

報告 (Note)

日本における交通騒音の曝露ーアノイアンス関係の再分析

横島 潤紀, 森長 誠*, 辻村 壮平**, 下山 晃司***, 森原 崇****

(調査研究部, *大同大学, **日本大学, ***空港支援機構, ****石川工業高等専門学校)

Relationship between exposure and annoyance due to transportation noise in Japan

Shigenori YOKOSHIMA, Makoto MORINAGA*, Sohei TSUJIMURA**,

Koji SHIMOYAMA***, Takashi MORIHARA****

(Research Division, *Daido University, **Nihon University,

Organization of Airport Facilitation, *National Institute of Technology, Ishikawa College)

キーワード：交通騒音, 社会調査, 曝露反応関係, アノイアンスノイアンス, 複合効果

1 はじめに

2018年発行の「欧州地域向けの環境騒音ガイドライン」(以下、「ガイドライン」と記す。)¹⁾では、1日の騒音曝露に対する評価指標として時間帯補正等価騒音レベル(L_{den})を採用し、音源ごとに推奨値を示している。推奨値を設定するにあたり、2000年以降に実施された社会調査を対象としてメタアナリシスが実施された。得られた曝露量と健康影響の発生割合との関係のうち、主に高度のアノイアンスの反応割合との関係から、推奨値が設定された。具体的には、道路交通、鉄道、航空機騒音それぞれで53 dB, 54 dB, 45 dBである。

一方、日本の環境騒音基準に目を向けると、環境基準は、人の健康を保護し、生活環境を保全する上で維持されることが望ましい基準として定義されている。現在、騒音（一般地域及び道路に面する地域）に係る環境基準、航空機騒音に係る環境基準、及び新幹線鉄道騒音に係る環境基準が定められている。騒音に係る環境基準（評価指標は L_{Aeq} ）では、A地域の騒音の基準値は、昼間（6:00～22:00）と夜間（22:00～6:00）でそれぞれ60 dB以下、55 dB以下である。これらの上限値を L_{den} に変換すると、約63 dBとなる²⁾。ここで、 L_{den} は、以下の時間区分（昼間は7:00～19:00、夕方は19:00～22:00、夜間は22:00～7:00）として計算された。航空機騒音に係る環境基準（評価指標は L_{den} ）では、専ら住宅の用に供される地域における基準値は、 L_{den} で57 dB以下である。新幹線鉄道騒音の評価指標は、エネルギーベースではなく、最大値ベースであり、主として住

宅の用に供される地域における基準値は70 dB以下である。既存の新幹線路線のうち運行本数が最も多い東海道新幹線を想定し、その運行本数に基づいて L_{den} を推定すると、基準値は約57 dBとなる²⁾。このように、上記のいずれの基準値の上限値は、対応するガイドラインの推奨値よりも高い数値であることがわかる。

環境基本法（平成5年法律第91号）第16条第3項において、環境基準については「常に適切な科学的判断が加えられ、必要な改定がなされなければならない。」と示されている。いずれの交通騒音に関する環境基準も、告示から15年以上が経過していることもあり、改定の必要性について議論すべき時期にある。環境省は、2020年度から、「我が国の環境騒音に係るあり方に関する検討業務」を実施している。2021年度には、今後の騒音環境施策に関する提言をとりまとめることを念頭に置き、ガイドラインにおける科学的知見に基づき、環境基準の妥当性を検証した³⁾。2023年度には、我が国の騒音環境基準に係る現状等の整理や設定当時における議論の経緯等の再整理とともに、論点や具体的な課題をとりまとめた⁴⁾。

以上のことを踏まえ、騒音政策の基礎となる科学的知見の集積が、今まで以上に求められている。特に、日常生活を営む実環境における、騒音の曝露と影響の関係を定量的に把握することが、政策立案の根幹であると筆者らは考えている。そのためには、社会音響調査により得られる曝露反応関係について、日本独自のデータに基づいた構築が不可欠である。

筆者らは、2000 年度以降に実施された社会音響調査から得られた個票データを用いた二次分析により、騒音源種別（道路交通騒音、在来鉄道騒音、新幹線鉄道騒音、民航機騒音、及び軍用機騒音）に、我が国における代表的な曝露反応関係 (L_{den} と高度のアノイアンスの反応割合%HA との関係) を構築した⁵⁾。その結果、曝露反応関係を騒音源種別で比較すると、軍用機騒音が最も高く、民航機騒音、新幹線鉄道騒音、在来鉄道騒音と続き、道路交通騒音が最も低いことがわかった。

しかし、騒音政策に資する科学的知見を提供する上では、最新のデータセットを用いて、曝露反応関係を常に更新していくことが不可欠である。また、構築した曝露反応関係は、戸建住宅に限定したものである。住宅種別の影響については、既報⁵⁾においても、軍用機騒音を除くと、戸建住宅に比べ集合住宅では、高度のアノイアンスの反応割合が低い傾向が見られた。以上のこと踏まえ、本稿では、交通騒音の曝露量と高度のアノイアンス反応との関係について、戸建住宅の更新とともに、集合住宅の構築を試みる。具体的には、住宅種別でロジスティック回帰分析を適用することで、基本情報である人口統計学的要因（性別及び年齢）を調整した交通騒音の曝露量とアノイアンスとの関係を再提示する。

2 研究手法

2. 1 データセット

分析に用いた 28 データセットの概要を表 1 に示す。サンプルサイズは、対象騒音源の騒音曝露量とアノイアンスの両者が有効なデータ数である。騒音源に記載されている記号の RT, CR, HR, CA, 及び MA は、それぞれ道路交通騒音、在来鉄道騒音、新幹線鉄道騒音、民航機騒音、及び軍用機騒音を示しており、それぞれのサンプル数は 4,963, 7,372, 7,701, 1,261, 及び 5,152 である。

28 データセットのうち 22 データセットは、单一かつ特定の騒音に曝露された地域での調査から得られたものである。一方、JPN021RT2004 と JPN021CR2004 は、道路交通騒音と在来鉄道騒音が複合して曝露された地域での調査のデータセットである。KMM103CR2011 と KMM103HR2011 は、新幹線鉄道騒音と在来鉄道騒音が複合されて曝露されている地域での調査のデータセットであり、KMM109CR2016 と KMM109HR2016 も同様である。以上のデータセットの個票データでは、

騒音源種別に、騒音の曝露量及びアノイアンスが整理されていた。

2. 2 アノイアンスの評価尺度応

本稿では、ICBEN の 5 段階言語尺度に準じた評価形式で得られたアノイアンス⁶⁾を分析に用いた。すなわち、「まったく…ない」、「それほど…ない」、「多少」、「だいぶ」、「非常に」の 5 段階の修飾語と「悩まされる」、「邪魔される」、「うるさい」を単独または複数組み合わせた評価語（例えば、「悩まされる」、「悩まされる、うるさい」「悩まされる、邪魔される、うるさい」）により、評価が得られていた。

2. 3 騒音・振動曝露量

収集した 28 データセットのうち 15 データセットでは、 L_{den} の直接利用が可能であった。その他のデータセットにおける騒音曝露量は千差万別であったため、既報⁵⁾に記載の手続により L_{den} を推計した。 L_{den} の時間区分については、昼間を 7:00 ~ 19:00、夕方を 19:00 ~ 22:00、そして夜間を 22:00 ~ 7:00 とした。ここで、データセット IKF110RT2019 及び KNG111RT2023 では、 L_{den} が 5 dB 間隔（例えば、50 dB 以上 55 dB 未満）で推計されていた。そのことを踏まえ、その他の 26 データセットの L_{den} を同様の 5 dB 間隔で整理し、 L_{den} と区分するために DENL と記すこととした。なお、DENL の表記については、 L_{den} が 50 dB 以上 55 dB 未満の場合には、52.5 dB とする。

3 集計結果

3. 1 人口統計学的要因

分析にあたり、騒音曝露量が低レベルの個票データに関しては、その推定精度に加えて現状の騒音環境を考慮して、以後の集計及び分析では $DENL \leq 32.5$ dB のデータを除外した。

表 2 には、騒音源種別に性別、年齢（3 区分）及び住宅種別の度数分布を示す。括弧内の数値は、相対度数を示す。性別の分布に関しては、軍用機騒音以外、男性よりも女性の回答者が多かった。年齢の分布に関しては、60 歳以上の回答者は、各騒音源で 30%~50% を占めていた。一方、40 歳未満の回答者は 15%~24% であった。最後に、住宅種別に関しては、いずれの音源種別でも戸建住宅が 70% 以上であった。

表1 データセットの概要

番号	データセット	騒音源	調査年	調査場所 (都道府県)	サンプルサイズ
RT01	JPN011RT2000	RT	2000–2006	全国7都府県	1600
CR01	JPN012CR2001	CR	2001	北海道	462
HR01	JPN013HR2001	HR	2001–2003	神奈川	1101
CR02	JPN014CR2002	CR	2002	福岡	1579
HR02	JPN015HR2003	HR	2003	福岡	715
RT02	JPN016RT2003	RT	2003–2004	北海道	272
CR03	JPN017CR2003	CR	2003–2006	全国6都府県	1490
HR03	JPN018HR2003	HR	2003–2006	全国8都府県	1306
CA01	JPN019CA2003	CA	2003–2006	宮城・東京・大阪・福岡	850
MA01	JPN020MA2003	MA	2003–2006	全国5都県	888
RT03	JPN021RT2004	RT	2004–2006	神奈川	1358
CR04	JPN021CR2004	CR	2004–2006	神奈川	1357
HR04	JPN022HR2005	HR	2005	愛知	174
CA02	JPN023CA2006	CA	2006	熊本	411
RT04	ISK101RT2007	RT	2007	石川	371
CR05	KMM102CR2009	CR	2009–2010	熊本	601
CR06	KMM103CR2011	CR	2011–2012	熊本	1028
HR05	KMM103HR2011	HR	2011–2012	熊本	1031
RT05	STM104RT2011	RT	2011	埼玉	189
CR07	STM104CR2011	CR	2011	埼玉	162
HR06	NGN105HR2013	HR	2013	長野	293
MA02	JPN106MA2014	MA	2014	全国7都県	4264
HR07	JPN107HR2014	HR	2014/2017	全国19都府県	1471
HR08	HKR108HR2016	HR	2016	石川・富山	919
CR08	KMM109CR2016	CR	2016–2017	熊本	693
HR09	KMM109HR2016	HR	2016–2017	熊本	691
RT06	IKF110RT2019	RT	2019–2020	茨城・神奈川・福岡	575
RT07	KNG111RT2023	RT	2023–2024	神奈川	598

表2 騒音源種別の性別、年齢および住宅種別の度数分布

騒音源	性別		年齢			住宅種別	
	女性	男性	<40	41–59	60≤	戸建	集合
道路交通騒音	2721	2196	776	1794	2313	3472	1292
	[55%]	[45%]	[16%]	[37%]	[47%]	[73%]	[27%]
在来鉄道騒音	4154	2853	1248	2627	3143	4996	1749
	[59%]	[41%]	[18%]	[37%]	[45%]	[74%]	[26%]
新幹線鉄道騒音	4151	3320	1178	2473	3836	6241	1246
	[56%]	[44%]	[16%]	[33%]	[51%]	[83%]	[17%]
民航機騒音	719	503	307	532	380	889	282
	[59%]	[41%]	[25%]	[44%]	[31%]	[76%]	[24%]
軍用機騒音	2125	2327	752	1426	2263	3671	772
	[48%]	[52%]	[17%]	[32%]	[51%]	[83%]	[17%]

表3 騒音源種別の騒音曝露量の度数分布（戸建住宅）

騒音源 \ DENL (dB)	37.5	42.5	47.5	52.5	57.5	62.5	67.5	72.5	77.5 ≤
道路交通騒音	11 [0%]	102 [3%]	328 [9%]	611 [18%]	806 [23%]	691 [20%]	489 [14%]	271 [8%]	163 [5%]
在来鉄道騒音	334 [7%]	407 [8%]	587 [12%]	875 [18%]	890 [18%]	803 [16%]	631 [13%]	296 [6%]	173 [3%]
新幹線鉄道騒音	248 [4%]	997 [16%]	2258 [36%]	1970 [32%]	614 [10%]	132 [2%]	22 [0%]		
民航機騒音		51 [6%]	390 [44%]	147 [17%]	189 [21%]	112 [13%]			
軍用機騒音	100 [3%]	409 [11%]	732 [20%]	882 [24%]	744 [20%]	547 [15%]	146 [4%]	101 [3%]	10 [0%]

表4 騒音源種別の騒音曝露量の度数分布（集合住宅）

騒音源 \ DENL (dB)	37.5	42.5	47.5	52.5	57.5	62.5	67.5	72.5	77.5 ≤
道路交通騒音		5 [0%]	88 [7%]	70 [5%]	113 [9%]	235 [18%]	291 [23%]	331 [26%]	159 [12%]
在来鉄道騒音	36 [2%]	84 [5%]	210 [12%]	462 [26%]	446 [26%]	331 [19%]	92 [5%]	53 [3%]	35 [2%]
新幹線鉄道騒音	30 [2%]	173 [14%]	398 [32%]	286 [23%]	174 [14%]	94 [8%]	51 [4%]	33 [3%]	7 [1%]
民航機騒音			21 [7%]	217 [77%]		44 [16%]			
軍用機騒音	30 [4%]	97 [13%]	174 [23%]	177 [23%]	165 [21%]	85 [11%]	35 [5%]	6 [1%]	3 [0%]

3. 2 騒音曝露量

表3 及び表4には、それぞれ戸建住宅(DH), 集合住宅(AB)について、騒音源種別にDENLの度数分布を示す。括弧内の数値は相対度数を示し、空白セルはデータがないことを示す。DENL ≥ 62.5 dBにおける度数を音源別に比較すると、戸建住宅、集合住宅ともに道路交通騒音が最も多く、続いて在来鉄道騒音が多い傾向であった。また、住宅種別で比較すると、地上交通騒音に関しては、戸建住宅に比べて集合住宅の相対度数分布は、DENLが高い方に位置している傾向を示していたが、民航機騒音及び軍用機騒音に関して明確な差は確認できなかった。

4 分析及び考察

4. 1 ロジスティック回帰分析の適用

代表的な曝露量と高度のアノイアンスの反応割合との関係を構築するために、ロジスティック回帰分析を適用した。分析に用いたアノイアンスが5段階尺度であるため、カットオフポイントを60%および80%とした場合の高度のアノイアンスを目的変数とし、それぞれ HA60, HA80 と記す。

説明変数には、連続変数として騒音曝露量(DENL)、ダミー変数として性別(GENDER)、質的変数として年齢(AGE: <40, 40–59, ≥60 の3区分)を用いた。さらに、民航機騒音以外の騒音源では、ダミー変数として住宅種別(HOUSE)を加えるとともに、住宅種別により騒音曝露量の影響が異なるのかを検討するために交互作用項(DENL*HOUSE)も組み入れた。

ロジスティック回帰分析の結果について、騒音源種別に表5から表9に示す。分析の適合度指標として、AUC (Area under the curve) およびLOF (Lack of fitness) を示している。LOFは、新幹線鉄道騒音でいずれでも1%水準で有意、道路交通騒音(HA60)及び軍用機騒音でも5%水準で有意であり、現在のモデルに対して改善の余地があることを示している。しかし、AUCは概ね0.7前後となっていることも踏まえ、本モデルを用いて分析を続けることとした。

いずれの分析でも、DENLの偏回帰係数は正の数値(オッズ比は1以上)かつ1%水準で有意であった。このことから、騒音曝露量の増加とともに%HAが有意に増加することを示している。

HOUSE に関しては、地上交通騒音の偏回帰係数は正の数値かつ1%水準または5%水準で有意であった。すなわち、地上交通騒音に関しては、戸建住宅の%HA が集合住宅に比べ高いことを示している。一方、*DENL*House* に関しては、地上交通騒音に着目すると、道路交通騒音の偏回帰係数は正の数値かつ 1%水準で有意であり、新幹線鉄道騒音の HA80 の偏回帰係数は正の数値かつ 5%水

準で有意であった。すなわち、自動車交通および新幹線鉄道の場合には、*DENL* の変化に伴う%HA の増加割合が集合住宅に比べて戸建住宅で大きいことを意味している。*GENDER* に関しては、有意差は別にして、偏回帰係数が正の数値であることから、男性の%HA が高い傾向を示している。最後に、年齢は有意なケースも少なく、系統的な傾向を見出すことはできなかった。

表 5 道路交通騒音を対象としたロジスティック回帰分析の結果

Item	HA60				HA80			
	Estimate	p-value	95%LCI	95%UCI	Estimate	p-value	95%LCI	95%UCI
Constant	-5.9918	<0.0001	-6.5782	-5.4173	-7.7726	<0.0001	-8.5709	-7.0006
<i>DENL</i>	0.0796	<0.0001	0.0714	0.0879	0.0911	<0.0001	0.0804	0.1020
<i>GENDER: Male</i>	0.0832	0.2193	-0.0496	0.2159	0.0436	0.6173	-0.1278	0.2147
<i>AGE: < 40</i>	-0.1337	0.0327	-0.2574	-0.0120	-0.1577	0.0590	-0.3248	0.0031
<i>AGE: 40–59</i>	0.0252	0.6095	-0.0715	0.1219	0.0630	0.3284	-0.0634	0.1895
<i>HOUSE: DH</i>	0.2433	0.0060	0.0716	0.4193	0.2846	0.0264	0.0396	0.5428
<i>DENL*House</i>	0.0322	0.0006	0.0137	0.0504	0.0361	0.0046	0.0108	0.0607
Index	AUC	0.685	LOF	0.0159	AUC	0.709	LOF	0.0637

表 6 在来鉄道騒音を対象としたロジスティック回帰分析の結果

Item	HA60				HA80			
	Estimate	p-value	95%LCI	95%UCI	Estimate	p-value	95%LCI	95%UCI
<i>Constant</i>	-7.3880	<0.0001	-7.8289	-6.9565	-8.7173	<0.0001	-9.2802	-8.1699
<i>DENL</i>	0.1111	<0.0001	0.1041	0.1183	0.1156	<0.0001	0.1072	0.1242
<i>GENDER: Male</i>	0.1033	0.0802	-0.0125	0.2189	0.0611	0.3927	-0.0793	0.2010
<i>AGE: < 40</i>	0.0746	0.1435	-0.0256	0.1742	0.0534	0.3929	-0.0702	0.1749
<i>AGE: 40–59</i>	0.0923	0.0240	0.0121	0.1725	0.0646	0.1945	-0.0331	0.1622
<i>HOUSE: DH</i>	0.3842	<0.0001	0.2473	0.5227	0.3973	<0.0001	0.2045	0.5958
<i>DENL*House</i>	0.0142	0.1142	-0.0036	0.0317	0.0115	0.2971	-0.0103	0.0328
Index	AUC	0.768	LOF	0.6290	AUC	0.784	LOF	0.4643

表 7 新幹線鉄道騒音を対象としたロジスティック回帰分析の結果

Item	HA60				HA80			
	Estimate	p-value	95%LCI	95%UCI	Estimate	p-value	95%LCI	95%UCI
Constant	-7.1844	<0.0001	-7.7517	-6.6256	-8.6961	<0.0001	-9.4338	-7.9727
<i>DENL</i>	0.1069	<0.0001	0.0968	0.1171	0.1184	<0.0001	0.1057	0.1312
<i>GENDER: Male</i>	0.1991	0.0004	0.0890	0.3093	0.1308	0.0730	-0.0124	0.2736
<i>AGE: < 40</i>	0.0405	0.4492	-0.0650	0.1446	0.0290	0.6753	-0.1086	0.1628
<i>AGE: 40–59</i>	0.0842	0.0429	0.0026	0.1656	0.0739	0.1674	-0.0311	0.1786
<i>HOUSE: DH</i>	0.8021	<0.0001	0.6121	0.9992	0.8279	<0.0001	0.5564	1.1170
<i>DENL*House</i>	0.0210	0.0576	-0.0008	0.0425	0.0290	0.0345	0.0019	0.0558
Index	AUC	0.677	LOF	0.0037	AUC	0.694	LOF	0.0030

表 8 民航機騒音を対象としたロジスティック回帰分析の結果

Item	HA60				HA80			
	Estimate	p-value	95%LCI	95%UCI	Estimate	p-value	95%LCI	95%UCI
Constant	-7.2412	<0.0001	-8.6730	-5.8513	-8.9402	<0.0001	-10.6860	-7.2637
DENL	0.1234	<0.0001	0.0978	0.1498	0.1361	<0.0001	0.1061	0.1670
GENDER: Male	0.4923	0.0017	0.1862	0.8014	0.5619	0.0025	0.1995	0.9281
AGE: < 40	-0.1162	0.4000	-0.3905	0.1517	-0.2147	0.2227	-0.5732	0.1200
AGE: 40–59	0.0573	0.5845	-0.1479	0.2633	0.0551	0.6690	-0.1966	0.3099
Index	AUC	0.756	LOF	0.4356	AUC	0.804	LOF	0.8641

表 9 軍用機騒音を対象としたロジスティック回帰分析の結果

Item	HA60				HA80			
	Estimate	p-value	95%LCI	95%UCI	Estimate	p-value	95%LCI	95%UCI
Constant	-5.5714	<0.0001	-6.0968	-5.0550	-6.2929	<0.0001	-6.8328	-5.7639
DENL	0.1085	<0.0001	0.0991	0.1180	0.1049	<0.0001	0.0957	0.1143
GENDER: Male	0.2039	0.0029	0.0697	0.3383	0.0772	0.2657	-0.0587	0.2134
AGE: < 40	-0.1039	0.0912	-0.2243	0.0168	0.0546	0.3768	-0.0668	0.1755
AGE: 40–59	-0.0669	0.1803	-0.1649	0.0310	-0.0351	0.4849	-0.1339	0.0634
HOUSE: DH	0.0621	0.4998	-0.1192	0.2414	0.1079	0.2470	-0.0737	0.2917
DENL*House	-0.0099	0.4427	-0.0357	0.0150	-0.0057	0.6613	-0.0314	0.0192
Index	AUC	0.715	LOF	0.0465	AUC	0.713	LOF	0.0142

4. 2 騒音曝露とアノイアンス関係の再構築

本稿では、表 5 から表 9 に示す偏回帰係数について、有意でない要因を除外するだけでなく、分析に用いた枠組みでの結果を最大限に活用して曝露反応関係を構築する。そのために全ての項目を用いて、騒音源種別、住宅種別に、騒音曝露量と高度のアノイアンスの反応割合(HA60 及び HA80)との関係を算出する。ここで、上記の関係を得るために、性別および年齢に関して一定の条件を課す必要があるため、2020 年の国勢調査(表番号 19-2)の結果に基づき、住宅種別ごとの構成比を用いた。具体的な数値として、性別の構成比(男性:女性)については、戸建住宅では 48% : 52%，集合住宅では 49% : 51%とした。一方、年齢の構成比(40 歳未満: 40-59 歳: 60 歳以上)については、戸建住宅では 23% : 31% : 46%，集合住宅では 41% : 34% : 25%とした。

DENL が 37.5 dB から 77.5 dB までの範囲において、騒音源種別、住宅種別の HA60 との関係を表 10 に示すとともに、HA80 との関係を表 11 に示す。ここで、表中に示す記号、例えば RT60 及び RT80 は、それぞれ道路交通騒音の HA60、HA80

を意味するものである。

続いて、表 10 及び表 11 の結果から、HA60 と HA80 を按分して算出した HA72 を表 11 に示す。

戸建住宅に関しては、音源種別で比較すると、軍用機騒音が最も高い数値を示している。続いて、民航機騒音と新幹線鉄道騒音がほぼ同程度であるが、わずかに民航機騒音が高い傾向にある。そして、在来鉄道騒音が続き、道路交通騒音が最も低い数値を示している。集合住宅に関しては、戸建住宅と同様に、軍用機騒音が最も高い数値を示している。一方、在来鉄道騒音と新幹線鉄道騒音の HA72 の差は、戸建住宅に比べて小さい傾向を示している。最後に、道路交通騒音の HA72 が最も低い数値を示している。戸建住宅と集合住宅の比較では、地上交通騒音に対しては、戸建住宅の HA72 が高い傾向を示している。

表 11 に示す DENL と HA72 との関係に、ロジスティック曲線を当てはめて、近似式を得た。住宅種別、騒音源種別に得られた DENL と HA72 との近似式に対し、DENL を 1 dB 単位で内挿した L_{den} を用いて作成した曝露反応関係を図 1 に示すとともに、それぞれの近似式を表 13 に示す。

表 10 騒音源種別、住宅種別の騒音曝露量と高度のアノイアンスの反応割合 (HA60) との関係

L_{den} (dB)	RT60		CR60		HR60		CA60		MA60	
	DH	AB	DH	AB	DH	AB	DH	DH	AB	
37.5	5.2		5.3	5.0	8.8	5.5		21.7	17.4	
42.5	7.8	10.5	9.0	8.0	14.3	8.3	14.9	32.1	27.4	
47.5	11.7	13.4	14.9	12.5	22.4	12.4	24.5	44.6	40.4	
52.5	17.1	17.0	23.8	19.1	33.5	18.1	37.6	57.9	54.8	
57.5	24.3	21.4	35.6	28.1	46.6	25.7	52.7	70.1	68.5	
62.5	33.3	26.5	49.6	39.3	60.2	35.1	67.4	80.0	79.6	
67.5	43.7	32.3	63.6	51.7	72.5	45.8		87.2	87.5	
72.5	54.7	38.8	75.6	63.9		56.9		92.1	92.6	
77.5	65.3	45.7	84.6	74.5		56.9		95.2	95.7	

表 11 騒音源種別、住宅種別の騒音曝露量と高度のアノイアンスの反応割合 (HA80) との関係

L_{den} (dB)	RT80		CR80		HR80		CA80		MA80	
	DH	AB	DH	AB	DH	AB	DH	DH	AB	
37.5	1.4		1.7	1.5	3.1	2.0		9.9	8.4	
42.5	2.3	3.2	3.1	2.6	5.6	3.2	5.5	15.6	13.7	
47.5	3.7	4.4	5.5	4.3	9.9	5.0	10.3	23.8	21.5	
52.5	6.0	6.0	9.5	7.1	16.9	7.8	18.4	34.4	32.2	
57.5	9.6	8.1	16.0	11.6	27.3	11.9	30.9	46.9	45.1	
62.5	15.0	10.9	25.6	18.3	41.1	17.8	46.8	59.7	58.7	
67.5	22.6	14.4	38.4	27.7	56.3	25.7		71.4	71.1	
72.5	32.6	18.9	53.0	39.5		35.7		80.8	81.0	
77.5	44.5	24.4	67.1	52.7		35.7		87.6	88.0	

表 12 騒音源種別、住宅種別の騒音曝露量と高度のアノイアンスの反応割合 (HA72) との関係

L_{den} (dB)	DH					AB			
	RT72	CR72	HR72	CA72	MA72	RT72	CR72	HR72	
37.5	2.9		3.2	2.9	5.4	3.4		14.6	
42.5	4.5	6.1	5.5	4.7	9.1	5.2	9.3	22.2	
47.5	6.9	8.0	9.3	7.6	14.9	8.0	16.0	32.1	
52.5	10.4	10.4	15.2	11.9	23.5	11.9	26.1	43.8	
57.5	15.5	13.4	23.8	18.2	35.0	17.4	39.6	56.2	
62.5	22.3	17.1	35.2	26.7	48.7	24.7	55.1	67.8	
67.5	31.0	21.6	48.4	37.3	62.8	33.7		77.7	
72.5	41.4	26.9	62.0	49.3		44.2		85.3	
77.5	52.8	32.9	74.1	61.5		44.2		90.6	

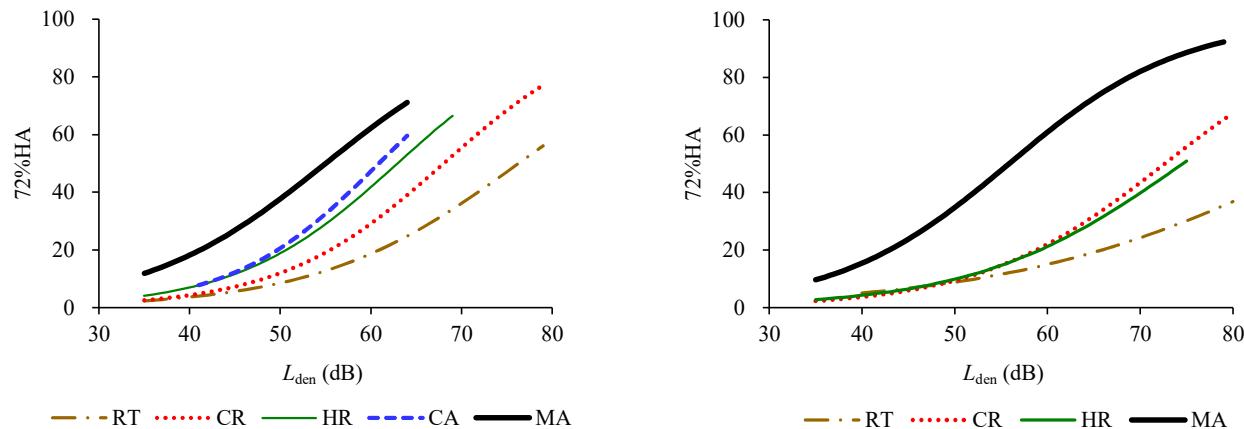
4. 3 考察

新幹線鉄道騒音と在来鉄道騒音に対するアノイアンスが住宅種別で異なることは、新幹線鉄道

沿線においては、戸建住宅における建物振動が、高度のアノイアンスに対して顕著な影響を及ぼしているためと考えられる⁷⁾。

地上交通騒音の場合に、戸建住宅におけるアノイアンスが集合住宅に比べて強いことは、窓・外壁の遮音性能の違いに加え、既報⁵⁾に示すとおり建物振動の大小も影響していると考えている。一

方、軍用機騒音に関しては、これら遮音性能の要因よりも、軍用機そのものに対する否定的な態度が強く影響しているため、住宅種別による差が現れないのではないかだろうか。

図1 騒音源種別、住宅種別の L_{den} と HA72 との関係表13 騒音源種別、住宅種別の L_{den} による HA72 の近似式

騒音源	住宅種別	近似式
道路交通騒音	戸建住宅	$RT72 = 100 / [1 + \exp \{-0.0905 (L_{\text{den}} - 76.2924)\}]$
	集合住宅	$RT72 = 100 / [1 + \exp \{-0.0577 (L_{\text{den}} - 89.8555)\}]$
在来鉄道騒音	戸建住宅	$CR72 = 100 / [1 + \exp \{-0.1108 (L_{\text{den}} - 68.0383)\}]$
	集合住宅	$CR72 = 100 / [1 + \exp \{-0.0987 (L_{\text{den}} - 72.7713)\}]$
新幹線鉄道騒音	戸建住宅	$HR72 = 100 / [1 + \exp \{-0.1132 (L_{\text{den}} - 62.9216)\}]$
	集合住宅	$HR72 = 100 / [1 + \exp \{-0.0749 (L_{\text{den}} - 77.9430)\}]$
民航機騒音	戸建住宅	$CA72 = 100 / [1 + \exp \{-0.1243 (L_{\text{den}} - 60.8745)\}]$
	戸建住宅	$MA72 = 100 / [1 + \exp \{-0.1003 (L_{\text{den}} - 55.0085)\}]$
軍用機騒音	集合住宅	$MA72 = 100 / [1 + \exp \{-0.1074 (L_{\text{den}} - 55.8503)\}]$

5 おわりに

筆者らは、最新のデータセットを加えることで、戸建住宅の曝露反応関係を更新するとともに、集合住宅の曝露反応関係（民航機騒音を除く）を改めて提示するために再度の分析を行った。今後は、得られた曝露反応関係に基づく基準値の提案が必要となるが、戸建住宅と集合住宅で曝露反応関係が異なる場合、両者を集約して設定すべきか、個別に設定すべきか整理を進めていきたい。

参考文献

- 1) World Health organization Regional Office for Europe, Environmental Noise Guidelines for the European Region (2018)
- 2) 環境省水・大気環境局大気環境課大気生活環境

室：環境騒音に係るあり方検討報告書、2021.

3) 環境省水・大気環境局大気環境課大気生活環境
室：環境騒音に係るあり方検討報告書、2022.

4) 環境省水・大気環境局環境管理課環境汚染対策
室：我が国の環境騒音に係るあり方に関する検討業務報告書、2024.

5) S. Yokoshima, M. Morinaga, S. Tsujimura, K. Shimoyama, T. Morihara: Representative exposure—annoyance relationships due to transportation noises in Japan, Int. J. Environ. Res. Public Health, 18(20), 10935, 2021.

6) ISO. ISO/TS 15666:2021, Acoustics-assessment of noise annoyance by means of social and socio-Acoustic surveys; ISO: Geneva, Switzerland, 2021.

7) 横島潤紀, 田村明弘 : 新幹線鉄道の騒音と振動による複合被害感, 日本音響学会誌, 62(9), 645-653, 2006.