%HSD (Si-RENE)	%HSD (WHO Evidence Review)	Mortalité cardio-vasculaire (SiRENE)	IHD (WHO Evidence Review + mise à jour)	Diabète (WHO Evidence Review + mise à jour)
DW :	0.070	0.070	1.000	0.405	0.049
Risque additionnel acceptable :	<i>0.150</i>	<i>0.150</i>	<i>0.025</i>	<i>0.050</i>	<i>0.200</i>
Bruit routier:					
RR par 10 dB :	Pas de RR, mais FEE <i>se- lon tableau A.T.3</i>	Pas de RR, mais FEE <i>se- lon tableau A.T.3</i>	<i>1'027</i>	<i>01:02</i>	<i>1.11</i>
Niveau de référence	Inapplicable	Inapplicable	<i>35</i>	<i>35</i>	<i>35</i>
Valeur seuil pour l'effet considéré	<i>56.88</i>	<i>68.99</i>	<i>44.26</i>	<i>60.00</i>	<i>53.18</i>
Moyenne (VL gén., en gras):	62		<u>52</u>		
Bruit des chemins de fer :					
RR par 10 dB :	Pas de RR, mais FEE <i>se- lon tableau A.T.3</i>	Pas de RR, mais FEE <i>se- lon tableau A.T.3</i>	<i>1'016</i>	<i>1.016 *</i>	<i>1.076 *</i>
Niveau de référence	Inapplicable	Inapplicable	<i>30</i>	<i>30</i>	<i>35</i>
Valeur seuil pour l'effet considéré	<i>53.74</i>	<i>58.48</i>	<i>45.63</i>	<i>61.25</i>	<i>61.32</i>
Moyenne (VL gén., en gras):	<u>56</u>		<u>56</u>		
Bruit du trafic aérien :					
RR par 10 dB :	Pas de RR, mais FEE <i>se- lon tableau A.T.3</i>	Pas de RR, mais FEE <i>se- lon tableau A.T.3</i>	<i>1'027</i>	<i>1.03</i>	<i>1.2</i>
Niveau de référence	Inapplicable	Inapplicable	<i>35</i>	<i>35</i>	<i>35</i>
Valeur seuil pour l'effet considéré	<i>42.07</i>	<i>44.92</i>	<i>44.26</i>	<i>51.67</i>	<i>45.00</i>
Moyenne (VL gén., en gras):	<u>43</u>		46		

* Indicateurs génériques pour tous les types de bruit (méta-analyse : [66]),

A.2 Formulation originale des normes juridiques pertinentes relatives à la fixation de valeurs limites (avec mise en évidence des termes importants)

Art. 74, alinéa 1 et 2, Cst

Art. 74 Protection de l'environnement

¹ La Confédération légifère sur la protection de l'être humain et de son environnement naturel contre les atteintes **nuisibles ou incommodantes**.

² Elle veille à prévenir ces atteintes. Les frais de prévention et de réparation sont à la charge de ceux qui les causent.

Art. 1, alinéa 1 et 2, LPE

Art. 1 But

¹ La présente loi a pour but de protéger les hommes, les animaux et les plantes, leurs biocénoses et leurs biotopes contre les atteintes **nuisibles ou incommodantes**, et de conserver durablement les ressources naturelles, en particulier la diversité biologique et la fertilité du sol.

² Les atteintes qui pourraient devenir **nuisibles ou incommodantes** seront réduites à titre préventif et assez tôt.

Art. 8 LPE

Art. 8 Évaluation des atteintes

Les atteintes seront évaluées isolément, collectivement et dans leur action conjointe.

Art. 13 LPE

Art. 13 Valeurs limites d'immissions

¹ Le Conseil fédéral édicte par voie d'ordonnance des valeurs limites d'immissions applicables à l'évaluation des atteintes **nuisibles ou incommodantes**.

² Ce faisant, il tient compte également de l'effet des immissions sur des catégories de personnes **particulièrement sensibles**, telles que les enfants, les malades, les personnes âgées et les femmes enceintes.

Art. 15 LPE

Art. 15 Valeurs limites d'immissions relatives au bruit et aux vibrations

Les valeurs limites d'immissions s'appliquant au bruit et aux vibrations sont fixées de manière que, selon l'état de la **science** et l'**expérience**, les immissions inférieures à ces valeurs **ne gênent pas de manière sensible la population dans son bien-être**.

A.3 Analyses distinctes réalisées pour des questions spécifiques

Sur mandat de la CFLB, des évaluations complémentaires reposant sur les données de l'enquête SiRENE et sur d'autres données suisses ont été réalisées spécifiquement pour le présent rapport afin de traiter de questions qui ne sont pas directement abordées dans la littérature publiée (revue par les pairs) mais qui sont néanmoins pertinentes pour la définition des valeurs limites en Suisse – concernant p. ex. l'emploi du temps de la population suisse. Ces évaluations sont décrites ci-après.

A.3.1 Positionnement des périodes jour / nuit

Présence au domicile et période utilisée pour dormir

Les valeurs limites du bruit définies dans l'OPB se réfèrent dans le cas d'application le plus fréquent à *l'habitation* (voir chapitre 4.1). Afin de parvenir à une répartition aussi judicieuse que possible des valeurs limites en une période de jour et de nuit, il convient d'examiner quand la population se trouve dans sa maison ou son appartement. La figure A.A.1 fournit une évaluation des données de l'étude SiRENE (plus précisément de l'échantillon de l'enquête SiRENE, voir [13]). Cette figure est complétée (en gris) par la proportion estimée de la population qui se trouve en période de sommeil (voir également le chapitre suivant).

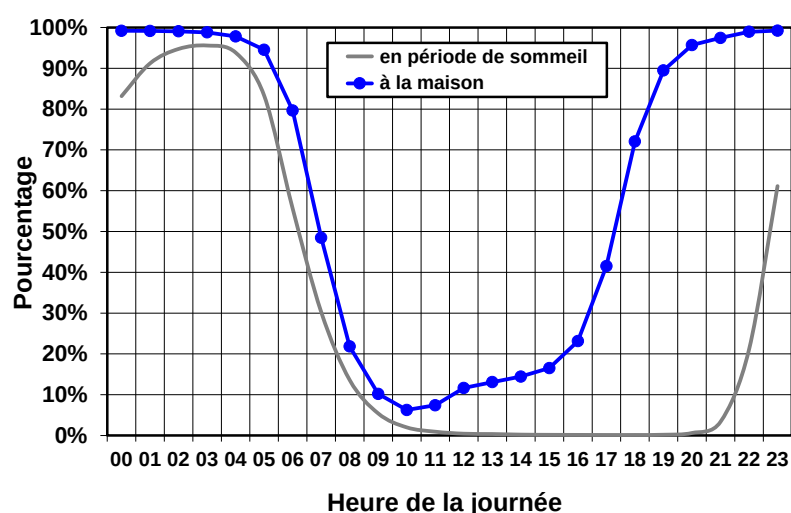


Figure A.A.1 : Densité de population présente au domicile (en bleu) et estimation du pourcentage de population en période de sommeil (en gris) selon l'heure de la journée. Source des données : Enquête SiRENE (N = 5161 personnes interrogées dans toute la Suisse).

La figure montre clairement qu'au cours de la journée, la présence au domicile se concentre dans la période comprise entre environ 18 heures et 07 heures. Les expositions au bruit ressenties durant les périodes d'éveil se produisent principalement

entre 18 heures et 22 heures. Pendant cette période, une proportion relativement élevée de la population adulte est à la maison, mais ne dort pas encore

Quand la population suisse dort-elle ?

Sur une journée de 24 heures, la période durant laquelle les gens dorment varie d'une personne à l'autre, la plupart souhaitant dormir la nuit plutôt que le jour (s'ils le peuvent). Par conséquent, les habitudes de la population, qui déterminent en substance la période utilisée pour dormir, devraient constituer le critère déterminant pour l'évaluation distincte des périodes de jour et de nuit (et donc pour la définition de valeurs limites différentes pour la journée et pour la nuit).

Depuis 2000, quatre enquêtes différentes [103-106] ont permis de recueillir des données sur l'heure du coucher et du lever de plus de 10 000 personnes sélectionnées au hasard dans la population suisse. À partir des réponses individuelles (heure d'endormissement et heure de réveil ou heure de coucher et heure de lever) comprises dans cet ensemble de données, des profils de densité de personnes en période de sommeil ont été créés aux fins du présent rapport (figure A.A.2). Ces profils montrent, pour des intervalles de temps discrets (p. ex. par minute ou par heure), le pourcentage de personnes de l'échantillon (qui, dans le meilleur des cas, est représentatif de la Suisse) en période de sommeil. Cette représentation a l'avantage de refléter la distribution réelle du temps total passé en période de sommeil par l'ensemble de la population (ou de l'échantillon) (ou, ici, des adultes uniquement, les enfants n'ayant pas été interrogés). Il est explicitement admis que les personnes dont la durée de sommeil est plus longue ont un poids plus important (parce qu'elles dorment plus longtemps) que celles qui ont un besoin de sommeil moindre et dorment moins longtemps. Cela correspond notamment à l'exigence de la loi de prendre également en compte, lors de la fixation des valeurs limites, les groupes de personnes présentant une sensibilité accrue (art. 13 LPE) ou, dans le cas présent, un « besoin accru de sommeil ». Les périodes de sommeil des travailleurs par équipe ou des personnes ayant un chronotype très matinal (« alouettes ») ou très tardif (« hiboux ») sont également représentées 1:1 selon leurs habitudes de sommeil. Pour le calcul figurant à la figure A.A.2, il a été supposé que l'endormissement intervenait 15 minutes après le coucher et l'éveil final 10 minutes avant le lever. Pour obtenir une moyenne hebdomadaire, les données relatives aux habitudes de sommeil ont été pondérées à 5/7 pendant la semaine et à 2/7 pendant le week-end. La figure A.A.2 montre, en plus des profils des études originales [103-106], le profil moyen pondéré par la taille de l'échantillon. Il est libellé « Valeur moyenne ». Cette valeur moyenne devrait refléter les habitudes de sommeil de la population suisse de manière relativement fidèle.

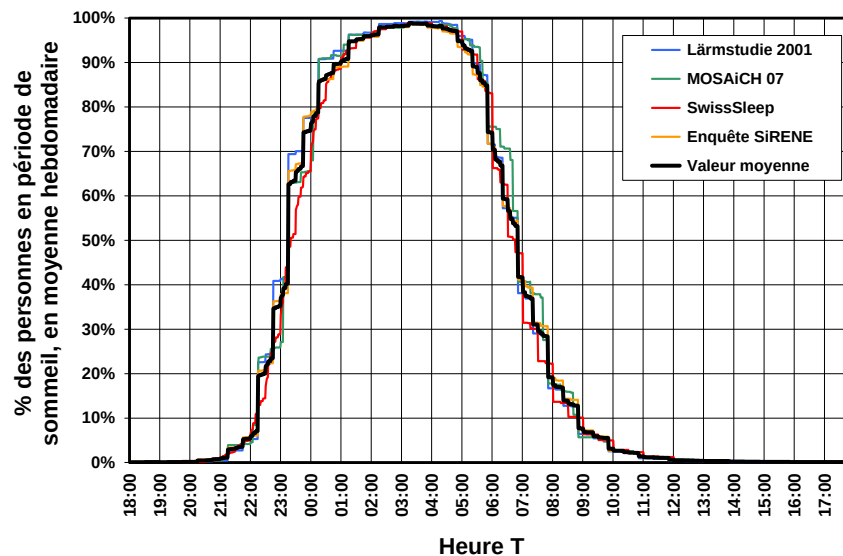


Figure A.A.2 : Proportions estimées de la population suisse en période de sommeil pour chaque heure de la journée T entre 18 h la veille et 18 h le lendemain, pour un jour moyen, par minute. Cette figure montre le profil qui se dégage des quatre études prises en compte (étude sur le bruit 2000 (enquête de 2001)[105] ; MOSAiCH (enquête 2007)[104] ; OFEV-SwissSleep (enquête 2011)[103] ; étude SiRENE (enquêtes 2014 et 2015) [13, 14] ainsi que la valeur moyenne des quatre études pondérée par la taille des différents échantillons.

Il ressort clairement de la figure A.A.2 qu'au début de la nuit telle que définie par l'OPB (22 h 00), seulement 5 % de la population adulte se trouve déjà dans sa période de sommeil, alors qu'à la fin de la nuit telle que définie dans l'OPB (06 h), environ 70 % de la population adulte n'est pas encore réveillée. Environ 85 % du sommeil total se déroule entre 22 heures et 06 heures. Ainsi, une période de nuit définie entre 22 h et 06 h exclut environ 15 % du sommeil.

Les habitudes de sommeil de la population adulte varient entre les jours ouvrés et les week-ends. Le week-end, la population s'endort en moyenne plus tard, se réveille plus tard, et la durée du sommeil est plus longue d'un peu moins d'une heure. La figure A.A.3 montre les périodes de sommeil de l'enquête SiRENE, séparées par nuits avant et après un jour ouvré (du dimanche soir au vendredi matin) et par nuits de week-end (du vendredi soir au dimanche matin).

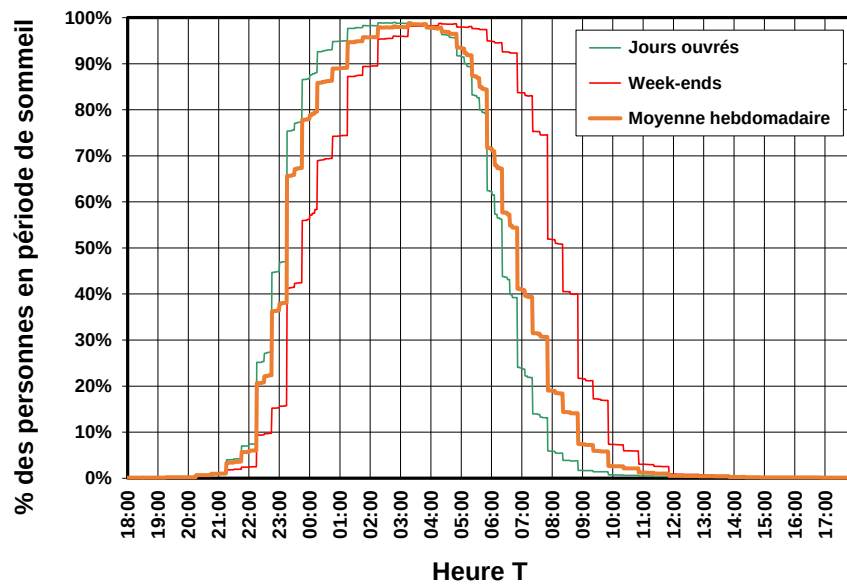


Figure A.A.3 : Proportion de l'échantillon inclus dans l'enquête SiRENE (2014 et 2015) [13, 14] qui se trouve en période de sommeil en fonction de l'heure de la journée T, entre 18 heures la veille et 18 heures le lendemain, par minute.

Les principaux éléments se rapportant aux habitudes de sommeil en Suisse peuvent être synthétisés comme suit :

- Sur un cycle de 24 heures, il n'y a aucun moment où l'ensemble de la population suisse adulte dort ou est éveillée.
- Les habitudes de sommeil de la population varient entre les jours ouvrés et les week-ends. Selon les réponses fournies par les personnes sondées, le week-end, la population s'endort en moyenne plus tard, se réveille plus tard, et la durée du sommeil est plus longue d'un peu moins d'une heure.
- Un décalage de la période de nuit actuellement définie dans l'OPB (22 h à 06 h) d'au moins une heure (23 h à 07 h) refléterait bien mieux les habitudes de sommeil réelles de la population.

Il convient de noter que les études mentionnées ci-dessus ne portaient que sur les habitudes de sommeil de la population adulte. On sait que les enfants et les adolescents dorment plus longtemps ou se couchent plus tôt que les adultes. En outre, ces études ne se prononcent pas sur la question de savoir si et quand le sommeil de certains groupes vulnérables (enfants, adolescents, personnes âgées, malades, etc.) devrait bénéficier d'une protection spécifique. Il convient également de noter que les habitudes de sommeil observées empiriquement sont peut-être déjà la conséquence de stratégies d'adaptation en réaction à des logements exposés au bruit.

Combien de temps et de quand à quand la « nuit réglementaire » doit-elle durer ?

Selon une déclaration de consensus de l'American Academy of Sleep Medicine et de la Sleep Research Society, pour préserver la santé des adultes, la durée (non perturbée) du sommeil ne devrait pas être inférieure à sept heures [55]. Par ailleurs, la durée de sommeil nécessaire à la récupération est individuelle et ne peut pas être raccourcie par l'accoutumance ou l'entraînement. Il en résulte que la période de nuit réglementaire devrait couvrir au moins sept heures et, dans le meilleur des cas, être fixée de manière à maximiser la proportion de la population qui dort pendant cette période. De manière générale, il semble souhaitable de protéger aussi complètement que possible du bruit le sommeil de l'ensemble de la population. Cependant, étant donné l'amplitude de la distribution des périodes de sommeil de la population (voir la figure A.A.2), il n'est pas possible d'y parvenir dans la pratique. D'un point de vue préventif, en revanche, il serait souhaitable que la période définie comme la « nuit » protège du bruit la plus grande part possible de la population endormie. En fonction de la partie de la surface de distribution qui est retenue, une fenêtre temporelle « optimale », c'est-à-dire maximisant la protection, peut être définie. Une période de temps ainsi définie peut être désignée comme « période de repos principale ». Dans la figure A.A.4, les données issues de l'enquête représentative de l'OFEV de 2011 sur les habitudes de sommeil en Suisse ont été analysées en vue d'en déduire une telle période de repos principale[103], ce qui permet de déterminer le positionnement des périodes de repos principales pour différentes proportions du sommeil total de la population suisse pour les jours ouvrés pendant la semaine d'une part et pour les jours de congé d'autre part⁹³. Le sommeil total a été défini ici comme la somme de toutes les minutes de toutes les personnes de l'échantillon se trouvant dans leur période de sommeil (N = 2009), ces minutes étant distribuées presque normalement sur l'axe du temps. Pour toute proportion donnée du sommeil total, un début et une fin de la période de protection peuvent être déduits si un nombre égal de « minutes de sommeil » subsiste aux deux extrémités de la distribution. On obtient ainsi la période la plus courte possible qui comprend la plus grande proportion possible (prédéterminée) du sommeil total. Si, par exemple, au moins 90 % du sommeil total de la population devait être protégé aussi bien durant les jours ouvrés que durant les jours de congé et les week-ends, alors la période de repos devrait s'étendre de 23 h 07 à 08 h 29 (voir figure A.4).

⁹³ Pour l'analyse, les données originales[103] ont été utilisées (et non celles de l'étude SiRENE) car ce n'est que dans cette enquête que les heures précises d'endormissement et de réveil ont été demandées.

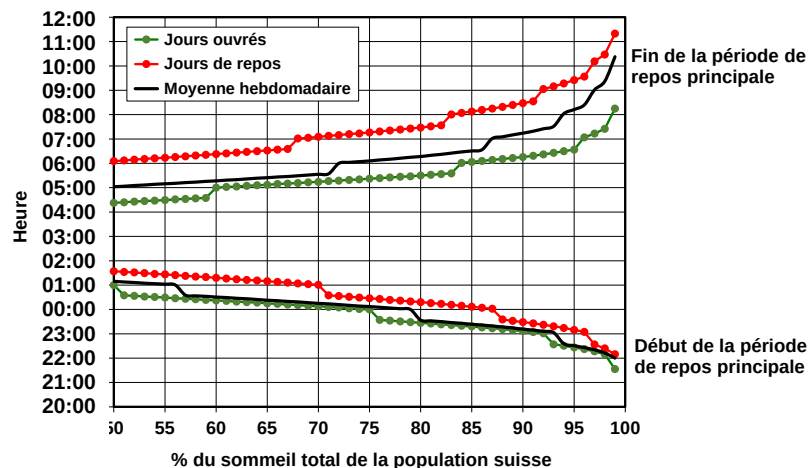


Figure A.A.4 : Début et fin de la période de repos principale en fonction du pourcentage du sommeil total de la population suisse couvert, dans chaque cas pour les jours de semaine (vert) et les jours fériés ou de week-end (rouge) ainsi qu'en moyenne hebdomadaire (noir), une pondération de 2/7 étant appliquée pour les week-ends et de 5/7 pour les jours de la semaine. Calculé sur la base des données de l'enquête représentative de l'OFEV 2011 [103].

Toutefois, la durée moyenne du sommeil ne suffit pas à elle seule à assurer une protection complète, car la période de protection devrait également couvrir au moins le temps nécessaire pour s'endormir et, de manière générale, se détendre avant de se coucher.

A.3.2 Sensibilité au bruit en fonction de l'heure de la journée (par rapport aux nuisances)

Outre la distinction fondamentale jour-nuit évoquée ci-avant, d'autres distinctions temporelles sont possibles pour montrer plus en détail (p. ex. par heure) les différentes nuisances dues au bruit en fonction du moment de la journée. Dans le cadre de l'évaluation de différentes périodes, il serait intéressant de pouvoir exprimer la différence d'effet entre les périodes ou les heures présentant une sensibilité plutôt faible par rapport à celles présentant une sensibilité élevée à l'exposition au bruit sur l'échelle des décibels. À cette fin, une analyse a été conduite à partir des réponses de l'enquête SiRENE [13] sur les « périodes de gêne/nuisances élevées » pour chaque type de bruit dont les données sont disponibles et pour chaque personne, pour chacune des 24 heures de la journée, afin de déterminer si la personne (à cette heure de la journée) s'est sentie fortement gênée ou incommodée (code = 1) ou non (code = 0) par les différents types de bruit. Il en est résulté une matrice de données qui a été complétée avec la valeur L_{eq} sur 1 h au point de façade le plus exposé au bruit pour chacune des 24 heures (ou 17 heures pour le bruit du trafic aérien puisqu'il n'y a pas de vols en

Suisse au cœur de la nuit). À l'aide d'une régression logistique hiérarchique, dans laquelle la probabilité d'être gravement gêné ou incommodé à une heure donnée de la journée est régressée en fonction de l'heure de la journée (en tant que facteur) et du L_{eq} sur 1 h correspondant à cette heure (en tant que covariable), il a ensuite été possible de calculer des valeurs de sensibilité au bruit en dB selon les heures, représentant ainsi les fluctuations des nuisances au cours de la journée. Les valeurs négatives indiquent que les personnes sont moins gênées à cette heure qu'en moyenne quotidienne, et les valeurs positives indiquent une gêne plus élevée que la moyenne quotidienne. La méthode de calcul est décrite en détail dans [107]. Le modèle statistique a été créé à l'aide du logiciel de statistiques R (version 3.5.1) en utilisant la procédure « lme4 glmer » et a été ajusté pour le sexe, l'âge, le mode d'enquête et la version linguistique du questionnaire. La figure A.A.5 représente le profil qui en résulte. Les valeurs déterminées sur l'axe y (« sensibilité au bruit en fonction du moment de la journée »), exprimées en dB, indiquent l'écart de la gêne à une heure donnée de la journée par rapport à la gêne quotidienne moyenne, exprimée en dB. Conformément à la procédure, les 24 valeurs cumulées pour le bruit routier et des chemins de fer et les 17 valeurs pour le bruit du trafic aérien sont de 0 dB.

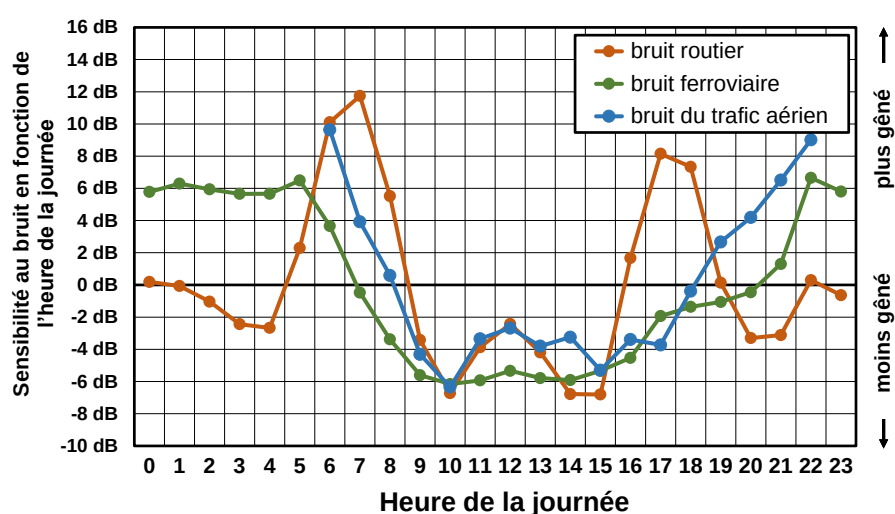


Figure A.A.5 : Sensibilité au bruit en fonction de l'heure de la journée, déterminée à partir des données de l'enquête SiRENE. Pour une meilleure lisibilité, les intervalles de confiance n'ont pas été dessinés. Nombre d'appréciations de 1 h incluses dans l'analyse : bruit routier N = 123 749 ; bruit ferroviaire N = 87 019 ; bruit du trafic aérien N = 56 463.

Il ressort des profils présentés dans la figure ci-dessus que, pendant la période nocturne recommandée par la Commission (entre 22 heures et 07 heures), les nuisances horaires perçues sont jusqu'à +10 dB plus élevées qu'en moyenne quotidienne pour le bruit du trafic aérien et routier ; une valeur qui atteint jusqu'à +6 dB pour le bruit des chemins de fers. S'agissant de la circulation routière, les importants pics de nuisances

aux heures de pointe (06 h – 08 h, 17 h – 19 h) sont frappants. Nota bene : les valeurs en décibels indiquées dans la figure A.A.5 sont déjà corrigées pour tenir compte de l'influence du L_{eq} sur 1 h (qui est plus élevé aux heures de pointe que sur une moyenne de 24 h), ce qui signifie que les écarts observés par rapport à la moyenne (à 0 dB) sont uniquement imputables à l'heure de la journée elle-même, et non aux niveaux sonores à l'heure de la journée en question.

A.3.3 Relation entre l'exposition sur 1 h et la gêne/ les nuisances au cours des différentes heures de la nuit

La Commission a examiné la possibilité de recommander des valeurs limites distinctes sur une heure pour certaines heures de la nuit (cf. chapitre 4.4). Il a donc été nécessaire d'estimer la relation exposition-effet pour chaque heure (de nuit). Des informations aussi précises sur les effets du bruit sont rares dans le cadre d'études épidémiologiques portant, par exemple, sur les effets cardiométaboliques. Néanmoins, l'enquête menée dans le cadre de l'étude SiRENE [13, 14] a permis de modéliser des fonctions exposition-effet spécifiques à certaines heures pour des gênes/nuisances importantes. Dans l'enquête SiRENE, les personnes sondées avaient la possibilité d'indiquer, pour chaque type de bruit, des périodes particulièrement gênantes ou inconfortables au cours de la journée. Pour chaque heure de la journée, le fait qu'une personne se soit sentie fortement gênée ou incommodée (par une source de bruit spécifique) (code = 1) ou non (code = 0) a ensuite été enregistré. Il en est résulté une matrice de données de 24 entrées par personne et par source de bruit, complétée par la valeur L_{eq} sur 1 h de la source de bruit correspondante. Il a donc été possible d'obtenir pour chaque personne jusqu'à $3 \times 24 = 72$ appréciations de nuisances, par heure. Dans un modèle hiérarchique à plusieurs niveaux, l'influence du type de bruit et de l'heure de la journée, en tant qu'« effets fixes », sur la probabilité d'être particulièrement gêné ou incommodé à cette heure-là, a été déterminée. Dans le modèle, la personne sondée a été définie comme « random intercept effect » et la valeur L_{eq} sur 1 h liée au type de bruit a été utilisée comme covariable pour obtenir une estimation de l'influence de l'heure du jour (ou de la nuit) indépendante du niveau sonore. Seules les heures entre 22 h et 07 h ont été incluses dans le modèle. Celui-ci a été ajusté pour le sexe, l'âge, la version linguistique du questionnaire et le mode d'enquête. Un modèle avec le terme d'interaction L_{eq} sur 1 h $\times$ heure de la journée (pour pouvoir modéliser les courbes exposition-effet non parallèles) et un modèle sans cette interaction ont été calculés. Le test de loglikelihood réalisé pour comparer la qualité des modèles a montré que le modèle avec terme d'interaction était à privilégier. La figure A.A.6 présente les résultats obtenus : elle montre les relations exposition-effet basées sur le L_{eq} sur 1 h pour chaque heure de nuit entre 22 heures et 07 heures (ou pour les heures 22-23, 23-24, 05-06, 06-07 heures pour le bruit du trafic aérien). L'analyse a été réalisée avec R version 3.5.1 en utilisant la procédure « lme4 glmer ».

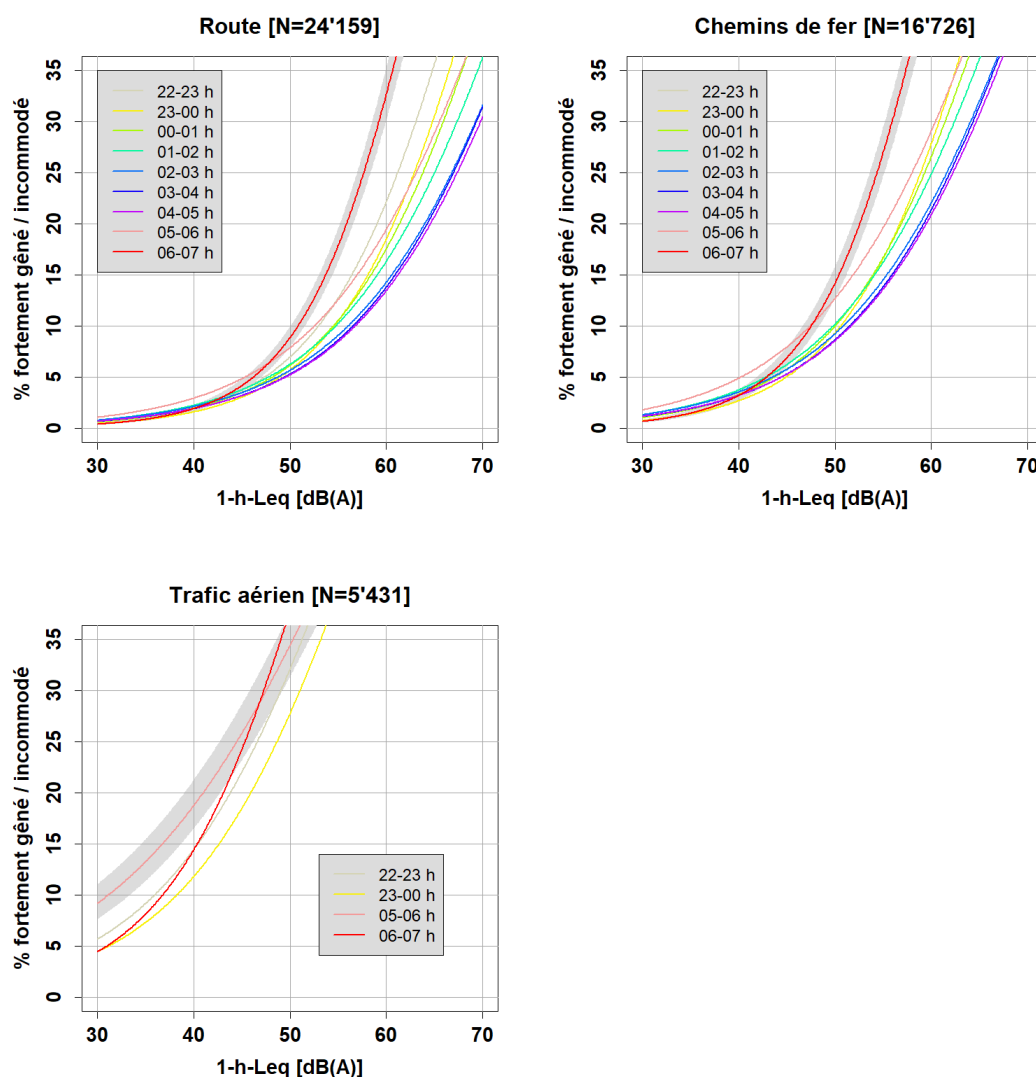


Figure A.A.6 : Pourcentage de personnes fortement gênées/incommodées à une heure donnée de la nuit en fonction du L_{eq} sur 1 h à cette heure de la nuit pour les trois sources de bruit que constituent le bruit routier (en haut à gauche), des chemins de fer (en haut à droite) et du trafic aérien (en bas). Les courbes ont été calculées à l'aide d'un modèle à plusieurs niveaux ajusté sur la base des données de l'enquête SiRENE et sont représentées pour les covariables centrées. Les intervalles de confiance sont indiqués pour le bruit routier et des chemins de fer pour l'heure 06 h - 07 h, pour le bruit du trafic aérien pour l'heure de 05 h - 06 h.

A.3.4 Analyses visant à déterminer si la sensibilité au bruit des personnes diffère selon le degré de sensibilité (DS) de leur lieu de résidence

Dans l'enquête SiRENE [13, 14], les personnes sondées ont été interrogées sur leur sensibilité au bruit « générale » et « liée au sommeil ». Les items du questionnaire NoiSeQ-R, plus précisément sa forme abrégée contenant 13 items, ont été utilisés à cette fin [108] [109]. Le degré de sensibilité (DS) attribué à l'adresse de domicile étant connu pour chaque personne, il a été possible de déterminer l'existence ou non d'un lien entre le DS attribué et la sensibilité au bruit individuelle. Ceci a été testé pour la corrélation entre la sensibilité générale au bruit et L_{den} d'une part, et pour la corrélation entre la sensibilité au bruit liée au sommeil et L_{night} d'autre part.

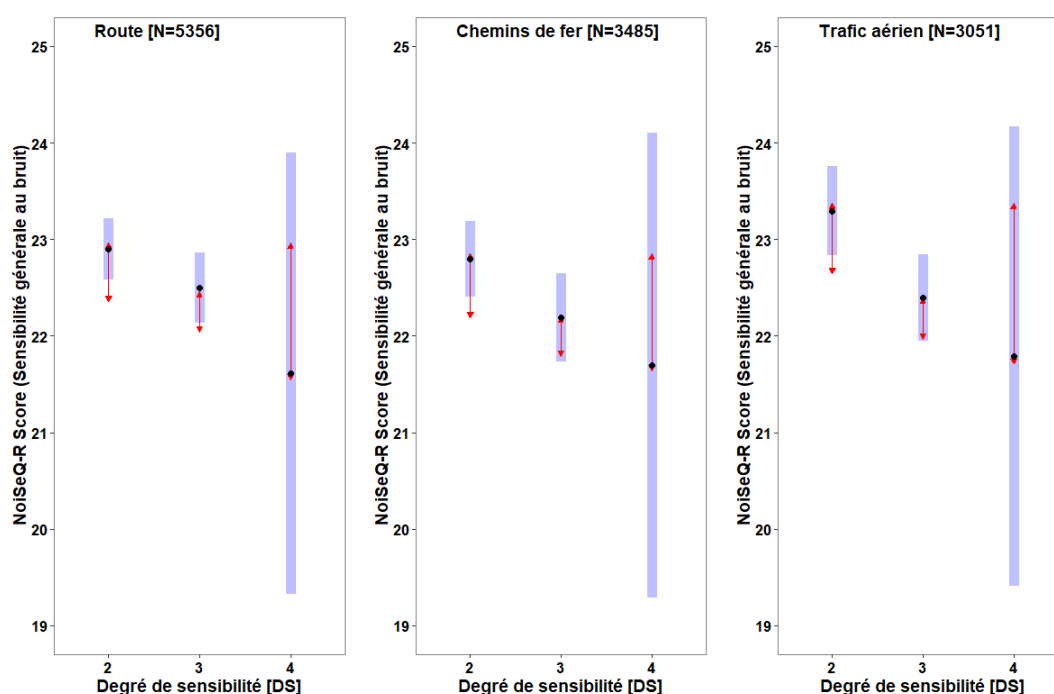


Figure A.A.7 : Moyennes marginales estimées (points noirs) du score NoiSeQ-R pour la sensibilité générale au bruit des résidents en DS II, III et IV, avec un intervalle de confiance à 95 % (barres bleu clair). La double flèche rouge indique s'il y a ou non une différence significative par paire entre deux DS. Il y a une **différence significative** de sensibilité générale au bruit entre deux DS si les flèches entre les deux ne se chevauchent **pas**.

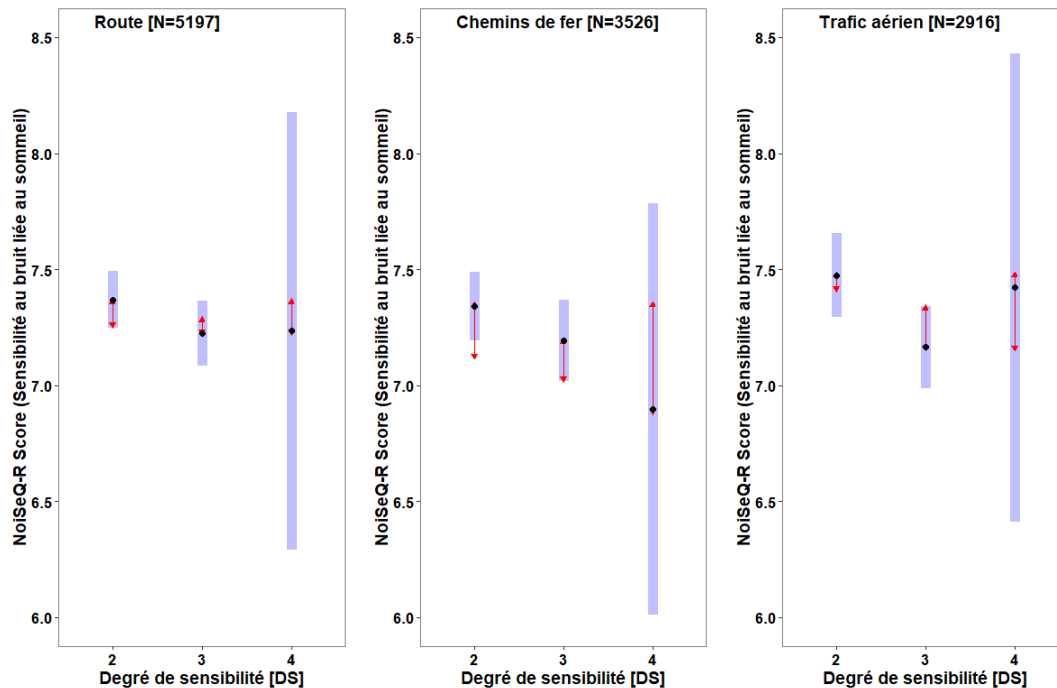


Figure A.A.8 : Moyennes marginales estimées (points noirs) du score NoiSeQ-R pour la sensibilité au bruit liée au sommeil des résidents en DS II, III et IV, avec un intervalle de confiance à 95 % (barres bleu clair). La double flèche rouge indique s'il y a ou non une différence significative par paire entre deux DS. Il y a une **différence significative** de sensibilité au bruit liée au sommeil entre deux DS si les flèches entre les deux ne se chevauchent **pas**.

Pour ce faire, un modèle de régression linéaire pour le score NoiSeQ-R a été calculé pour chaque type de bruit (circulation routière, chemins de fer, trafic aérien), ajusté pour les variables prédictives suivantes (en plus du DS): L_{den} ou L_{night} au point de la façade le plus exposé au bruit, âge, sexe, mode d'enquête, version linguistique du questionnaire, propriétaire vs. locataire. Le modèle comprenait également le terme d'interaction $DS \times L_{den}$ ou $DS \times L_{night}$. Les résultats sont reproduits aux figures A.A.7 (sensibilité générale au bruit) et A.A.8 (sensibilité au bruit liée au sommeil) sous la forme de moyennes marginales estimées (estimated marginal means) pour les DS II, DS III et DS IV (personne n'a été interrogé en DS I) avec des intervalles de confiance à 95 %. L'évaluation a été réalisée avec R, version 3.5.1, au moyen des fonctions « lm » et « emmeans ». Pour les comparaisons multiples, le test Tukey HSD a été utilisé à des fins d'ajustement. Le seuil de signification a été fixé à 0.05.

Les figures A.A.7 et A.A.8 indiquent que la sensibilité au bruit des habitants en DS II est légèrement supérieure à celle des personnes résidant en DS III. Toutefois, l'effet du DS n'est pas significatif en tant qu'effet principal dans les différents modèles statistiques et est plutôt faible compte tenu de l'écart interquartile (IQW) du score de sensibilité au bruit du NoiSeQ-R (sensibilité générale au bruit $IQW=10$; sensibilité au bruit liée au sommeil $IQW=4$). Cependant, il existe des contrastes post-hoc significatifs

entre les habitants en DS II et DS III pour le bruit du trafic aérien, tant pour la sensibilité générale au bruit que pour celle liée au sommeil. Cela signifie que dans le modèle de bruit du trafic aérien, les résidents en DS II sont significativement plus sensibles au bruit que les personnes résidant en DS III (nota bene : indépendamment de l'exposition réelle au bruit). Cela pourrait traduire un effet d'autosélection (p.ex. plus de propriétaires plus âgés en DS II ou dans les zones rurales).

En plus de la corrélation entre le DS et la sensibilité au bruit examinée ci-avant, il est possible qu'un lien indépendant de l'exposition réelle existe entre le DS et la gêne (%HA) ou les troubles du sommeil auto-rapportés (%HSD). Pour déterminer l'effet modificateur du DS dans les modèles exposition-effet pour la gêne et les troubles du sommeil, les données de l'enquête SiRENE ont à nouveau été utilisées pour calculer les fonctions exposition-effet pour la gêne (%HA) et les troubles du sommeil (%HSD) en fonction du DS à l'aide d'une régression logistique. Pour ce faire, un modèle ajusté a été défini (ajusté pour les covariables âge, sexe, mode d'enquête et version linguistique du questionnaire). En plus du DS comme prédicteur, le modèle comprenait également le terme d'interaction $DS \times L_{den}$, ou $DS \times L_{night}$ (afin de pouvoir modéliser des courbes exposition-effet non parallèles). Les courbes résultantes (distinctes pour DS II et DS III) sont présentées aux figures A.A.9 (%HA) et A.A.10 (%HSD) (les courbes pour les DS I et IV ne sont pas présentées, car il n'y a pratiquement pas de cas pour ces DS). L'analyse a été réalisée avec R, version 3.5.1, en utilisant la fonction « lme4 glmer ». Le seuil de signification a été fixé à 0.05.

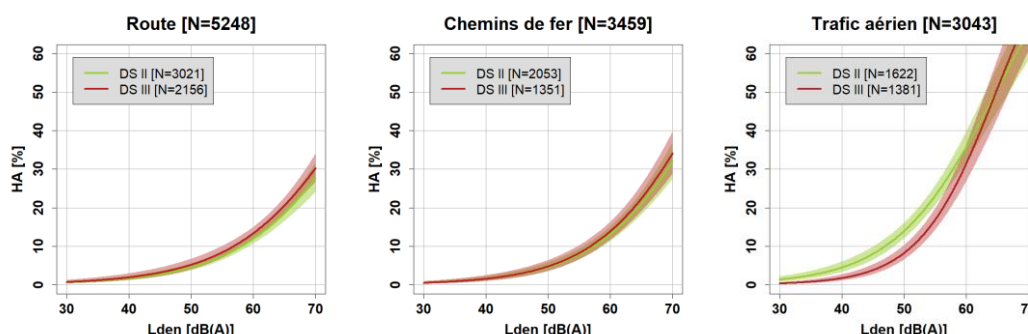


Figure A.A.9 : Courbes exposition-effet (y compris intervalle de confiance à 95 %) pour %HA en fonction du L_{den} pour les résidents des DS II et DS III. Les courbes ont été calculées à l'aide d'un modèle ajusté sur la base des données de l'enquête SiRENE et sont représentées pour les covariables centrées.

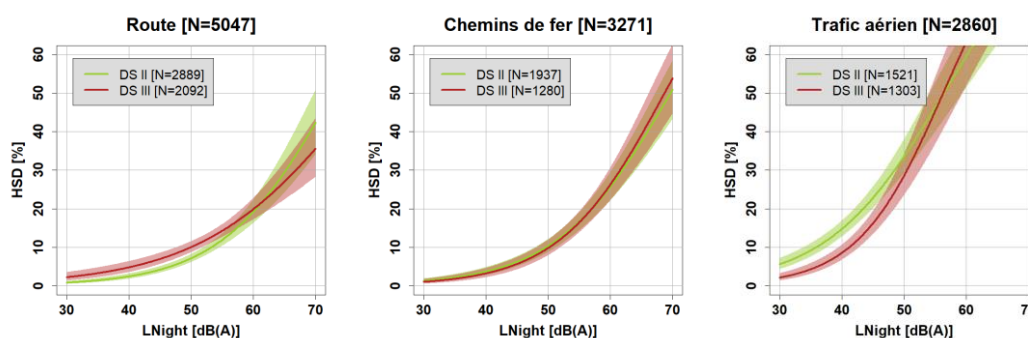


Figure A.A.10 : Courbes exposition-effet (y compris intervalle de confiance à 95 %) pour %HSD en fonction du L_{night} pour les résidents des DS II et DS III. Les courbes ont été calculées à l'aide d'un modèle ajusté sur la base des données de l'enquête SiRENE et sont représentées pour les covariables centrées.

Les effets modificateurs des DS sur la gêne et les troubles du sommeil sont particulièrement évidents pour le bruit du trafic aérien. En DS II, les personnes sondées sont à la fois un peu plus incommodées (Tukey HSD $p=0.0002$) et légèrement plus souvent perturbées dans leur sommeil (Tukey HSD $p=0.0002$) qu'en DS III. La différence est de quelques dB sur l'échelle des décibels (visible par le déplacement des courbes l'une par rapport à l'autre sur l'axe x). Cela peut traduire un effet de masquage dans la mesure où, dans les zones d'habitation pures en DS II, le niveau sonore ambiant (p. ex. en raison du bruit routier) tend à être plus faible qu'en DS III, ce qui peut avoir pour conséquence de rendre le bruit des avions plus perceptible dans les zones de DS II.

A.3.5 Analyses concernant l'étendue des corrections de niveau possibles

Différences de gêne entre les sources (corrections de niveau de premier type)

La figure A.A.11 montre les relations exposition-effet pour %HA, par rapport au niveau sonore moyen quotidien sur 15h $L_{day,07-22h}$ (à gauche), et pour %HSD, par rapport au niveau sonore moyen nocturne sur 9h $L_{night,22-07h}$ (à droite), à partir des données de l'enquête SiRENE [13, 14]. Dans les deux graphiques, les courbes ont été calculées sur la base des prédicteurs d'un modèle ajusté (ajusté pour les covariables sexe, âge, mode d'enquête, langue du questionnaire) et avec des intervalles de confiance à 95 % (surfaces ombrées) et présentées pour les covariables centrées.

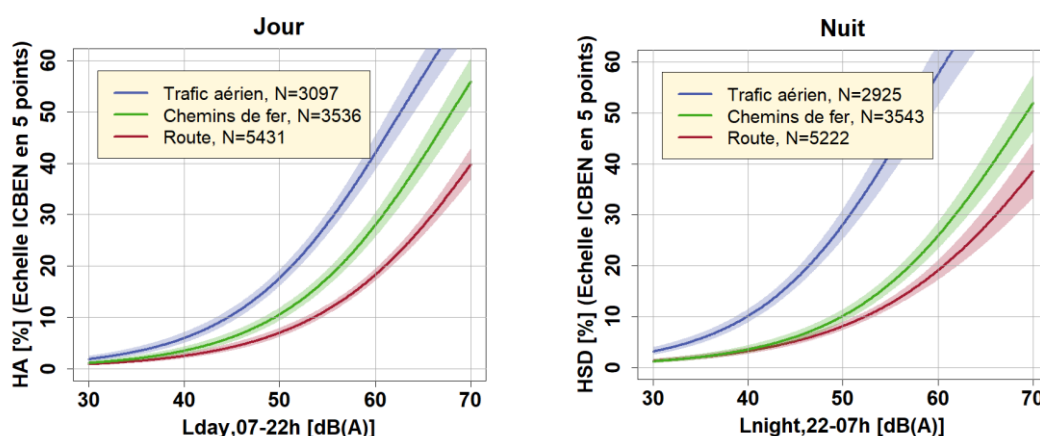


Figure A.A.11 : Courbes d'exposition-effet pour trois types de bruit différents et deux périodes d'évaluation de l'étude SiRENE. À gauche : relation entre $L_{Day, 07-22h}$ (jour) et %HA (déterminée au moyen de l'échelle à 5 points ICBEN) ; à droite : relation entre $L_{Night, 22-07h}$ (nuit) et %HSD (déterminée au moyen d'une échelle à 5 points similaire à l'échelle ICBEN).

Pour l'effet considéré %HA, une gradation nette apparaît, le bruit du trafic aérien étant, à un niveau sonore équivalent, le plus gênant, suivi du bruit des chemins de fer et de la circulation routière. Les décalages des différentes relations exposition-effet les unes par rapport aux autres sont d'environ 5 dB chacun sur l'axe x. Cela peut être interprété comme signifiant que le bruit du trafic aérien, à niveau égal, est perçu comme étant d'environ 5 dB plus gênant que le bruit des chemins de fer, et d'environ 10 dB plus gênant que le bruit routier. Si les valeurs limites pour la période diurne étaient fixées exclusivement sur la base de la gêne finale, les valeurs limites pour le bruit routier, des chemins de fer et du trafic aérien devraient différer de 5 dB chacune. Un « bonus ferroviaire » ne semble pas justifié. On observe une situation très similaire pour les troubles du sommeil (figure A.A.10 à droite), où le bruit des chemins de fer est également perçu comme plus gênant d'environ 2 à 3 dB que le bruit routier.

Influence des volumes de trafic sur la gêne et les troubles graves du sommeil (corrections de niveau de deuxième type)

Bruit routier La figure A.A.12 montre les relations exposition-effet pour %HA (déterminé sur la base d'une échelle de 5 points), par rapport au niveau sonore diurne moyen sur 16 h (à gauche), et pour %HSD (déterminé à l'aide d'une échelle de 5 points similaire à celle de l'ICBEN), par rapport au niveau sonore nocturne moyen sur 8 h (à droite), pour trois catégories différentes de volumes de trafic (selon OPB, annexe 3) : $N > 100$ véhicules/h, $N \leq 100$ véhicules/h, $N < 32$ véhicules/h, sur la base de l'enquête SiRENE [13, 14]. Dans les deux graphiques, les courbes ont été calculées sur la base des prédictors d'un modèle ajusté (sexe, âge, mode d'enquête,

langue du questionnaire) et avec des intervalles de confiance à 95 % (surfaces ombrées) et présentées pour les covariables centrées⁹⁴.

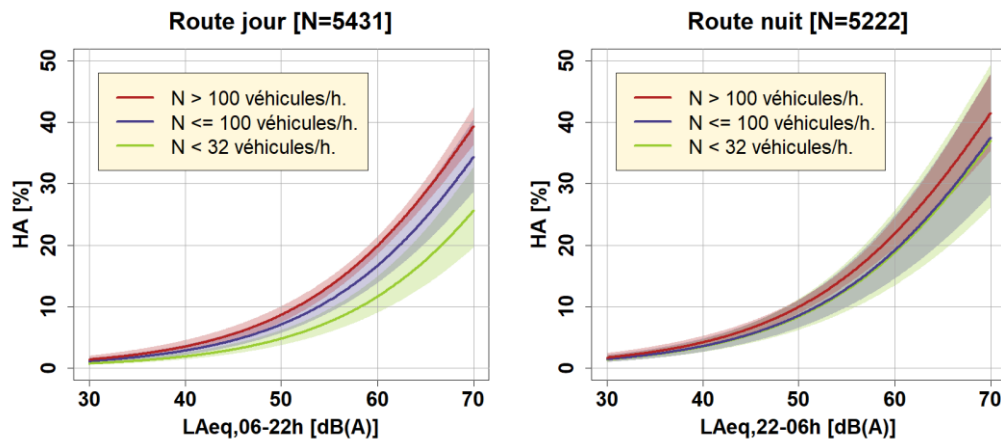


Figure A.A.12 : Courbes d'exposition-effet du bruit routier pour trois catégories de volume de trafic différentes, à partir de l'étude SiRENE. À gauche : relation entre $L_{Aeq,06-22h}$ (jour) et %HA ; à droite : relation entre $L_{Aeq,22-06h}$ (nuit) et %HSD.

La figure A.A.12 à gauche montre que, pour un même niveau sonore moyen, les routes à faible volume de trafic ($N < 32$ véhicules/h) causent légèrement moins de gêne ou de nuisances pendant la journée (c'est-à-dire entre 06 h et 22 h), ce qui justifierait une correction relative au volume de trafic d'environ 4-5 dB pour les routes à faible volume de trafic pour la période diurne. Cet effet est significatif dans le modèle. Pendant la nuit (figure A.A.12, à droite), il n'y a pas d'effet modificateur significatif.

Bruit des chemins de fer : La figure A.A.13 montre les relations exposition-effet pour %HA, par rapport au niveau sonore diurne moyen sur 16 h (à gauche), et pour %HSD, par rapport au niveau sonore nocturne moyen sur 8 h (à droite), pour trois catégories différentes relatives au nombre de passages de train⁹⁵ durant la période d'évaluation (catégorisation selon OPB, annexe 3 : $N > 79$ trains/h, $N \leq 79$ trains/h, $N < 7.9$ trains/h), sur la base de l'enquête SiRENE [13, 14]. Dans les deux graphiques, les courbes ont été calculées sur la base des prédicteurs du modèle ajusté (sexe, âge,

⁹⁴ Les modèles statistiques utilisés pour le calcul des courbes incluaient initialement le terme d'interaction entre le niveau et le volume de trafic comme prédicteur supplémentaire. Si le terme d'interaction n'était pas significatif dans le modèle, il était à nouveau supprimé et une nouvelle modélisation sans terme d'interaction était réalisée.

⁹⁵ Le terme « événements » a été défini comme des passages de trains qui, selon la méthode de calcul pour déterminer le rapport d'intermittence (IR) [110], sont supérieurs à la valeur seuil définie, c'est-à-dire qu'ils se distinguent clairement du bruit de fond. Ces événements ne sont pas directement comparables à N qui représente le nombre de trains circulant, tel que défini dans l'OPB, annexe 4, alinéa 33.

mode d'enquête, langue du questionnaire) et avec des intervalles de confiance à 95 % (surfaces ombrées) et présentées pour les covariables centrées⁹⁶.

Les courbes pour les trois différentes catégories de volume de trafic représentées dans la figure A.A.13 à gauche sont très proches ; elles ne sont que légèrement décalées les unes par rapport aux autres. On peut en conclure que les corrections de niveau en fonction du volume de trafic ne sont pas justifiées pour le bruit des chemins de fer durant la journée. Dans la figure A.A.13 à droite (ça veut dire pour la nuit), la relation exposition-effet pour les passages de trains peu fréquents (vert, <7,9 trains par nuit) suggère une correction liée au volume de trafic, mais l'effet n'est pas significatif et l'intervalle de confiance est important.

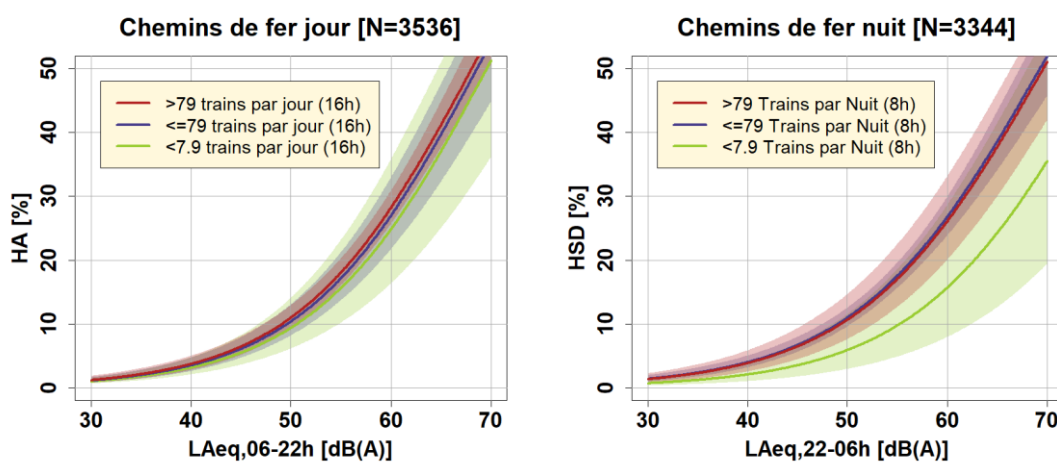


Figure A.A.13 : Courbes d'exposition-effet du bruit des chemins de fer pour trois catégories de volume de trafic différentes, sur la base de l'étude SIRENE. À gauche : relation entre $L_{Aeq,06-22h}$ (jour) et %HA (déterminée au moyen de l'échelle à 5 points ICBEN) ; à droite : relation entre $L_{Aeq,22-06h}$ (nuit) et %HSD (déterminée au moyen d'une échelle à 5 points similaire à l'échelle ICBEN). Dans les deux modèles, l'effet du volume de trafic n'est pas significatif.

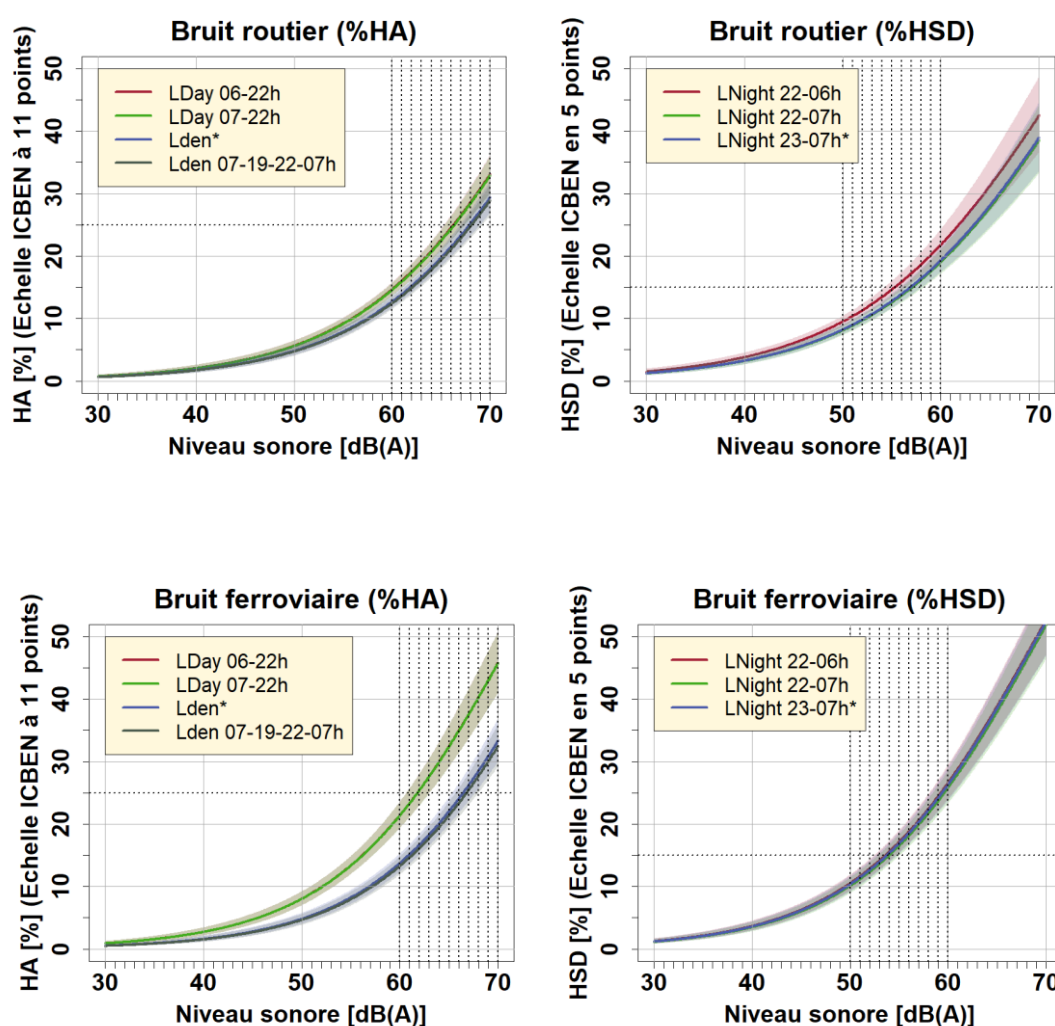
A.3.6 Modèles exposition-effet pour %HA et %HSD aux différents mesures d'exposition sous-jacentes

Différentes mesures d'exposition, qui sont utilisées comme variables d'exposition de référence dans les modèles statistiques d'exposition-effet, produisent naturellement des relations ou des courbes exposition-effet légèrement différentes, même avec des données provenant du même échantillon. Ces différences sont principalement dues à des références temporelles différentes. Par exemple, il est peu probable que la rela-

⁹⁶ Les modèles statistiques utilisés pour le calcul des courbes incluaient initialement le terme d'interaction entre le niveau et le volume de trafic comme prédicteur supplémentaire. Si le terme d'interaction n'était pas significatif dans le modèle, il était à nouveau supprimé et une nouvelle modélisation sans terme d'interaction était réalisée.

tion exposition-effet pour les troubles graves du sommeil (%HSD), basée sur l'exposition pendant la nuit entre 22 h et 06 h, soit congruente avec la courbe basée sur l'exposition entre 23 h et 07 h.

Pour comparer les courbes exposition-effet des différentes mesures d'exposition discutées dans ce rapport (pour %HA : $L_{day,06-22h}$, $L_{day,07-22h}$, L_{den} , $L_{den,07-19-22-07h}$; pour %HSD : $L_{night,22-06h}$, $L_{night,22-07h}$, $L_{night,23-07h}$), ces dernières ont été recalculées pour les effets considérés %HA et %HSD à l'aide des données originales de l'enquête SiRENE. La figure A.A.14 montre, dans les graphiques de gauche, les courbes exposition-effet basées sur l'enquête SiRENE (ajustées pour l'âge, le sexe, le mode d'enquête et la version linguistique du questionnaire) pour l'effet considéré %HA, régressé sur les mesures d'exposition $L_{day,07-22h}$ et $L_{den,07-19-22-07h}$, comparées aux mesures d'exposition $L_{day,06-22h}$ (dans l'OPB à ce jour) et L_{den} (valeur limite générique). Les graphiques de droite montrent les courbes de régression pour l'effet considéré %HSD et la mesure d'exposition $L_{night,22-07h}$, $L_{night,22-06h}$ (dans l'OPB à ce jour) et $L_{night,23-07h}$ (limite générique).



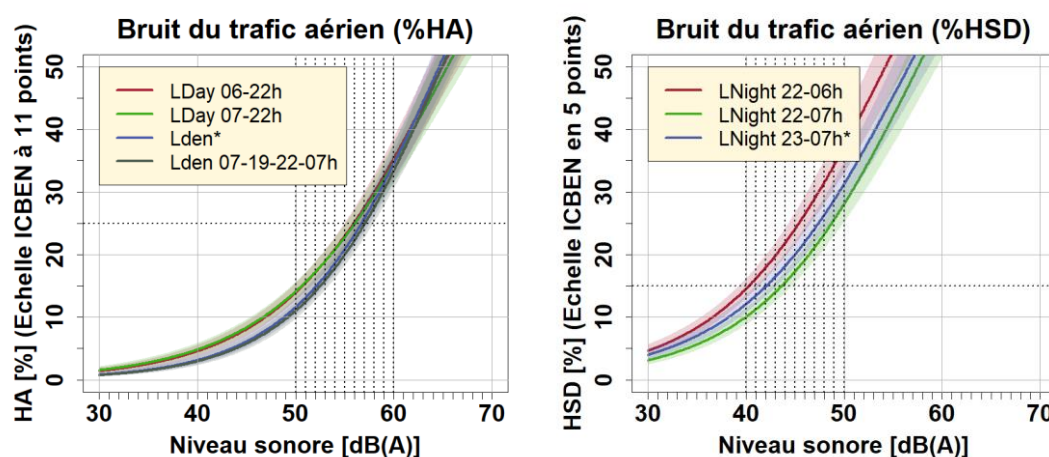


Figure A.A.14 : Comparaison des courbes exposition-effet entre différentes mesures d'exposition pour les effets considérés %HA (gauche) et %HSD (droite). Les courbes ont été calculées à partir des données de l'enquête SiRENE, sont ajustées pour l'âge, le sexe, le mode d'enquête et la version linguistique du questionnaire et présentées pour les covariables centrées. Les surfaces grisées indiquent les intervalles de confiance à 95 %. Il est possible que, sur le graphique, les courbes presque congruentes se superposent. Les risques acceptables définis par la Commission sont indiqués par des lignes horizontales en pointillés à 25 %HA et 15 %HSD respectivement. Les lignes verticales en pointillés permettent de lire la valeur du niveau sonore sur la courbe exposition-effet. La mesure d'exposition marqué d'un astérisque (*) dans la légende correspond à la mesure d'exposition de la valeur limite générique.

A.3.7 Variance expliquée des effets du bruit (gêne et troubles du sommeil) pour différentes mesures d'exposition et lieux de détermination dans l'étude SiRENE

Pour la mesure d'exposition, la plupart des études d'impact acoustique utilisent des niveaux sonores calculés sur l'enveloppe extérieure des bâtiments (sans tenir compte, par ex., des extensions, des volets, des parapets, des balcons, etc.). La plupart du temps, seul le point de la façade présentant l'exposition *la plus élevée* est utilisé comme facteur prédictif dans les modèles statistiques d'exposition-effet. Ainsi, strictement parlant, la portée des relations exposition-effet résultant de ces études est limitée à ce point d'exposition le plus élevé (point de façade le plus exposé au bruit). Par conséquent, les valeurs limites dérivées de ces relations exposition-effet ne sont en principe « valables » qu'au point le plus bruyant de la façade. Cependant, il est possible que d'autres points de l'enveloppe du bâtiment présentent une meilleure corrélation avec les effets du bruit, par exemple le point le plus calme pour lequel des troubles du sommeil sont mentionnés par les personnes sondées. Pour le vérifier, des modèles d'exposition-effet pour les effets considérés %HA et %HSD ont été calculés dans le cadre de l'enquête SiRENE pour différentes combinaisons de mesures d'exposition et de lieux de détermination (ajustés pour l'âge, le sexe, le mode d'enquête et la version linguistique du questionnaire). Les mesures pseudo- R^2 résultantes dans

chaque cas (McKelvey & Zavoina, [111] Nagelkerke, [112]) sont répertoriées dans le tableau A.T.5. Plus le pseudo- R^2 est élevé, meilleure est l'interprétation de la variance de la combinaison mesure d'exposition-lieu de détermination. Les données du tableau A.T.5 montrent clairement que les niveaux sonores au point de façade le plus exposé au bruit correspondent mieux aux effets considérés %HA et %HSD, alors qu'il n'y a pas de différences significatives entre les mesures d'exposition au même point de façade.

Tableau A.T.5 : Mesure pseudo- R^2 - (M-Z : McKelvey & Zavoina et NK : Nagelkerke) et loglikelihood des modèles exposition-effet ajustés pour %HA (déterminé au moyen d'une échelle à 11 points) et %HSD (déterminé au moyen d'une échelle à 5 points) pour différentes mesures d'exposition et différents lieux de détermination dans l'enquête SIRENE. Les énumérations sont classées par ordre croissant selon le critère d'information Akaike (AIC, non montré). Pour les références temporelles des mesures d'exposition, voir le glossaire (Annexe A.4).

Type de bruit	Effet considéré	Niveau d'exposition/lieu de détermination	M-Z R^2	NK R^2	loglikelihood
Bruit routier	%HA	L _{night} max. façade	0.22	0.14	-1838.9
		L _{den} max. façade	0.22	0.14	-1839.03
		L _{day} max. façade	0.22	0.14	-1839.27
		L _{night} min. façade	0.11	0.08	-1925.3
		L _{den} min. façade	0.11	0.08	-1925.5
		L _{day} min. façade	0.11	0.08	-1925.99
Bruit des chemins de fer	%HA	L _{den} max. façade	0.39	0.27	-898.87
		L _{night} max. façade	0.39	0.27	-899
		L _{day} max. façade	0.39	0.27	-901.66
		L _{den} min. façade	0.27	0.20	-962.81
		L _{night} min. façade	0.27	0.20	-963.08
		L _{day} min. façade	0.27	0.20	-965.04
Bruit du trafic aérien	%HA	L _{den} *	0.37	0.29	-1018.57
		L _{night} *	0.34	0.28	-1027.68
		L _{day} *	0.32	0.25	-1057.99
Bruit routier	%HSD	L _{night} max. façade	0.20	0.11	-1465.26
		L _{den} max. façade	0.20	0.11	-1465.29
		L _{day} max. façade	0.20	0.11	-1465.32
		L _{den} min. façade	0.10	0.07	-1522.97
		L _{day} min. façade	0.10	0.07	-1523
		L _{night} min. façade	0.10	0.07	-1523.02

Bruit des chemins de fer	%HSD	L _{den} max. façade	0.41	0.28	-872.28
		L _{night} max. façade	0.41	0.28	-873.07
		L _{day} max. façade	0.41	0.28	-873.31
		L _{den} min. façade	0.30	0.22	-935.49
		L _{day} min. façade	0.30	0.21	-935.92
		L _{night} min. façade	0.30	0.21	-936.42
Bruit du trafic aérien	%HSD	L _{night} *	0.32	0.25	-866.21
		L _{den} *	0.31	0.22	-890.02
		L _{day} *	0.26	0.18	-925.96

* Pour le bruit du trafic aérien, on ne calcule pas de points de façade différents par unité d'habitation.

A.3.8 Conversion entre mesures d'exposition

Pour pouvoir conclure à une valeur limite pour L_{den,07-19-22-07h}, ou L_{day,07-22h}, à partir d'une valeur limite L_{den}, et conclure à une valeur limite pour L_{night,22-07h} à partir d'une valeur limite générique L_{night}, il faut déterminer (de manière représentative pour la Suisse) jusqu'à quel point ces diverses mesures diffèrent en moyenne les unes des autres.

À cette fin, les niveaux horaires moyens annuels en façade des unités d'habitation incluses dans le cadre d'échantillonnage de l'enquête SiRENE (bruit routier : N = 51 666 unités d'habitation ; bruit des chemins de fer : N = 31 066 unités d'habitation ; bruit du trafic aérien : N = 27 271 unités d'habitation) ont été utilisés et toutes les mesures d'exposition pertinentes dans le contexte de ce rapport ainsi que toutes les différences entre elles ont été calculées pour le point de façade maximal (c'est-à-dire le plus bruyant) de chaque unité d'habitation. Les différences moyennes calculées sur toutes les unités d'habitation ont ensuite été utilisées pour déterminer les termes de conversion qui figurent dans le tableau A.T.6. Il convient de noter qu'une telle conversion ne peut refléter les différences entre mesures d'exposition que de manière approximative, c'est-à-dire qu'elle est sujette à certaines incertitudes (pour une discussion détaillée à ce sujet, voir [12]).

Tableau A.T.6 Termes de conversion (écart dB moyen) entre les différentes mesures d'exposition en dB(A), calculés à partir des données du cadre d'échantillonnage de l'enquête SiRENE, arrondis mathématiquement à 0.01 dB

Type de bruit :	L _{den} – L _{den,07-19-22-07h}	L _{den} – L _{day,07-22h}	L _{day,06-22h} – L _{day,07-22h}	L _{night} – L _{night,22-07h}	L _{night,22-06h} – L _{night,22-07h}
Bruit routier	-0.22	+1.52	-0.08	-0.18	-1.78
Chemins de fer	-0.30	+5.91	-0.03	-0.09	-0.06
Trafic aérien	-0.40	+1.40	0.03	-1.89	-2.66

A.3.9 Répartition des corrections de niveau K1 selon l'OPB

Pour une estimation représentative des différences de niveau de protection entre le statu quo selon l'OPB et les nouvelles recommandations (voir chapitre 5.5.1), il est nécessaire de connaître la répartition des corrections à l'échelle suisse des corrections de niveau K1 dépendant du nombre de mouvements, et en particulier leur valeur moyenne pour les DS II et DS III. Pour déterminer ces répartitions des corrections K1, les données de base de la banque de données sonBASE de l'OFEV pour l'année de calcul 2015 ont été utilisées. Pour les répartitions qui figurent aux figures A.A.15 (bruit routier) et A.A.16 (bruit des chemins de fer), ont été prises en compte toutes les personnes dans tous les bâtiments occupés en Suisse qui ont été exposées en 2015 à un $L_{day,06-22h}$ supérieur à la valeur limite de 60 dB(A), respectivement à un $L_{night,22-06h}$ supérieur à la valeur limite de 50 dB(A). Sur la base de ce calcul, les valeurs moyennes de K1, réparties en DS II et III, étaient les suivantes :

Bruit routier	DS II jour :	-0.17 dB
	DS III jour :	-0.24 dB
	DS II nuit :	-2.87 dB
	DS III nuit :	-2.77 dB
Bruit des chemins de fer :	DS II jour :	-5.16 dB
	DS III jour :	-5.18 dB
	DS II nuit :	-8.19 dB
	DS III nuit :	-8.07 dB

Les figures A.A.15 (bruit routier) et A.16 (bruit des chemins de fer) présentent les répartitions de fréquence pour K1.

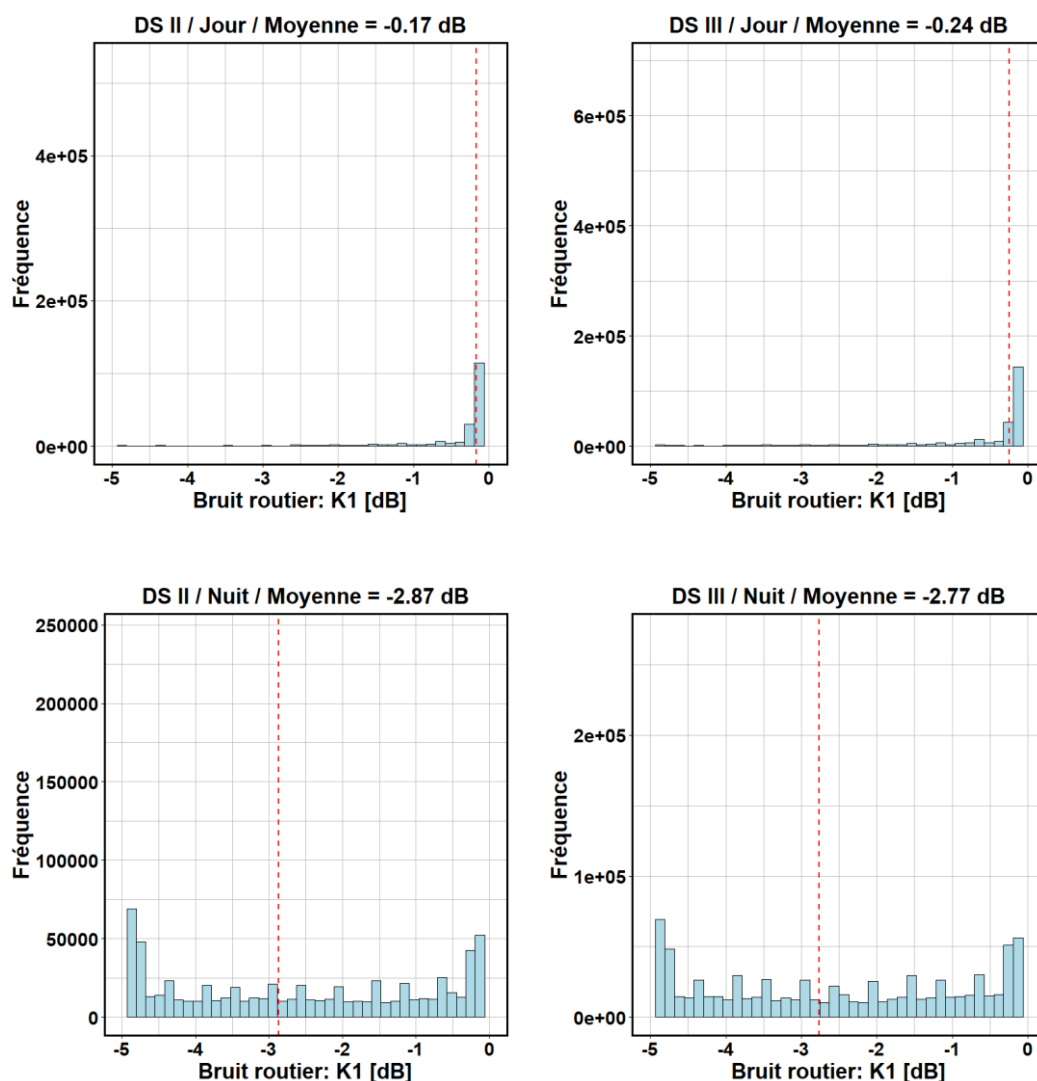


Figure A.A.15 : Distribution de fréquence des corrections de niveau K1 pour le bruit routier avec $L_{\text{day},06-22\text{h}} \geq 60 \text{ dB(A)}$ (en haut) ou $L_{\text{night},22-06\text{h}} \geq 50 \text{ dB(A)}$ (en bas) pour les DS II (à gauche) et DS III (à droite) ; la valeur moyenne de K1 est représentée par une ligne rouge en pointillé ; base de données : Son-BASE 2015 ; 1 825 673 personnes dans 191 328 bâtiments la journée et 2 396 694 personnes dans 270 409 bâtiments la nuit.

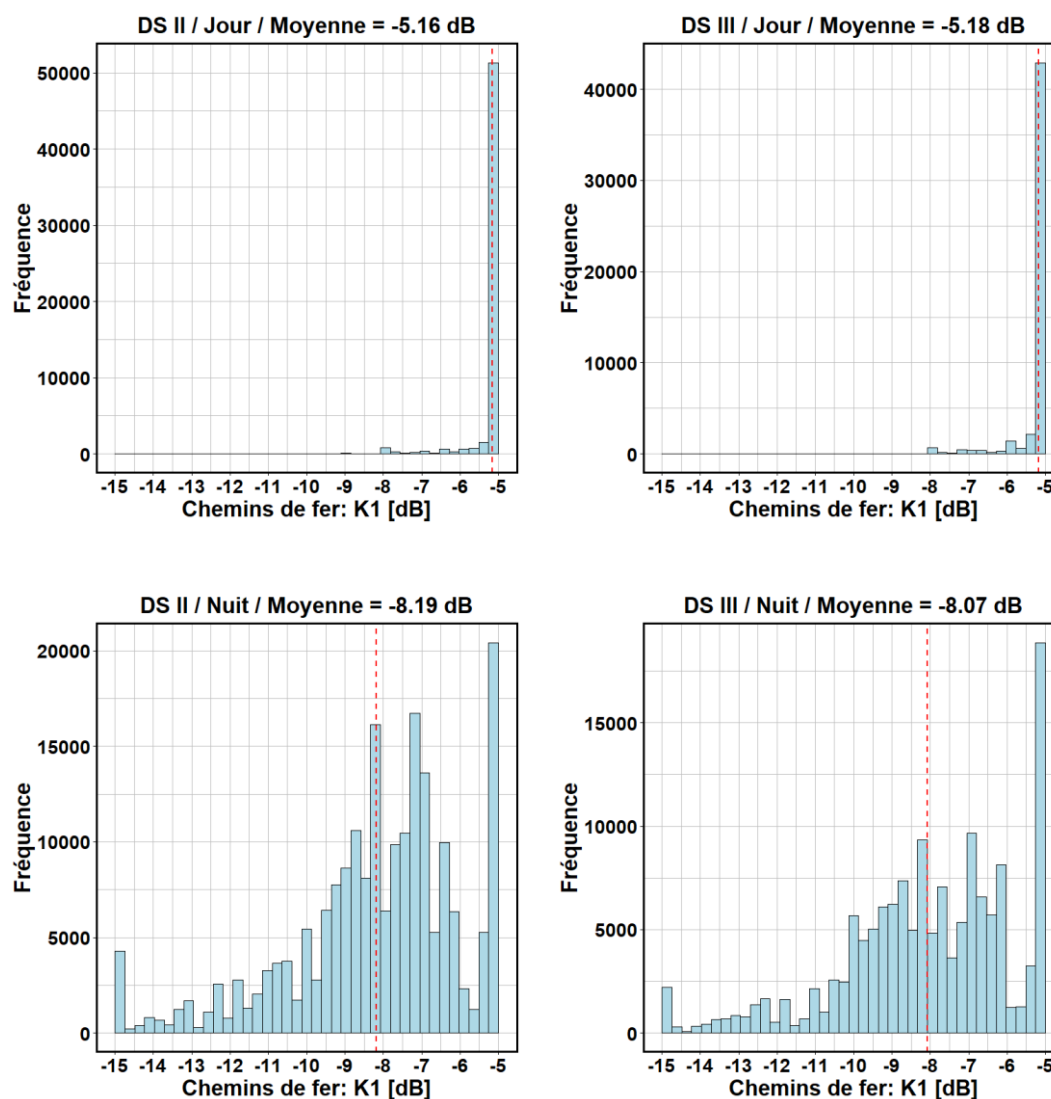


Figure A.A.16 : Distribution de fréquence des corrections de niveau K1 pour le bruit des chemins de fer avec $L_{\text{day},06-22\text{h}} \geq 60 \text{ dB(A)}$ (en haut) ou $L_{\text{night},22-06\text{h}} \geq 50 \text{ dB(A)}$ (en bas) pour les DS II (à gauche) et DS III (à droite) ; la valeur moyenne de K1 est représentée par une ligne rouge en pointillé ; base de données : SonBASE 2015 ; 121 602 personnes dans 9752 bâtiments la journée et 374 289 personnes dans 33 503 bâtiments la nuit.

A.4 Glossaire des termes, abréviations et symboles

AP	Avant-projet
Arousal	Augmentation momentanée de l'activité mesurée sur l'→ EEG
Axe HPA (axe HHS)	L'axe hypothalamo-hypophyso-surrénalien (angl. « hypothalamic-pituitary-adrenocortical axis ») contrôle la libération du cortisol, la principale hormone du stress.
Biais de classement	Biais qui se produit lorsque l'exposition (ici : l'exposition au bruit) attribuée à une personne dans un échantillon ou une population s'écarte systématiquement ou non de la véritable valeur d'exposition.
Cadre d'échantillonnage	Un cadre d'échantillonnage définit la source ou la quantité d'unités susceptibles d'être incluses dans un échantillon (terme anglais : « sampling frame »). Le cadre d'échantillonnage correspond souvent, mais pas toujours, à la population de base. Le principe suivant s'applique : population de base $\geq$ cadre d'échantillonnage $\geq$ échantillon. Les unités qui ne figurent pas dans le cadre d'échantillonnage ne peuvent pas non plus être incluses dans l'échantillon.
Cardiométabolique	Qui concerne le cœur et/ou la circulation et/ou le métabolisme
Cardiovasculaire	Qui concerne le cœur et/ou la circulation
CFLB	Commission fédérale pour la lutte contre le bruit, désignée sous la forme abrégée de « Commission » dans le présent rapport.
COTER	Conseil de l'organisation du territoire, Commission extraparlamentaire rattachée à l'Office fédéral du développement territorial.
DALY(s)	Disability Adjusted Life-Years
Décibels, dB	Unité qui décrit le logarithme décimal du rapport entre deux puissances d'énergie acoustique similaires. En acoustique, la valeur de référence est une pression acoustique variable de 2 μ Pa (micropascal) qui, selon la norme, correspond au seuil d'audition à 1000 Hz (au seuil d'audition, cette pression acoustique variable est donc égale à un niveau de 0 dB, et au « seuil de douleur », à un niveau d'environ 120 dB). Une augmentation du niveau de 10 dB est perçue comme un doublement du volume sonore.
Disability Weight(s), DW(s)	Facteur(s) de pondération pour le degré de gravité des atteintes à la santé. Les Disability Weights sont nécessaires pour quantifier les DALYS (voir aussi GBD)

Dysfonction endo-théliale	Fonction limitée des cellules endothéliales des vaisseaux sanguins. Joue un rôle central dans la pathogenèse de la maladie coronarienne.
Écart interquartile (EIQ)	Mesure de dispersion en statistiques descriptives. Si l'on trie une variable selon sa valeur, l'écart interquartile indique l'étendue de l'intervalle (dans l'unité de la variable) dans lequel se situent le 50 % des valeurs moyennes.
EEG	Électroencéphalographie, électroencéphalogramme : Mesure de l'activité électrique du cerveau
Effet considéré	Variable qui peut être définie de manière empirique (p. ex. pression artérielle, décès par crise cardiaque [ou sa probabilité], nuisance sur une échelle de 11 points, etc.) pour quantifier et opérationnaliser un effet du bruit prédéfini.
Émission	Émission de particules, de substances, d'ondes, de rayonnements ou de sons d'une source vers l'environnement
Enquête SiRENE	Enquête socio-acoustique menée en 2014 et 2015 dans toute la Suisse sous forme de module spécifique en quatre vagues dans le cadre de l'étude SiRENE. Publié dans [13, 14]
EPA Network	Association informelle des directrices et directeurs des agences européennes de protection de l'environnement et d'autres organismes similaires.
Étude NORAH	Grande étude sur les effets sanitaires du bruit réalisée en Allemagne (http://www.laermstudie.de).
Étude originale	Ici : étude empirique individuelle et autonome sur l'effet d'un facteur environnemental nocif pour l'organisme particulier (p. ex. le bruit) dans un échantillon donné ou (plus rarement) une population, par opposition à une méta-étude ou à une →méta-analyse.
Étude SiRENE	Grande étude suisse sur l'impact du bruit financée par le → FNS et l'OFEV, réalisée par l'Institut tropical et de santé publique suisse, l'Université de Bâle, l'EMPA et l'OFEV (http://www.sirene-studie.ch). Voir aussi enquête SiRENE
Exposition	Exposition (au bruit)
Filtre A, pondération de fréquence A (ou pondération A)	Correction de niveau qui prend en compte la sensibilité de l'oreille humaine pour différentes fréquences. Presque toutes les valeurs dB mentionnées dans la littérature utilisent le filtre A pour la pondération du spectre sonore, car il permet d'utiliser les décibels comme mesure uniforme pour toutes les plages de fréquences. Le niveau de pression acoustique est alors exprimé en « dB(A) ».

FNS	Fonds national suisse
GBD	Global Burden of Disease, projet de l'OMS visant à quantifier le fardeau global des maladies, principalement au moyen des DALYs.
GDG	Guideline Development Group de l'OMS. Ce groupe d'experts, créé par l'OMS, a défini les principales questions et priorités pour l'élaboration des « Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement dans la Région européenne » [10], a évalué les preuves scientifiques disponibles et formulé des recommandations.
HA, %HA	Highly Annoyed ; nombre ou pourcentage de personnes fortement incommodées par le bruit
HSD, %HSD	Highly Sleep Disturbed ; nombre ou pourcentage de personnes fortement perturbées par le bruit durant leur sommeil nocturne
Hyperglycémie	Taux élevé de sucre dans le sang
ICBEN	Commission internationale sur les effets biologiques du bruit (http://www.icben.org)
IHD	Cardiopathie ischémique (Ischaemic Heart Disease)
Incertitude type	L'incertitude type $u(y)$ d'un résultat de mesure y est l'écart type estimé par rapport à y .
Incidence	Taux d'apparition de nouvelles maladies au sein d'une population sur une période donnée (par opposition à la prévalence)
Indicateur d'effets	Coefficient/paramètre estimé par des méthodes statistiques (généralement une analyse de régression) décrivant l'effet d'une variable dépendante sur une variable d'effet.
Indicateur d'évaluation	Ici : Mesure ou unité de niveau sonore dans laquelle une valeur limite est spécifiée. En Suisse, l'indicateur d'évaluation pertinent est le niveau d'évaluation L_r
Intermittence	Ampleur du caractère « événementiel » d'une certaine situation d'exposition au bruit, en anglais « intermittency » ou « Intermittency Ratio » [110]
Ischémique	Ischémie : Arrêt ou insuffisance de la circulation du sang dans un tissu, un membre ou un organe.
LA	Loi fédérale sur l'aviation, RS 748.0
$L_{Aeq,1h}$	Niveau de bruit moyen pondéré A sur une durée d'une heure (par exemple, $L_{Aeq,22-23h}$)
$L_{Aeq,22-06h}$	Niveau de bruit moyen pondéré A durant la nuit de 22 h à 06 h (8 heures), correspond à la valeur $L_{night,22-06h}$

$L_{Aeq,22-07h}$	Niveau de bruit moyen pondéré A durant la nuit de 22 h à 07 h (9 heures), correspond à la valeur $L_{night,22-07h}$
$L_{Aeq,23-07h}$	Niveau de bruit moyen pondéré A durant la nuit de 23 h à 07 h (8 heures), correspondant à la valeur $L_{night,22-06h}$
L_{Aeq24}	Niveau de bruit moyen pondéré A sur 24 heures de 00 h à 24 h.
LBCF	Loi fédérale sur la réduction du bruit émis par les chemins de fer, RS 742.144
LCR	Loi fédérale sur la circulation routière, RS 741.01
L_{day}	Niveau de bruit moyen pondéré A durant la journée de 07 h à 23 h (16 heures), correspond à la valeur $L_{day,07-23h}$
$L_{day,06-22h}$	Niveau de bruit moyen pondéré A durant la journée de 06 h à 22 h (16 heures)
$L_{day,07-22h}$	Niveau de bruit moyen pondéré A durant la journée de 07 h à 22 h (15 heures)
$L_{day,07-23h}$	Niveau de bruit moyen pondéré A durant la journée de 07 h à 23 h (16 heures), correspond à la valeur L_{day}
L_{den}	Niveau de bruit journée-soir-nuit (Day-Evening-Night-Level) avec une correction pour la journée (sur 12 heures) de 0 dB, pour le soir (sur 4 heures) de 5 dB et pour la nuit (sur 8 heures) de 10 dB. Par défaut, la journée est définie comme la période comprise entre 07 heures et 19 heures, le soir comme la période comprise entre 19 heures et 23 heures, et la nuit comme la période comprise entre 23 heures et 07 heures. Toutefois, des écarts sont possibles.
$L_{den,07-19-22-07h}$	Niveau de bruit journée-soir-nuit (Day-Evening-Night-Level) avec une correction pour la journée (07 h à 19 h) de 0 dB, pour le soir (19 h à 22 h) de 5 dB et pour la nuit (22 h à 07 h) de 10 dB.
L_{dn}	Niveau de bruit journée/nuit (Day-Night-Level), également appelé DNL, avec une correction de 0 dB pour la journée (07 h à 22 h) et de 10 dB pour la nuit (22 h à 07 h).
L_{eq}, L_{Aeq}	Niveau de pression acoustique continu équivalent (pondéré A [Filtre A]) moyen sur une période donnée, exprimé en décibels (dB ou dB(A)). Explication : Avec le L_{eq} , tous les sons différents survenant durant une période définie sont additionnés énergétiquement et une valeur moyenne est formée. Le L_{eq} représente ainsi une mesure uniforme et pratique qui exprime l'exposition totale au bruit pendant une période définie.

$L_{\max}$, $L_{A, \max}$	Niveau de pression acoustique maximum (pondéré A) sur une période donnée, exprimé en décibels (dB ou dB(A)).
L_{night}	Niveau de bruit moyen durant la nuit de 23 h à 07 h (8 heures).
$L_{\text{night}, 22-06h}$	Niveau de bruit moyen durant la nuit de 22 h à 06 h (8 heures)
$L_{\text{night}, 22-07h}$	Niveau de bruit moyen durant la nuit de 22 h à 07 h (9 heures).
$L_{\text{night}, 23-07h}$	Niveau de bruit moyen durant la nuit de 23 h à 07 h (8 heures), correspond à la valeur L_{night} .
LPE	Loi sur la protection de l'environnement, RS 814.01
L_r , $L_{r, \text{jour}}$, $L_{r, \text{nuit}}$, $L_{r, \text{jour 24h}}$, $L_{r, \text{jour 15h}}$	Niveau d'évaluation (rating level) ; pour la journée, respectivement la nuit.
Mesure d'exposition	Ici : Mesure du niveau sonore permettant de décrire l'exposition au bruit. Exemples : L_{day} , L_{night} , L_{den} .
Méta-analyse	Méthode statistique qui effectue une synthèse quantitative des résultats de différentes études originales analysant la même question.
Métabolique	Qui concerne le métabolisme
Méta-indicateur	Indicateur (indicateur d'effets) dans les méta-analyses.
Morbidité	Fréquence des maladies par rapport à un groupe de population ou à une population.
Mortalité	Fréquence des décès pour un groupe de population ou une population spécifiques.
Moyennes marginales estimées	Valeurs moyennes estimées de variables dépendantes à différents niveaux (combinaisons) de facteurs (en anglais « estimated marginal means »), calculées au moyen d'un modèle statistique.
Niveau de pression acoustique continu équivalent	L_{eq}
Niveau d'évaluation (L_r)	Mesure qui permet d'évaluer l'effet du bruit à un point d'immission (point récepteur). En Suisse, le niveau d'évaluation est généralement calculé à partir du L_{eq} auquel s'ajoutent les corrections de niveau.
NoiSeQ-R-Score	Valeur du score selon le questionnaire de sensibilité au bruit NoiSeQ-R [109] – plus la valeur est élevée, plus la sensibilité au bruit est élevée.
OCR	Ordonnance sur les règles de la circulation routière, RS 741.11

OFEV	Office fédéral de l'environnement
OMS	Organisation mondiale de la santé (World Health Organization)
OPB	Ordonnance sur la protection contre le bruit, RS 814.41
OSIA	Ordonnance sur l'infrastructure aéronautique, RS 748.131.1
Période de sommeil	Intervalle de temps entre le moment de l'endormissement et le moment du réveil définitif.
Point d'immission	Lieu ou point d'exposition au bruit
Population	En statistiques, population de base.
Preuve	Ici : Somme des connaissances empiriques et scientifiques sur un sujet de recherche particulier
Prévalence	Fréquence observée d'une maladie ou d'un symptôme à un moment donné (par opposition à l'incidence).
PSG	Polysomnographie : méthode diagnostique de mesure des fonctions physiologiques pendant le sommeil, caractérisée avant tout par l'enregistrement de l'EEG.
Régression, analyse de régression	Méthode d'analyse statistique visant à modéliser les relations entre une variable dépendante (p. ex. %HA) et une ou plusieurs variables indépendantes.
Relation exposition-effet	Ici : Description (formalisée ou graphique) du lien entre l'exposition au bruit (exposition) et un effet considéré
Rigidité artérielle	Importance de la variation relative du volume sanguin par rapport à la variation de la pression artérielle
Risque absolu	Ici : Probabilité que, dans certaines conditions d'exposition, le bruit ait des effets sur la santé et/ou le bien-être.
Risque additionnel	Risque (causal) de contracter une maladie en raison d'une exposition donnée. Calculé à l'aide de l'équation RR-1 (voir aussi risque relatif)
Risque relatif (RR)	Mesure statistique qui exprime le risque de survenue d'un événement dans un groupe par rapport à un autre (p. ex. exposé vs non exposé). Un risque relatif de 1 signifie qu'il n'y a pas de différences entre les deux groupes (voir aussi risque additionnel).
SAPALDIA	Étude suisse sur la pollution atmosphérique et les maladies pulmonaires chez les adultes (étude de cohorte suisse).
SNC	Swiss National Cohort, étude de cohorte nationale suisse (https://www.swissnationalcohort.ch)

Somatique	Qui concerne l'aspect physique (par opposition à psychique, mental).
SonBASE	Banque de données SIG de l'OFEV sur l'exposition au bruit en Suisse (https://www.bafu.admin.ch/bafu/fr/home/themes/bruit/etat/banque-de-donnees-sig-son-base.html).
Unité d'habitation	Unité d'utilisation d'un ou plusieurs étages dont les espaces sont reliés entre eux et qui est destinée à un usage résidentiel (p. ex. appartement, maison en terrasse, villa individuelle).
Unité d'utilisation	Ensemble comprenant un ou plusieurs espaces contigus destinés à accueillir des personnes durant une période prolongée (p. ex. appartement, bureau paysager, étage d'hôtel dans un immeuble de grande hauteur, atelier, cabinet, etc.). Un bâtiment peut comprendre plusieurs unités d'utilisation.
VA	Valeur(s) d'alarme
Valeur limite générique	Ici : Valeur limite générale pour la mesure d'exposition L_{den} , respectivement L_{night} , recommandée par la Commission pour chaque type de bruit afin de protéger la santé
Vasoconstriction	Terme médical qui décrit la diminution du diamètre des vaisseaux sanguins. La vasoconstriction est principalement provoquée par les contractions des fibres musculaires lisses dans les petites artères et les artérioles, généralement sous l'influence du système nerveux sympathique.
VLE	Valeur(s) limite(s) d'exposition
VLG	Valeur limite générique
VLI	Valeur(s) limite(s) d'immissions
VP	Valeur(s) de planification
VSEC	Valeur seuil pour l'effet considéré, voir aussi Effet considéré

A.5 Bibliographie

1. Zäch, C.; Wolf, R., Art. 15. In *Kommentar zum Umweltschutzgesetz*, 2^e édition, Vereinigung für Umweltrecht et Helen Keller, Ed. Schulthess: Zurich-Bâle-Genève, 2003.
2. Ecoplan AG (sur mandat de la CFLB) *Forschungskonzept Lärm - Handlungsbedarf zur Aktualisierung der Grundlagen für die Lärmbeurteilung* ; Ecoplan : Altdorf, 2010.
3. Conseil fédéral *Plan national de mesures pour diminuer les nuisances sonores Rapport du Conseil fédéral en réponse au postulat Barazzzone 15.3840 du 14 septembre 2015* ; 2017.
4. Brink, M. *Überprüfung der Immissionsgrenzwerte für Lärm - Inputpapier 4: Lärmwirkung* [sur mandat de la Commission fédérale pour la lutte contre le bruit et de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV)]. https://www.eklb.admin.ch/inhalte/dokumentation/EKLB_2009_Inputpapier_Wirkung.pdf
5. Planteam GHS AG *Überprüfung der Immissionsgrenzwerte für Lärm - Inputpapier 2: Technik und Betrieb* [sur mandat de la Commission fédérale pour la lutte contre le bruit et de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV)] ; Sem-pach-Station, 2009.
6. Empa *Überprüfung der Immissionsgrenzwerte für Lärm - Inputpapier 3: Akustik* [sur mandat de la Commission fédérale pour la lutte contre le bruit et de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV)] ; Dübendorf, 2009.
7. Christoph Zäch Büro für Gesetzgebung *Überprüfung der Immissionsgrenzwerte für Lärm - Inputpapier 1: Recht* [sur mandat de la Commission fédérale pour la lutte contre le bruit et de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV)] : Berne, 2009.
8. Hofmann, R. *Der geschichtliche Werdegang der heutigen Lärmgrenzwerte [Inputpapier Geschichte]* ; Wallisellen, 2009.
9. Ecoplan *Forschungskonzept Lärm. Konzeptstudie zur Aktualisierung der Grundlagen für die Lärmbeurteilung*. https://www.eklb.admin.ch/inhalte/dokumentation/EKLB_2010_Forschungskonzept_Laerm_Konzeptstudie.pdf
10. OMS *Lignes directrices relatives au bruit dans l'environnement dans la Région européenne*. <https://www.euro.who.int/fr/publications/abstracts/environmental-noise-guidelines-for-the-european-region-2018>
11. Commission européenne, *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*
12. Brink, M.; Schäffer, B.; Pieren, R.; Wunderli, J. M., Conversion between noise exposure indicators Leq24h, LDay, LEvening, LNight, Ldn and Lden: Principles and practical guidance. *International journal of hygiene and environmental health* 2018, 221, (1), 54-63.
13. Brink, M.; Schäffer, B.; Vienneau, D.; Foraster, M.; Pieren, R.; Eze, I. C.; Cajochen, C.; Probst-Hensch, N.; Röösli, M.; Wunderli, J.-M., A survey on exposure-response relationships for road, rail, and aircraft noise annoyance: Differences between continuous and intermittent noise. *Environment International* 2019, 125, 277-290.
14. Brink, M.; Schäffer, B.; Vienneau, D.; Pieren, R.; Foraster, M.; Eze, I. C.; Rudzik, F.; Thiesse, L.; Cajochen, C.; Probst-Hensch, N.; Röösli, M.; Wunderli,

- J. M., Self-Reported Sleep Disturbance from Road, Rail and Aircraft Noise: Exposure-Response Relationships and Effect Modifiers in the SiRENE Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2019, 16, (21), 4186.
15. Griffel, A., Art. 74 (N18, N32). In *Bundesverfassung, Basler Kommentar*, Waldmann, B.; Belser, E. M.; Epiney, A., Eds. Schulthess: Bâle, 2015.
 16. Griffel, A., *Umweltrecht in a nutshell*. Dike: Zurich, 2015.
 17. Wagner Pfeifer, B., *Umweltrecht Allgemeine Grundlagen*. Dike: Zürich/St. Gallen, 2017.
 18. Schrade, A.; Loretan, T., Art. 13 (N1, N12). In *Kommentar zum Umweltschutzgesetz, 2^e édition.*, Vereinigung für Umweltrecht et Helen Keller, Ed. Schulthess: Zurich-Bâle-Genève, 2003.
 19. Gossweiler, A. *Entschädigungen für Lärm von öffentlichen Verkehrsanlagen – Elemente für eine Neuordnung durch den Gesetzgeber [Diss.]*. Université de Zurich, 2014.
 20. Alig, J.; Schärmeli, L., Die Beurteilung geänderter Altanlagen aus lärmschutzrechtlicher Sicht – Eine kritische Analyse der heutigen Praxis. *Umweltrecht in der Praxis* 2019, 193 ss.
 21. Griffel, A.; Rausch, H., *Kommentar zum Umweltschutzgesetz. Ergänzungsband zur 2. Auflage*, Vereinigung für Umweltrecht VUR (Hrsg.), Zurich/Bâle/Genève. 2011.
 22. OMS, Préambule à la Constitution adoptée par la Conférence internationale de la Santé, tenue à New York du 19 juin au 22 juillet 1946, signée par les représentants de 61 Etats le 22 juillet 1946 (Actes off. Org. mond. Santé, 2, 100) entrée en vigueur le 7 avril 1948.
 23. Guski, R.; Schreckenber, D.; Schuemer, R., WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Annoyance. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2017, 14, (12), 1539.
 24. Basner, M.; McGuire, S., WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Effects on Sleep. *International Journal of Environmental Research and Public Health* 2018, 15, (3), 519.
 25. Vienneau, D.; Schindler, C.; Perez, L.; Probst-Hensch, N.; Roosli, M., The relationship between transportation noise exposure and ischemic heart disease: a meta-analysis. *Environmental research* 2015, 138, 372-80.
 26. Seidler, A.; Wagner, M.; Schubert, M.; Droge, P.; Romer, K.; Pons-Kuhne-mann, J.; Swart, E.; Zeeb, H.; Hegewald, J., Aircraft, road and railway traffic noise as risk factors for heart failure and hypertensive heart disease-A case-control study based on secondary data. *International journal of hygiene and environmental health* 2016, 219, (8), 749-758.
 27. van Kempen, E.; Casas, M.; Pershagen, G.; Foraster, M., WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region: A Systematic Review on Environmental Noise and Cardiovascular and Metabolic Effects: A Summary. *Int J Environ Res Public Health* 2018, 15, (2).
 28. Sorensen, 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* 2012, 7, (6), e39283.
29. Huss, A.; Spoerri, A.; Egger, M.; Röösli, M., Aircraft Noise, Air Pollution, and Mortality From Myocardial Infarction. *Epidemiology* 2010, 21, (6), 829-836.
 30. Heritier, H.; Vienneau, D.; Foraster, M.; Eze, I. C.; Schaffner, E.; Thiesse, L.; Rudzik, F.; Habermacher, M.; Kopfli, M.; Pieren, R.; Brink, M.; Cajochen, C.; Wunderli, J. M.; Probst-Hensch, N.; Roosli, M.; group, S. N. C. s., Transportation noise exposure and cardiovascular mortality: a nationwide cohort study from Switzerland. *Eur J Epidemiol* 2017, 32, 307–315.
 31. Vienneau, D.; Saucy, A.; Schäffer, B.; Tangemann, L.; Wunderli, J. M.; Röösli, M., Transportation noise exposure and cardiovascular mortality: a 15-year analysis in Switzerland. In *ISEE 2020*, Washington DC, 2020.
 32. Foraster, M.; Eze, I. C.; Vienneau, D.; Schaffner, E.; Jeong, A.; Heritier, H.; Rudzik, F.; Thiesse, L.; Pieren, R.; Brink, M.; Cajochen, C.; Wunderli, J. M.; Roosli, M.; Probst-Hensch, N., Long-term exposure to transportation noise and its association with adiposity markers and development of obesity. *Environ Int* 2018, 121, (Pt 1), 879-889.
 33. Eze, I. C.; Foraster, M.; Schaffner, E.; Vienneau, D.; Heritier, H.; Rudzik, F.; Thiesse, L.; Pieren, R.; Imboden, M.; von Eckardstein, A.; Schindler, C.; Brink, M.; Cajochen, C.; Wunderli, J. M.; Roosli, M.; Probst-Hensch, N., Long-term exposure to transportation noise and air pollution in relation to incident diabetes in the SAPALDIA study. *Int J Epidemiol* 2017, 46, (4), 1115–1125.
 34. Sorensen, M.; Andersen, Z. J.; Nordsborg, R. B.; Becker, T.; Tjonneland, A.; Overvad, K.; Raaschou-Nielsen, O., Long-Term Exposure to Road Traffic Noise and Incident Diabetes: A Cohort Study. *Environmental health perspectives* 2013, 121, (2), 217-222.
 35. Stansfeld, S. A.; Clark, C.; Cameron, R. M.; Alfred, T.; Head, J.; Haines, M. M.; van Kamp, I.; van Kempen, E.; Lopez-Barrio, I., Aircraft and road traffic noise exposure and children's mental health. *Journal of Environmental Psychology* 2009, 29, (2), 203-207.
 36. Seidler, A.; Hegewald, J.; Seidler, A. L.; Schubert, M.; Wagner, M.; Droge, P.; Haufe, E.; Schmitt, J.; Swart, E.; Zeeb, H., Association between aircraft, road and railway traffic noise and depression in a large case-control study based on secondary data. *Environmental research* 2017, 152, 263-271.
 37. Eze, I. C.; Foraster, M.; Schaffner, E.; Vienneau, D.; Pieren, R.; Imboden, M.; Wunderli, J.-M.; Cajochen, C.; Brink, M.; Röösli, M.; Probst-Hensch, N., Incidence of depression in relation to transportation noise exposure and noise annoyance in the SAPALDIA study. *Environment International* 2020, 144, 106014.
 38. Klatte, M.; Spilski, J.; Mayerl, J.; Möhler, U.; Lachmann, T.; Bergström, K., Effects of Aircraft Noise on Reading and Quality of Life in Primary School Children in Germany: Results From the NORAH Study. *Environment and Behavior* 2016, 49, (4), 390–424.
 39. Tiesler, C. M.; Birk, M.; Thiering, E.; Kohlböck, G.; Koletzko, S.; Bauer, C. P.; Berdel, D.; von Berg, A.; Babisch, W.; Heinrich, J., Exposure to road traffic noise and children's behavioural problems and sleep disturbance: results from the GINIplus and LISAplus studies. *Environmental research* 2013, 123, 1-8.

40. Stansfeld, S. A.; Berglund, B.; Clark, C.; Lopez-Barrio, I.; Fischer, P.; Ohrstrom, E.; Haines, M. M.; Head, J.; Hygge, S.; van Kamp, I.; Berry, B. F., Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: a cross-national study. *Lancet* 2005, 365, (9475), 1942-9.
41. Foraster, M.; Eze, I. C.; Schaffner, E.; Vienneau, D.; Heritier, H.; Endes, S.; Rudzik, F.; Thiesse, L.; Pieren, R.; Schindler, C.; Schmidt-Trucksass, A.; Brink, M.; Cajochen, C.; Marc Wunderli, J.; Roosli, M.; Probst-Hensch, N., Exposure to Road, Railway, and Aircraft Noise and Arterial Stiffness in the SAPALDIA Study: Annual Average Noise Levels and Temporal Noise Characteristics. *Environmental health perspectives* 2017, 125, (9), 097004.
42. Eze, I. C.; Imboden, M.; Foraster, M.; Schaffner, E.; Kumar, A.; Vienneau, D.; Heritier, H.; Rudzik, F.; Thiesse, L.; Pieren, R.; von Eckardstein, A.; Schindler, C.; Brink, M.; Wunderli, J. M.; Cajochen, C.; Roosli, M.; Probst-Hensch, N., Exposure to Night-Time Traffic Noise, Melatonin-Regulating Gene Variants and Change in Glycemia in Adults. *Int J Environ Res Public Health* 2017, 14, (12).
43. Haralabidis, A. S.; Dimakopoulou, K.; Vigna-Taglianti, F.; Giampaolo, M.; Borgini, A.; Dudley, M. L.; Pershagen, G.; Bluhm, G.; Houthuijs, D.; Babisch, W.; Velonakis, M.; Katsouyanni, K.; Jarup, L.; Consortium, H., Acute effects of night-time noise exposure on blood pressure in populations living near airports. *European Heart Journal* 2008, 29, (5), 658-664.
44. Schmidt, F.; Kolle, K.; Kreuder, K.; Schnorbus, B.; Wild, P.; Hechtner, M.; Binder, H.; Gori, T.; Munzel, T., Nighttime aircraft noise impairs endothelial function and increases blood pressure in patients with or at high risk for coronary artery disease. *Clin Res Cardiol* 2015, 104, (1), 23-30.
45. Guski, R., Status, Tendenzen und Desiderate der Lärmwirkungsforschung zu Beginn des 21. Jahrhunderts. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 2002, 49, (6), 219-232.
46. Guski, R., *Lärm. Wirkungen unerwünschter Geräusche*. Hans Huber : Berne, 1987.
47. Fields, J. M.; De Jong, R. G.; Gjestland, T.; Flindell, I. H.; Job, R. F. S.; Kurra, S.; Lercher, P.; Vallet, M.; Yano, T.; Guski, R.; Felscher-Suhr, U.; Schumer, R., Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: Research and a recommendation. *Journal of Sound and Vibration* 2001, 242, (4), 641-679.
48. Oliva, C. *Wirkung der Strassenlärmbelastung während des Tages. Bericht 2 der Lärmstudie 90.*; Büro für soziologische Grundlagenforschung und Entwicklungsplanung : Schlieren, 1993.
49. Wehrli, B.; Hauser, S.; Egli, H.; Bakke, P.; Grandjean, E., *Wohnen im Neubau*. Paul Haupt Verlag : Berne, 1978.
50. Wanner, H. U.; Wehrli, B.; Nemecek, J.; Turrian, V., Die Belästigung der Anwohner verkehrsreicher Strassen durch Lärm und Luftverunreinigungen. *Sozial- und Präventivmedizin/Social and Preventive Medicine* 1977, 22, (3), 108-115.
51. Institut de sociologie de l'Université de Zurich *Sozio-psychologische Strassenlärmuntersuchung* ; 1980.
52. Institut de sociologie de l'Université de Zurich *Zur Begrenzung der Lärmbelastung: Sozio-psychologische Untersuchungen zur Begrenzung von Eisenbahn-, Strassen und Rangierlärm. Vergleich der Störwirkungen von Eisenbahn- und*

- Strassenlärm unter konstanten Bedingungen. Zusammenfassender Schlussbericht* ; Universität de Zurich : Zurich, 1980.
53. Oliva, C. *Wirkung der Fluglärmbelastung während des Tages. Bericht 1 der Lärmstudie 90.* ; Büro für soziologische Grundlagenforschung und Entwicklungsplanung : Schlieren, 1993.
 54. Arbeitsgemeinschaft für sozio-psychologische Fluglärmuntersuchungen, *Sozio-psychologische Fluglärmuntersuchung im Gebiet der drei Schweizer Flughäfen Zürich, Genf, Basel.* Eidgenössisches Luftamt : Berne, 1974.
 55. Consensus Conference Panel; Watson, N. F.; Badr, M. S.; Belenky, G.; Bliwise, D. L.; Buxton, O. M.; Buysse, D.; Dinges, D. F.; Gangwisch, J.; Grandner, M. A.; Kushida, C.; Malhotra, R. K.; Martin, J. L.; Patel, S. R.; Quan, S. F.; Tassali, E., Joint Consensus Statement of the American Academy of Sleep Medicine and Sleep Research Society on the Recommended Amount of Sleep for a Healthy Adult: Methodology and Discussion. *Sleep* 2015, 38, (8), 1161-83.
 56. Basner, M.; Isermann, U.; Samel, A., Die Ergebnisse der DLR-Studie und ihre Umsetzung in einer lärmmedizinischen Beurteilung für ein Nachtschutzkonzept. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 2005, 52, 109-123.
 57. Brink, M., A review of potential mechanisms in the genesis of long-term health effects due to noise-induced sleep disturbances. In *Internoise* 2012, New York, 2012.
 58. Munzel, T.; Sorensen, M.; Gori, T.; Schmidt, F. P.; Rao, X.; Brook, F. R.; Chen, L. C.; Brook, R. D.; Rajagopalan, S., Environmental stressors and cardio-metabolic disease: part II-mechanistic insights. *Eur Heart J* 2017, 38, (8), 557-564.
 59. WHO Biological mechanisms related to cardiovascular and metabolic effects by environmental noise. <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/noise/publications/2018/biological-mechanisms-related-to-cardio-vascular-and-metabolic-effects-by-environmental-noise>
 60. 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. *Environmental research* 2016, 146, 359-70.
 61. Global Burden of Disease Collaborative Network, Global Burden of Disease Study 2016 (GBD 2016) Disability Weights. In Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME), Ed. Seattle, United States, 2017.
 62. Mathers, C. D.; Bernard, C.; Moesgaard Iburg, K.; Inoue, M.; Fat, D. M.; Shibuya, K.; Stein, C.; Tomijima, N.; Xu, H. *Global Burden of Disease in 2002: data sources, methods and results*; 2003.
 63. Salomon, J. A.; Haagsma, J. A.; Davis, A.; de Noordhout, C. M.; Polinder, S.; Havelaar, A. H.; Cassini, A.; Devleesschauwer, B.; Kretzschmar, M.; Speybroeck, N.; Murray, C. J.; Vos, T., Disability weights for the Global Burden of Disease 2013 study. *The Lancet. Global health* 2015, 3, (11), e712-23.
 64. Ecoplan *Auswirkungen des Verkehrslärms auf die Gesundheit. Berechnung von DALY für die Schweiz* [mandant : Office fédéral de l'environnement] ; Altdorf et Berne, 30 mars 2012, 2012.
 65. La charge de morbidité imputable au bruit ambiant. Quantification du nombre d'années de vie en bonne santé perdues en Europe. <https://www.euro.who.int/fr/health-topics/environment-and-health/noise/publications/2011/burden-of-disease-from-environmental-noise.-quantification-of-healthy-life-years-lost-in-europe>

66. Vienneau, D.; Eze, I.; Probst-Hensch, N.; Rösli, M., Association Between Transportation Noise and Cardiometabolic Diseases: an Update of the WHO Meta-analysis. In *ICA 2019, Aachen*, 2019.
67. Jung, T.; Jahraus, H.; Burkart, W., Akzeptables Risiko als Basis für gesetzliche Regelungen im Umweltschutz. *Bundesgesundheitsblatt – Gesundheitsforschung – Gesundheitsschutz* 2000, 5, 328-335.
68. Empa Vorlesungs-Skript Lärmbekämpfung (Fassung 2011); Dübendorf, 2011.
69. Hofmann, R., Die Grenzwerte für Fluglärm - kritisch betrachtet. *Umweltrecht in der Praxis [URP]* 2000, 853-859.
70. Rohrmann, B., Psychologische Kriterien zur "Erheblichkeit" von Belästigungen. In *Beiträge zur Bedeutungslehre des Schalls. Ergebnisse des 3. Oldenburger Symposions zur Psychologischen Akustik*, Schick, A.; Walcher, K. P., Eds. Lang : Berne, 1984; pp 139-149.
71. Wirth, K., *Lärmstudie 2000. Die Belästigungssituation im Umfeld des Flughafens Zürich*. Shaker Verlag: Aachen, 2004.
72. Vienneau, D.; Heritier, H.; Foraster, M.; Eze, I. C.; Schaffner, E.; Thiesse, L.; Rudzik, F.; Habermacher, M.; Kopfli, M.; Pieren, R.; Brink, M.; Cajochen, C.; Wunderli, J. M.; Probst-Hensch, N.; Roosli, M.; group, S. N. C. s., Facades, floors and maps - Influence of exposure measurement error on the association between transportation noise and myocardial infarction. *Environ Int* 2019, 123, 399-406.
73. INTERFACE Politikstudien *Wirkungsanalyse Lärmbekämpfung - Übersicht über die Entwicklung der Lärmbelastung und Vertiefung in den Bereichen Lärm von bestehenden Strassen und Alltagslärm [rapport établi sur mandat de l'Office fédéral de l'environnement (OFEV)]*; Lucerne, 2015.
74. Breugelmans, O.; Houthuijs, D.; Poll, R. v.; Hajema, K.; Hogenhuis, R., Predicting aircraft noise annoyance: exploring noise metrics other than Lden. In *12th ICBEN Congress on Noise as a Public Health Problem*, Zurich, 2017.
75. Brink, M., A review of explained variance in exposure-annoyance relationships in noise annoyance surveys. In *ICBEN 2014*, Nara, Japan, 2014.
76. OMS, Valeurs guides concernant le bruit nocturne en Europe. <https://www.euro.who.int/fr/health-topics/environment-and-health/noise/publications/2009/night-noise-guidelines-for-europe>
77. Guski, R., Zum Anspruch auf Ruhe beim Wohnen. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 1991, 38, 61 -65.
78. Miedema, H.; Vos, H.; de Jong, R. G., Community reaction to aircraft noise: time-of-day penalty and tradeoff between levels of overflights. *Journal of the Acoustical Society of America* 2000, 107, (6), 3245-53.
79. Jansen, G.; Linnemeier, A.; Nitsche, M., Methodenkritische Überlegungen und Empfehlungen zur Bewertung von Nachtfluglärm. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung* 1995, 42, 91-106.
80. Commission fédérale pour l'évaluation des valeurs limites d'immissions pour le bruit, *6^e rapport partiel Valeurs limites d'exposition au bruit des aéroports nationaux* ; 1997.
81. BAFU Arbeitsgruppe Belastungsgrenzwerte Fluglärm und raumplanerische Flexibilität - *Standbericht / 1.11.2011 (Referenz/Aktenzeichen: K412-0888)* ; 1 Nov 2011, 2011.

82. Brink, M.; Bögli, H.; Guski, R.; Maschke, C.; Tinguely, G. *Überprüfung BGW Fluglärm: Bericht der Arbeitsgruppe zu den wissenschaftlichen Grundlagen* [rapport interne de l'Office fédéral de l'environnement] ; Office fédéral de l'environnement, Division Bruit et RNI, Berne : 2011.
83. Commission fédérale pour l'évaluation des valeurs limites d'immissions pour le bruit, 4^e rapport partiel Valeurs limites d'exposition au bruit des chemins de fer. <https://www.eklb.admin.ch/fr/documentation/aperçu>
84. IPSO, *Störwirkungen durch den Lärm der Kleinaviatik* – Éditeur : Office fédéral de l'environnement et Office fédéral de l'aviation civile, Berne ; 1980.
85. Brink, M.; Schäffer, B.; Vienneau, D.; Foraster, M.; Pieren, R.; Eze, I. C.; Cajochen, C.; Probst-Hensch, N.; Röösli, M.; Wunderli, J.-M., A survey on exposure-response relationships for road, rail, and aircraft noise annoyance: Differences between continuous and intermittent noise. *Environment International*. xxx
86. Öhrström, E.; Ögren, M.; Jerson, T.; Gidlof-Gunnarsson, A. In *Experimental studies on sleep disturbances due to railway and road traffic noise*, 9th International Congress on Noise as a Public Health Problem (ICBEN), Foxwoods, CT, 2008; Foxwoods, CT, 2008.
87. Brink, M.; Lercher, P.; Eisenmann, A.; Schierz, C., Influence of slope of rise and event order of aircraft noise events on high resolution actimetry parameters. *Somnologie* 2008, 12, 118-128.
88. Marks, A.; Griefahn, B.; Basner, M., Event-related awakenings caused by nocturnal transportation noise. *Noise Control Engineering Journal* 2008, 56, (1), 52-62.
89. Spreng, M., Kritische Betrachtung des Schienenbonus anhand hörphysiologischer/medizinischer Fakten. In Tagungsband *Fachseminar Schienenlärm. Ist der Schienenbonus noch zeitgemäss?* 17.10.1997, Institut für ökologische Strategien: 1998.
90. Guski, R.; Schmid, R.; Schäffer, B.; Wunderli, J. M.; Haubrich, J.; Benz, S.; Schreckenberger, D. *Leq + X - Lärmexposition, Ereignishäufigkeiten und Belästigung: Re-Analyse von Daten zur Belästigung und Schlafstörung durch Fluglärm an deutschen und Schweizer Flughäfen (Hauptbericht)* ; Ruhr-Universität Bochum: Bochum, 2020.
91. Hofmann, R., *Lärm und Lärmbekämpfung in der Schweiz* [Vorlesungsskript] (5^e édition). Wallisellen, 2003.
92. Brink, M.; Wirth, K.; Schierz, C.; Thomann, G.; Bauer, G., Annoyance responses to stable and changing aircraft noise exposure. *Journal of the Acoustical Society of America* 2008, 124, (5), 2930-2941.
93. Babisch, W.; Houthuijs, D.; Pershagen, G.; Cadum, E.; Katsouyanni, K.; Vellonakis, M.; Dudley, M.-L.; Marohn, H.-D.; Swart, W.; Breugelmans, O.; Bluhm, G.; Selander, J.; Vigna-Taglianti, F.; Pisani, S.; Haralabidis, A.; Dimakopoulou, K.; Zachos, I.; Järup, L., Annoyance due to aircraft noise has increased over the years-Results of the HYENA study. *Environment International* 2009, 35, (8), 1169-1176.
94. Janssen, S. A.; Vos, H.; van Kempen, E. E. M. M.; Breugelmans, O. R. P.; Miedema, H. M. E., Trends in aircraft noise annoyance: The role of study and sample characteristics. *Journal of the Acoustical Society of America* 2011, 129, (4), 1953-1962.

95. Guski, R. In *The Aircraft Noise Paradox 13 Years Later*, ICBEN 2017, Nara, Japan, 2014; Nara, Japan, 2014.
96. EPA Network Interest Group on Noise Abatement (IGNA) *Overview of critical noise values in the European Region (by Peeters, B & Nusselder, R; M+P raadgevende ingenieurs BV)* ; 2019.
97. Mathers, C.; Vos, T.; Stevenson, C. *The burden of disease and injury in Australia (AIHW Cat. no. PHE 17)* ; Australian Institute of Health and Welfare: Canberra, 1999.
98. Müller-Wenk, R.; Hofstetter, P. *Monetarisierung verkehrslärmbedingter Gesundheitsschäden. Umwelt-Materialien Nr. 166*. Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage, Berne ; 2003.
99. WHO Global Burden of Disease (GBD) project.
https://www.who.int/healthinfo/global_burden_disease/about/en/
100. Haagsma, J.; Maertens de Noordhout, C.; Polinder, S.; Vos, T.; Havelaar, A.; Cassini, A.; Devleeschauwer, B.; Kretzschmar, M.; Speybroeck, N.; Salomon, J., Assessing disability weights based on the responses of 30,660 people from four European countries. *Population Health Metrics* 2015, 13.
101. G. B. D. Injury Incidence Prevalence Collaborators, Global, regional, and national incidence, prevalence, and years lived with disability for 328 diseases and injuries for 195 countries, 1990-2016: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016. *Lancet* 2017, 390, (10100), 1211-1259.
102. van Kamp, I.; Schreckenberg, D.; van Kempen, E.; Basner, M.; Brown, A.; Clark, C.; Houthuijs, D.; Breugelmans, O.; van Beek, A.; Janssen-Stelder, B. Study on methodology to perform environmental noise and health assessment.
103. Tinguely, G.; Cajochen, C., Sleep times, sleep quality and subjectively perceived disturbing noise sources in a representative sample of the Swiss Population. In *10th International Congress on Noise as a Public Health Problem (IC-BEN)*, London, UK, 2011.
104. FORS MOSAiCH-ISSP. <https://forscenter.ch/projects/mosaich/?lang=fr>
105. Brink, M.; Wirth, K.; Rometsch, R.; Schierz, C. *Lärmstudie 2000 Zusammenfassung*. <http://e-collection.ethbib.ethz.ch/show?type=bericht&nr=444> (1 January 2008),
106. SiRENE study group, SiRENE website. <http://www.sirene-studie.ch>
107. Brink, M.; Schierz, C. *Review und erweiterter Berechnungsvorschlag zum Zürcher Fluglärm-Index ZFI (Version 2.05)* ; EPF Zurich, Zentrum für Organisations- und Arbeitswissenschaften : 2007; p 71.
108. Schuette, M.; Marks, A.; Wenning, E.; Griefahn, B., The development of the noise sensitivity questionnaire. *Noise and Health* 2007, 9, (34), 15-24.
109. Griefahn, B.; Marks, A.; Gjestland, T.; Preis, A. In Annoyance and noise sensitivity in urban areas, *ICA 2007*, Madrid, 2007; Madrid, 2007.
110. Wunderli, J. M.; Pieren, R.; Habermacher, M.; Vienneau, D.; Cajochen, C.; Probst-Hensch, N.; Roosli, M.; Brink, M., Intermittency ratio: A metric reflecting short-term temporal variations of transportation noise exposure. *J Expo Sci Environ Epidemiol* 2015, 1-11.
111. McKelvey, R. D.; Zavoina, W., Statistical-Model for Analysis of Ordinal Level Dependent Variables. *Journal of Mathematical Sociology* 1975, 4, (1), 103-120.

112. Nagelkerke, N. J. D., A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika* 78 1991, 78, 691-692.