

**Avaliação do ruído de tráfego rodoviário em zona de hospitais em  
Umuarama - Brasil**

**Samantha Junqueira Moreira**

Mestre em Engenharia.  
samantha.junqueira.moreira@gmail.com

**Warde Antonieta Da Fonseca-Zang**

Professora Titular Pós-Doutora, IFG, Brasil.  
warde@quimica-industrial.com

**Cecília de Castro Bolina**

Professora Doutora, UFJ, Brasil.  
ceciliabolina@ufg.br

**Stella Alonso Rocha**

Professora Doutora, IFPR, Brasil.  
stella.rocha@ifpr.edu.br

**Paulo Henrique Trombetta Zannin**

Professor Titular Doutor. – Ing., UFPR, Brasil.  
paulo.zannin@gmail.com

## RESUMO

Em ambientes hospitalares, níveis sonoros elevados podem resultar em prejuízos nos tratamentos dos pacientes, retardando seu descanso e recuperação. O nível de pressão sonora (NPS) nas zonas hospitalares no período diurno não deve ultrapassar 50 dB e no período noturno 45 dB (A), de acordo com a NBR 10.151/2019. A presente pesquisa teve como objetivo a realização do monitoramento ambiental dos níveis de pressão sonora equivalente ( $L_{Aeq}$ ) em quinze pontos na vizinhança de três hospitais da região central do município de Umuarama-PR, durante dias úteis, em quatro horários distintos, nos meses de agosto, setembro e novembro de 2018 e continuada em março de 2019. Para tanto, buscou-se mapear o  $L_{Aeq}$  dos pontos, compará-los com dados da legislação municipal e federal e relacionar o  $L_{Aeq}$  com o volume de tráfego veicular. Os NPS coletados se apresentaram superiores ao preconizado pela NBR 10.151 em todos os horários e pontos de medição, durante a semana, e ao considerar a normativa municipal, apenas um ponto encontra-se no limite de precisão do equipamento. A partir de análise estatística, observou-se muito forte correlação entre o  $L_{Aeq}$  e o volume total de veículos, e também forte correlação entre os descritores  $L_{10}$  e  $L_{50}$  e o volume de veículos. Foi calculado também o *Traffic Noise Index* (TNI) e os valores de  $L_{Aeq}$  foram comparados com uma classificação subjetiva do ruído. Os resultados mostram um cenário de poluição sonora na área e há necessidade da aplicação de medidas mitigadoras.

**Palavras-chave:** poluição sonora, monitoramento ambiental, zona hospitalar.

## 1 INTRODUÇÃO

Segundo a Organização Mundial da Saúde (OMS), a poluição sonora é considerada a terceira maior causa de poluição no mundo, atrás somente da poluição química do ar e da água (WHO, 2011).

A OMS também orienta que níveis de pressão sonora (NPS) superiores a 65 dB já provocam efeitos negativos na saúde, e que acima disso o organismo sofre estresse, o qual aumenta o risco de várias outras doenças, como: irritabilidade, baixa concentração, insônia, dor de cabeça, hipertensão arterial (WHO, 1999; ZANNIN, CALIXTO, DINIZ e FERREIRA, 2002; ZANNIN, ENGEL, FIEDLER e BUNN, 2013; ZANNIN e FERRAZ, 2016; ANDRADE et al., 2021; WHO, 2011; ÇOLAKKADIOĞLU et al., 2018; CEJA et al., 2015).

Ceja et al. (2015) afirma que das fontes de ruído nas cidades, os veículos motorizados são responsáveis por cerca de 70% delas. Áreas hospitalares, que são ambientes ainda mais sensíveis a poluição sonora, são afetadas, principalmente, pelo ruído gerado por tráfego de veículos (ANDRADE et al., 2021), e estão localizadas normalmente em áreas expostas a esta fonte de ruído (MONTES-GONZÁLEZ et al., 2019; ZANNIN e FERRAZ, 2016).

A OMS recomenda que os níveis de ruído não excedam 35 dB (A) nos quartos onde os pacientes estão sendo tratados ou observados e 30 dB (A) nos quartos em que estejam internados (CUNHA e SILVA, 2015). No Brasil, a NBR 10.151/2019 preconiza que os NPS ao redor de hospitais não devem ultrapassar os 50 dB (A) durante o dia e 45 dB (A) durante a noite (ABNT, 2019).

Apesar de existirem diversos estudos com avaliação dos níveis de ruído no entorno de hospitais (ZANNIN e FERRAZ, 2016; RAVINDRA et al., 2016; ZANNIN et al., 2019; ANDRADE et al., 2021; ZANNIN, MILANÊS e DE OLIVEIRA FILHO, 2019), comparações dos níveis sonoros com medidas mitigadoras geralmente são restritas a simulações em softwares de acústica, pois o cenário no entorno dos hospitais é dinâmico, como número de veículos leves e pesados em circulação, características da área, dentre outros (ANDRADE et al., 2021), portanto, estudar as áreas de entorno dos hospitais torna-se cada vez mais importante.

A cidade de Umuarama, localizada no noroeste do estado do Paraná, com população de 100.676 habitantes, conta com uma grande frota, de 79.133 veículos (IBGE, 2016). A cidade destaca-se entre os municípios vizinhos, pois possui 04 grandes hospitais que atendem pelo Sistema Único de Saúde (SUS). Em diversos pontos da cidade são detectadas áreas de conflito entre uso do solo e os níveis de pressão sonora permitidos. Assim como ocorre em outras cidades, as edificações que abrigam hospitais encontram-se em áreas ruidosas, permeadas por vias coletoras e arteriais.

Em ambientes hospitalares, níveis sonoros elevados podem resultar em prejuízos nos tratamentos dos pacientes (CUNHA e SILVA, 2015), retardando seu descanso e recuperação (ANDRADE et al., 2021). Um ambiente calmo e agradável pode beneficiar tanto o paciente como a equipe hospitalar em seu trabalho, visto que os profissionais de saúde apresentarão redução no cansaço e estresse psicológico, e os pacientes sofrerão menos danos psicológicos e fisiológicos tendo uma recuperação mais rápida (ZANNIN e FERRAZ, 2016; ANDRADE et al., 2021; MONTES-GONZÁLEZ, 2019).

## 2 OBJETIVO

Este trabalho teve por objetivo a realização do monitoramento ambiental dos níveis de pressão sonora equivalente ( $L_{Aeq}$ ) na circunvizinhança de três hospitais no município de Umuarama, foram calculados os descritores sonoros L10, L50, L90 e também o Índice de Ruído do Tráfego (em inglês *Traffic Noise Index - TNI*), e os dados correlacionados com a legislação vigente.

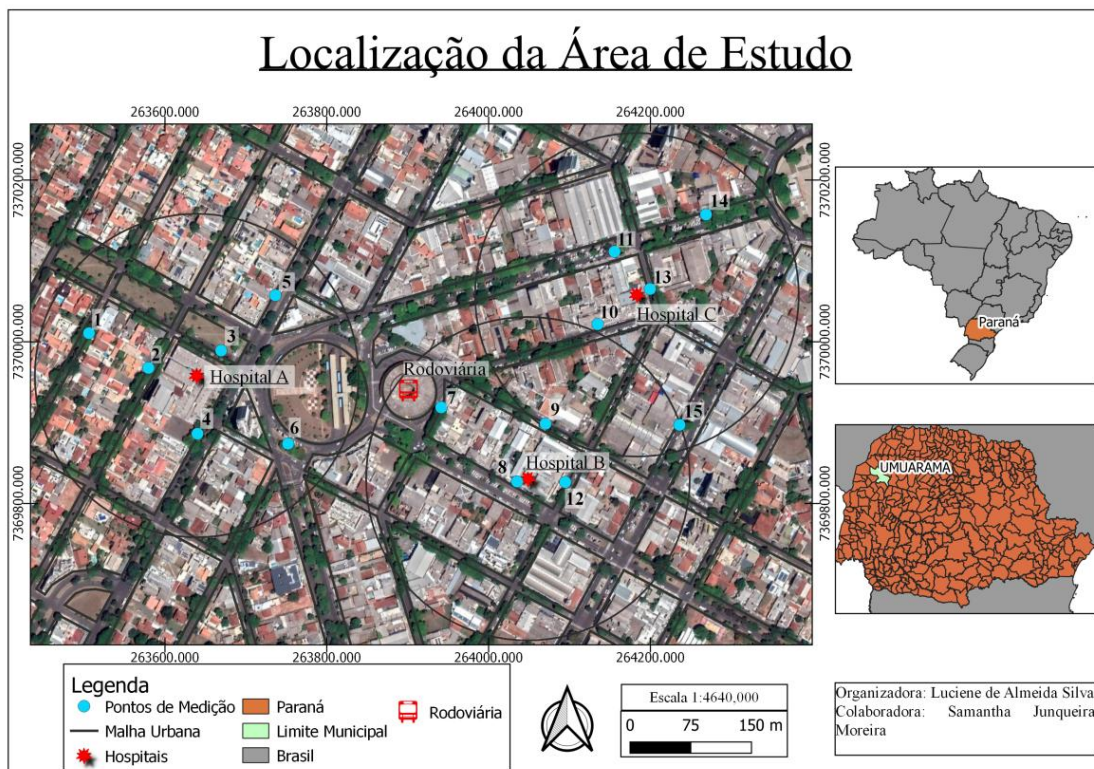
## 3 METODOLOGIA

Para o monitoramento ambiental dos  $L_{Aeq}$ , foram definidas áreas no entorno de três hospitais, considerando um raio de 200 metros deles, pois a Lei complementar nº 065 de Umuarama, estabelece como Zona Sensível ou Zona de Silêncio a área num raio de 200 metros de ambientes escolares e hospitalares (PMU, 1999). Foram determinados quinze pontos de coleta de dados (Figura 1). A pesquisa foi realizada nos meses de agosto, setembro e novembro de 2018 e continuada em março de 2019. As medições acústicas e de contagem veicular foram realizadas em triplicata, durante dias úteis, em quatro horários: 07h00min às 09h00min; 11h30min às 13h30min; 17h00min às 19h00min e 21h00min às 23h00min.

Para realizar as medições acústicas foram utilizados um medidor de nível sonoro com *data logger*, modelo DEC-490, e um calibrador acústico, modelo CAL-4000, ambos da marca Instrutherm, com certificado de calibração. Nas medições, o medidor de nível sonoro foi configurado em modo de resposta rápido (tecla em inglês *fast*) e programado para registro dos dados a cada cinco segundos, na curva de ponderação "A", em uma faixa dinâmica de 30 a 130 dB. As medições sonoras e alocação dos equipamentos seguiram as diretrizes da NBR 10.151/2019.

As medições sonoras foram realizadas durante o período de cinco minutos em cada ponto, e nesse período foi realizada também contagem dos veículos que passavam em frente ao medidor sonoro.

Figura 1- Localizações dos pontos de medição no entorno da área de estudo.



Fonte: Elaborado pelos autores (2019).

Após as medições, os dados acústicos foram transferidos para um computador, através do *software* do próprio equipamento, tabulados em planilha eletrônica para a geração de gráficos e tabelas.

O nível de pressão sonora equivalente ( $L_{Aeq}$ ), para cada ponto, é obtido pelo cálculo da média logarítmica de  $n$  medições, segundo a expressão da equação (1) seguinte (ABNT, 2019):

$$L_{Aeq} = 10 \log \left[ \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n n_i \times 10^{L_i/10} \right] \quad (1)$$

Em que:

$n$  é o número de medições;

$n_i$  é a medição parcial;

$L_i$  é o nível de pressão sonora, em dB (A), lido em resposta rápida (fast) a cada 5 s, durante o tempo de medição do ruído, correspondente à medição  $i$ .

Para a obtenção de um valor único de  $L_{Aeq}$  para o turno diurno, nos dias úteis, foi realizada média aritmética dos valores obtidos nos três horários de medição, já para o turno noturno foi realizada média aritmética entre as três leituras realizadas, para a obtenção do  $L_{Aeq}$ .

Os níveis de pressão sonora obtidos foram comparados com os instrumentos de gestão: NBR 10.151/2019 (ABNT, 2019) e com a LC nº 065/1999 da Prefeitura Municipal de Umuarama (PMU, 1999).

Além de calculado o  $L_{Aeq}$ , foram calculados também os descritores estatísticos  $L_{10}$ ,  $L_{50}$  e  $L_{90}$ , através de planilha eletrônica. Os descritores sonoros obtidos no turno diurno foram comparados com os dados de contagem veicular, através de análise de correlação estatística.

Foi calculado também o Índice de Ruído do Tráfego (em inglês *Traffic Noise Index - TNI*) (LANGDOM, 1968), para medir o grau de incomodidade gerado pelo tráfego rodoviário, sendo dado pela equação (2) seguinte:

$$TNI = 4. (L_{10} - L_{90}) + L_{90} - 30 \quad (2)$$

Em que:

$L_{10}$ : é o nível de pressão sonora que foi excedido em 10% do tempo de medição, em dB (A);

$L_{90}$ : é o nível de pressão sonora que foi excedido em 90% do tempo de medição, em dB (A)

#### 4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O nível de critério de avaliação (NCA) para ambientes externos na NBR 10.151/2019 para Zonas de Hospitais é de 50 dB (A) no turno diurno e 45 dB (A), noturno (ABNT, 2019). Já o município de Umuarama tolera como limite diurno 55 dB (A), e o limite noturno, se iguala à NBR 10.151/2019 (PMU, 1999). De acordo com a Lei Complementar nº 065/1999, é considerado horário diurno o período das 07h00min às 20h00min, e noturno, das 20h00min às 07h00min, sendo que aos domingos e feriados o horário diurno inicia às 09h00min.

Para as medições realizadas no período diurno, 100% dos pontos apresentaram valores de  $L_{Aeq}$  superiores a 50 dB (A) (Tabela 1). Ao considerar o limite da lei municipal de Umuarama (55 dB (A)), ainda assim todos os pontos encontram-se acima deste limite, sendo P1 a única exceção. Os níveis de pressão sonora para os pontos analisados estão entre 5,30 e 13,75 dB (A) acima do permitido (PMU, 1999; ABNT, 2019). Os pontos P4 (68,73 dB (A)), P11 (68,75 dB (A)) e P15 (68,17 dB (A)) são os maiores valores observados para o período diurno. Quanto aos resultados para o turno noturno, todos os pontos estão acima do limite de 45 dB (A), conforme Tabela 1 (ABNT, 2019; PMU, 1999).

Ao analisar a quantidade de veículos, os leves predominam nos resultados, seguidos de motos e de veículos pesados. A maior frequência de veículos pode ser observada em vias arteriais ou coletoras, para a maioria dos pontos medidos, diferentemente do que ocorre nas vias locais, onde é observado um menor número de veículos (pontos 1 a 3; 7 a 9).

Tabela 1-Valores de LAeq e média de contagem de veículos, no turno diurno e noturno, por ponto.

Zona Sensível	Ponto	Dia Útil									
		Diurno					Noturno				
		LAeq (dB)	Contagem de veículos				LAeq (dB)	Contagem de veículos			
			M	V.L.	V.P.	V.T.		M	V.L.	V.P.	V.T.
Hospital A	1	54,42	1	4	0	5	52,88	0	1	0	1
	2	61,75	5	8	0	13	52,25	0	1	0	1
	3	60,30	3	10	0	14	52,87	0	1	0	1
	4	68,73	24	58	2	84	62,61	6	17	0	24
	5	67,47	17	60	2	79	58,56	4	7	0	11
	6	67,19	20	51	6	78	61,81	6	11	0	18
Hospital B	7	65,27	7	11	2	20	58,94	1	2	1	4
	8	65,30	7	32	4	43	67,29	1	4	1	6
	9	63,79	4	8	0	12	58,32	1	2	0	3
	12	65,45	9	18	3	30	60,83	1	6	0	8
	15	68,17	29	64	3	96	63,37	7	15	0	22
Hospital C	10	61,99	7	13	1	20	55,07	0	3	0	3
	11	68,75	27	63	1	92	63,71	7	17	0	24
	13	64,16	10	20	1	31	60,09	2	6	0	8
	14	65,70	29	58	1	88	64,33	4	16	1	21
	15	68,17	29	64	3	96	63,37	7	15	0	22

Para demonstrar a relação entre o tráfego veicular e valores de  $L_{Aeq}$ , utilizou-se do recurso matemático de linearização, com a aplicação do logaritmo do número de veículos e foram obtidos os gráficos das Figuras: 2 a) e b); 3 a) e b); 4 a) e b).

Figura 2- a) Dispersão e regressão linear para os descritores sonoros L10, L50, L90 e LAeq em função do logaritmo do volume total de veículos, para a Zona de Silêncio referente ao Hospital A (pontos 1 a 6), no turno diurno; b) dados referentes ao turno noturno

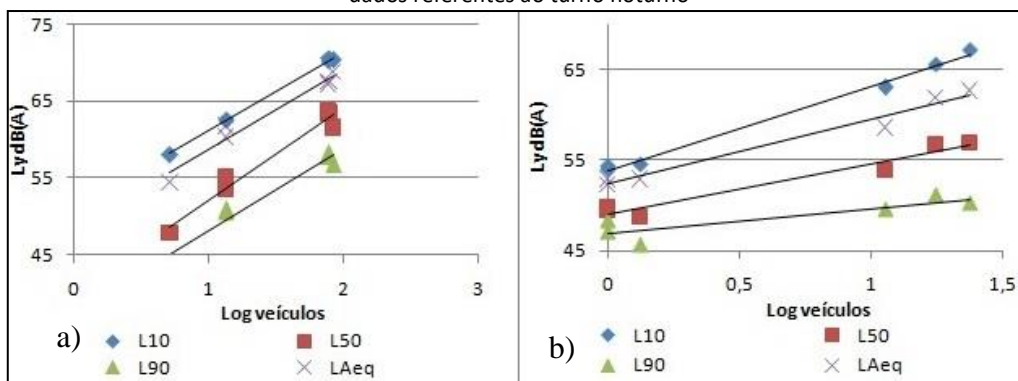




Figura 3- a) Dispersão e regressão linear para os descritores sonoros L10, L50, L90 e LAeq em função do logaritmo do volume total de veículos, para a Zona de Silêncio referente ao Hospital B (pontos 7, 8, 9, 12 e 15), no turno diurno; b) dados referentes ao turno noturno.

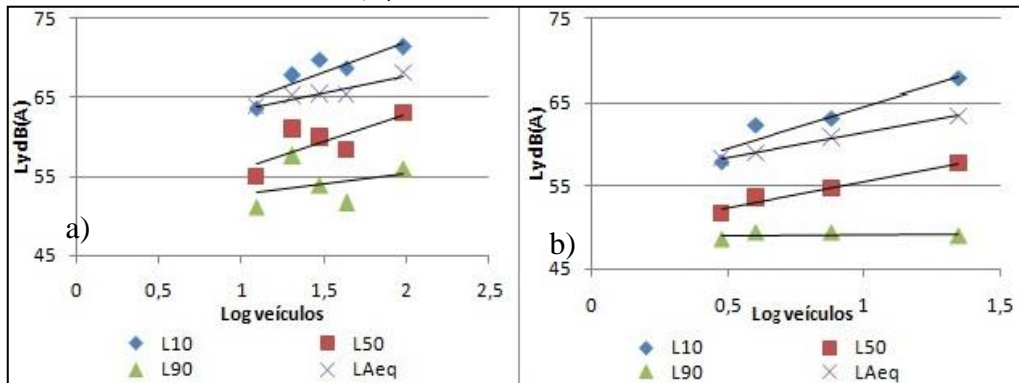
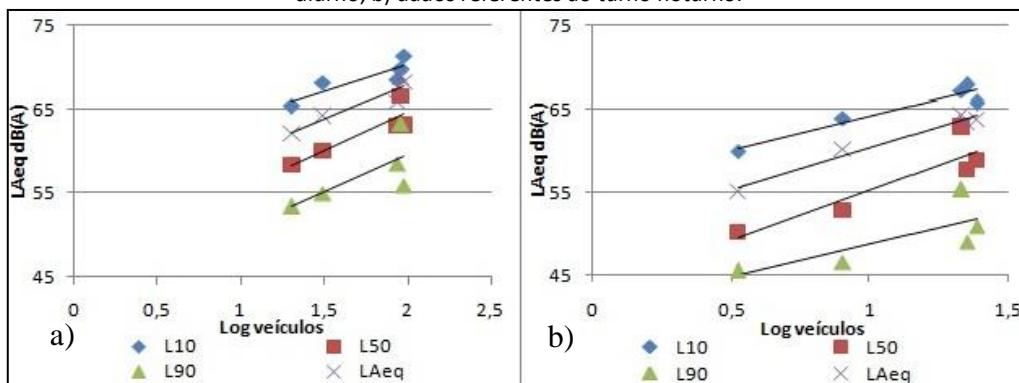


Figura 4- a) Dispersão e regressão linear para os descritores sonoros L10, L50, L90 e LAeq em função do logaritmo do volume total de veículos, para a Zona de Silêncio referente ao Hospital C (pontos 10, 11, 13, 14 e 15), no turno diurno; b) dados referentes ao turno noturno.



A Tabela 2 mostra todas as equações obtidas juntamente com os cálculos de seus coeficientes de determinação ( $R^2$ ), para cada uma das três Zonas de Silêncio (ZS).

A utilização do descritor  $L_{Aeq}$  como representante do ruído ambiental é recomendada (ABNT, 2019), apesar do nível estatístico  $L_{10}$  ser o mais usado para estudos de ruído de trânsito (GERGES, 2000). O  $L_{10}$  é o descritor que indica o nível sonoro que foi excedido em 10% do tempo de medição (BRUEL & KJAR, 2000) e permite identificar o ruído de pico. Já o descritor  $L_{90}$  é o nível que foi excedido em 90% do tempo de medição, sendo usado como identificador do nível sonoro do ruído de fundo (TORIJA, RUIZ e RAMOS, 2007).

A partir dos valores de  $R^2$  obtidos (Tabela 2), é possível verificar que as equações do  $L_{Aeq}$  encontradas apresentam valores próximos ao máximo possível (1,00), mostrando-se totalmente satisfatórias para a descrição dos resultados.

As equações para o cálculo dos níveis  $L_{Aeq}$  e  $L_{10}$  são mais precisos do que aquelas para o cálculo de  $L_{90}$ , o que já é esperado porque o fluxo de veículos não é contínuo e, portanto, a influência de outras fontes de ruído é maior no  $L_{90}$  do que no  $L_{10}$  e  $L_{eq}$  (CALIXTO, PULSIDES e ZANNIN, 2008). Como o estudo do ruído ambiental não se trata de um experimento totalmente controlado, sofre interferências de diversas outras fontes sonoras, além do ruído de tráfego urbano, e por isso, os coeficientes de determinação podem sofrer variação.

Tabela 2- Equações resultantes dos testes de regressão linear para cada Zona de Silêncio estudada e seu respectivo coeficiente de determinação ( $R^2$ ), para os turnos diurno e noturno, em dias úteis.

Zona de Silêncio	Turno Diurno		Turno Noturno	
	Equação	$R^2$	Equação	$R^2$
Hospital A	$L_{10} = 10,29\log VT + 50,78$	<b>1,00<sup>(+)</sup></b>	$L_{10} = 9,31\log VT + 53,88$	<b>0,99<sup>(+)</sup></b>
	$L_{50} = 12,06\log VT + 40,03$	0,97	$L_{50} = 5,47\log VT + 49,07$	0,95
	$L_{90} = 10,70\log VT + 37,45$	0,96	$L_{90} = 2,71\log VT + 46,94$	0,74
	$L_{Aeq} = 10,38\log VT + 48,27$	0,96	$L_{Aeq} = 7,16\log VT + 52,29$	0,98
Hospital B	$L_{10} = 7,72\log VT + 56,69$	0,80	$L_{10} = 9,903\log VT + 54,59$	0,90
	$L_{50} = 6,92\log VT + 49,06$	0,58	$L_{50} = 6,374\log VT + 49,10$	0,97
	$L_{90} = 2,46\log VT + 50,35$	0,09	$L_{90} = 0,222\log VT + 48,90$	0,05
	$L_{Aeq} = 4,40\log VT + 58,99$	<b>0,88<sup>(+)</sup></b>	$L_{Aeq} = 5,867\log VT + 55,50$	<b>1,00<sup>(+)</sup></b>
Hospital C	$L_{10} = 6,258\log VT + 57,78$	0,76	$L_{10} = 7,976\log VT + 56,14$	0,91
	$L_{50} = 9,026\log VT + 46,48$	0,79	$L_{50} = 12,02\log VT + 43,25$	0,81
	$L_{90} = 8,795\log VT + 41,90$	0,52	$L_{90} = 7,903\log VT + 40,80$	0,59
	$L_{Aeq} = 8,226\log VT + 51,45$	<b>0,85<sup>(+)</sup></b>	$L_{Aeq} = 10,09\log VT + 50,23$	<b>0,97<sup>(+)</sup></b>

Em que:  $\log VT$  = logaritmo dos veículos totais (motos, veículos leves e veículos pesados);

(<sup>+</sup>) = maior coeficiente de correlação.

Em locais com grande fluxo de veículos, o ruído de tráfego veicular é o responsável principal pelo ruído ambiental, resultados observados nos altos coeficientes de determinação na Tabela 2. Os valores de  $R^2$  encontrados, mostram-se muito satisfatórios nas correlações, reduzindo possivelmente a contribuição de outros aspectos que poderiam influenciar os resultados da pesquisa, tais como a largura e declividade de via, altura de edificações que margeiam as vias, ou mesmo as superfícies refletoras de fachadas.

Os percentuais de ruído  $L_{10}$  e  $L_{90}$  possuem boa correlação com o grau de incômodo (irritação) das pessoas, que estão expostas ao ruído de tráfego diariamente. O TNI serve para correlacionar o grau de incômodo (irritação) das pessoas em função da variação do ruído de tráfego, que depende do fluxo e da composição dos veículos, sendo o parâmetro um subsídio ao planejamento de medidas mitigadoras para o controle de ruído, pois permite definir a distância entre a via e as edificações lindeiras, além de análises sobre o isolamento acústico em fachadas e implantação de barreiras acústicas (LANGDOM, 1968).

A partir dos valores de  $L_{Aeq}$  é possível apresentar uma avaliação subjetiva do ruído. Os locais podem ser considerados pouco ruidosos quando o  $L_{Aeq}$  é menor ou igual a 65 dB (A), ruidosos entre 65 e 75 dB (A) e muito ruidosos quando ultrapassa 75 dB (A) (BRESSANE et al., 2016).

Limites superados de 10 dB (A) podem provocar queixas da população, e acima de 15 dB (A) podem causar respostas mais enérgicas, como ações comunitárias (GERGES, 2000). Dos quinze pontos analisados nas três áreas A, B e C, observam-se que em 7% dos pontos, o nível sonoro foi excedido de 5 a 10 dB (A), em 53% dos pontos foi excedido de 10 a 15 dB (A) e em 33% excedido acima de 15 dB (A), podendo indicar sérios problemas de queixas (Tabela 3).



Tabela 3- Valores dos descritores sonoros  $L_{Aeq}$ ,  $L_{10}$ ,  $L_{50}$  e  $L_{90}$ , e o respectivo TNI, por ponto, por Zona de Silêncio, e grau de incômodo devido TNI.

Zona Sensível	Ponto	Dia Útil								
		Diurno								
		$L_{Aeq}$ (dB)	Avaliação subjéctiva	Média ZS	$L_{10}$ dB(A)	$L_{50}$ dB(A)	$L_{90}$ dB(A)	TNI dB(A)	Gráu de Incômodo	Média ZS dB(A)
Hospital A	1	54,42	pouco ruidoso		57,98	47,80	43,58	71,18	Médio	
	2	61,75	pouco ruidoso		62,64	53,49	50,60	68,78	Médio	
	3	60,30	pouco ruidoso	pouco	62,47	55,19	50,83	67,37	Médio	73,90
	4	68,73	ruidoso	ruidoso	70,29	61,53	56,71	81,02	Alto	Médio
	5	67,47	ruidoso		70,58	63,44	57,79	78,94	Alto	
	6	67,19	ruidoso		70,16	63,63	58,18	76,09	Alto	
Hospital B	7	65,27	ruidoso		67,77	60,99	57,60	68,27	Médio	
	8	65,30	ruidoso		68,73	58,32	51,63	90,03	Muito alto	
	9	63,79	pouco ruidoso	ruidoso	63,64	54,89	51,12	71,21	Médio	80,93
	12	65,45	ruidoso		69,79	59,94	53,88	87,52	Alto	Alto
	15	68,17	ruidoso		71,37	63,04	55,94	87,63	Alto	
Hospital C	10	61,99	pouco ruidoso		65,29	58,24	53,39	70,99	Médio	
	11	68,75	Ruidoso		69,90	66,54	63,23	59,90	Baixo	
	13	64,16	pouco ruidoso	ruidoso	68,19	60,02	54,97	77,86	Alto	73,04
	14	65,70	Ruidoso		68,53	62,99	58,43	68,83	Médio	Médio
	15	68,17	Ruidoso		71,37	63,04	55,94	87,63	Alto	

Os resultados de TNI obtidos demonstram que, para um mesmo valor de  $L_{Aeq}$ , o TNI pode expressar um grau de incômodo maior, pois o cálculo leva em consideração os valores de  $L_{10}$  e  $L_{90}$ , e não do  $L_{Aeq}$ , conforme mostra também a Tabela 3.

A média do grau de incômodo de cada Zona de Silêncio (média ZS) foi calculada e mostra-se para o Hospital A a média ZS-A= 73,90 dB (A) que indica grau de incômodo médio; para a área do Hospital B com média ZS-B= 80,93 dB (A) e grau de incômodo alto; e finalmente para o Hospital C com média ZS-C= 73,04 dB (A) e grau de incômodo médio.

A influência da poluição sonora sobre o sono e períodos de descanso pode influenciar nos processos de tratamento hospitalar (BRESSANE et al., 2016).

## 5 CONCLUSÕES

Observou-se um cenário de poluição sonora nas 03 zonas de silêncio estudadas. No horário diurno, na Zona de Silêncio A, os pontos P2, P3, P4, P5 e P6 ficaram entre 21 e 37% acima das normativas NBR 10.151/2019 e PMU/ 1999 (P1 dentro do limite). Na Zona de Silêncio B, os valores lidos ficaram entre 28 e 36% acima deste limite. E na Zona de Silêncio C, todos os valores também estão acima do limite, entre 24 e 37%. No período noturno, todos os quinze pontos encontram-se em desconformidade com a legislação municipal e federal.

Nota-se que os valores de  $L_{Aeq}$  mostram-se mais intensos em vias com maior circulação de veículos, e a correlação foi demonstrada, ao relacionar o  $L_{Aeq}$  com o logaritmo dos veículos totais, com valores de correlação entre 0,85 e 1,00, o que mostra que quanto maior o número de veículos circulando, maior é o nível de pressão sonora. A categoria dos veículos não exerce grande influência, mas sim a quantidade total de veículos em circulação.

Os pontos que apresentaram maiores níveis de  $L_{10}$  e menores valores de  $L_{90}$ , foram os que apresentaram maiores Índices de Ruído do Tráfego (TNI), e portanto, maior grau de incomodidade. A média do grau de incômodo encontra-se entre média a alta para o entorno dos três hospitais A, B e C.

A OMS recomenda que os níveis de ruído não excedam 35 dB (A) nos quartos onde os pacientes estão sendo tratados ou observados, e 30 dB (A) naqueles em que estejam internados, neste sentido, os hospitais de Umuarama devem se preocupar em realizar monitoramentos periódicos, a fim de constatar o nível de isolamento acústico oferecido pelas fachadas dos mesmos, e, ao constatar-se níveis acima do recomendado, deve-se tratar acusticamente os ambientes hospitalares de internação ou tratamentos.

Recomenda-se a manutenção das vias de trânsito, ainda a revisão do plano diretor do município para rever distâncias entre a via e os hospitais e/ou estabelecimentos de saúde a serem implantados futuramente, estudos de novas rotas de tráfego, que atenuem os níveis de ruído ou implantação de barreiras acústicas para reduzir o impacto sonoro no meio urbano e tratamento acústico nas fachadas localizadas nas vias, além da importância em elucidar a população sobre os malefícios da poluição sonora, causas e efeitos, no ser humano e no meio ambiente.

#### 4 REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) (2019). **NBR 10.151: Acústica – Medição e avaliação de níveis de pressão sonora em áreas habitadas – Aplicação de uso geral**. Rio de Janeiro. 2ª ed. 24p.
- ANDRADE, E.L., LIMA, E.A., SIMONETTI, V.C., OLIVEIRA, R. A., ZANNIN, P. H. T., CUNHA E SILVA, D. C. AND MARTINS, A. C. G. Influence of the COVID-19 pandemic on the external environmental noise of a public hospital in Sorocaba, Brazil. **Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades**, v. 9, n. 69, 2021. DOI: <https://doi.org/10.24221/jeap.6.3.2021.4162.221-230>
- BRESSANE, A., MOCHIZUKI, P. S., CARAM, R. M., & ROVEDA, J. A. F. Sistema de apoio à avaliação de impactos da poluição sonora sobre a saúde pública. A system for evaluating the impact of noise pollution on the population's health. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 32, p. e00021215, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1590/0102-311X00021215>
- BRUEL & KJAR. **Environmental Noise**. Denmark: Bruel & Kjar Sound & Vibration Measurement A/S, 2000. 65p.
- CALIXTO, Alfredo; PULSIDES, Cristiane; ZANNIN, Paulo Henrique Trombetta. EVALUATION OF TRANSPORTATION NOISE IN URBANISED AREAS. **ARCHIVES OF ACOUSTICS**, v. 33, n. 2, p. 185-199, 2008.
- CEJA, F.M, MEDINA, M.G.O, LEAL, M.R.Z. Los niveles de ruido en una biblioteca universitaria, bases para su análisis y discusión. **Investigación bibliotecológica**, v. 29, n. 66, p. 197-224, 2015. DOI: [10.1016/j.ibbai.2016.02.031](https://doi.org/10.1016/j.ibbai.2016.02.031)
- ÇOLAKKADIOĞLU, D., YÜCEL, M., KAHVECI, B., AYDINOL, O. Determination of noise pollution on university campuses: a case study at Çukurova University campus in Turkey. **Environmental monitoring and assessment**, v. 190, n. 4, p. 203, 2018. doi.org/10.1007/s10661-018-6568-8. DOI: [10.1007/s10661-018-6568-8](https://doi.org/10.1007/s10661-018-6568-8)
- CUNHA, M., SILVA, N. Hospital noise and patients' wellbeing. **Procedia-Social and Behavioral Sciences**, v. 171, p. 246-251, 2015, doi.org/10.1016/j.sbspro.2015.01.117. DOI: [10.1016/j.sbspro.2015.01.117](https://doi.org/10.1016/j.sbspro.2015.01.117).
- GERGES, S. N. Y. **Ruído: fundamentos e controle**. 2 ed. Florianópolis: NR Editora, 2000. 676p.
- IBGE, 2016 – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Dados da cidade de Umuarama-PR**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/umuarama/panorama>>. Acesso em: 20 ago 2018.

IBGE, 2016 – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Dados frota de veículos de Umuarama-PR.** Disponível em: < <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pr/umuarama/pesquisa/22/0?ano=2016>>. Acesso em: 20 ago 2018.

LANGDON, Frederick John; SCHOLLES, W. E. The Traffic Noise Index: A Method of Controlling Noise Nuisance. *Architects Journal*, v. 147:38-57, 1968.

MONTES-GONZÁLEZ, D.; BARRIGÓN-MORILLAS, J. M.; ESCOBAR, V. G.; VÍLCHEZ-GÓMEZ, R.; REY-GOZALO, G.; ATANASIO-MORAGA, P.; MÉNDEZ-SIERRA, J. A. Environmental noise around hospital areas: A case study. *Environments – MDPI*, v. 6, 2019, DOI: <https://doi.org/10.3390/environments6040041>.

OUIS, D. Annoyance from road traffic noise: a review. *Journal of environmental psychology*, v. 21, n. 1, p. 101-120, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1006/jevp.2000.0187>

PEREIRA, R., TOLEDO, R., AMARAL, J. AND GUILHERME, A. (2003) Qualificação e Quantificação da exposição sonora ambiental em uma unidade de terapia intensiva geral (Qualification and Quantification of Exposure to Ambient Noise in a General Intensive Care Unit). *Revista Brasileira de Otorrinolaringologia*, 69, 766-771, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0034-72992003000600007>

PMU. Lei Complementar nº 065, de 22 de nov. de 1999. **Controle e Fiscalização das atividades geradoras de poluição sonora.** Umuarama, PR, 1999.

PMU. Lei Complementar nº 446, de 07 de maio de 2018. **Dispõe sobre o Sistema Viário de Umuarama e dá outras providências.** Umuarama, PR, 2018.

PMU. Lei Complementar nº 441, de 19 de dez. de 2017. **Dispõe sobre o Uso e Ocupação do Solo- Zoneamento, e dá outras providências.** Umuarama, PR, 2017.

RAVINDRA, K.; SINGH, T.; TRIPATHY, J. P.; MOR, S.; MUNJAL, S.; PATRO, B.; PANDA, N. Assessment of noise pollution in and around a sensitive zone in North India and its non-auditory impacts. *Science of the Total Environment*, v. 566–567, p. 981–987, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.070>.

TORIJA, A. J.; RUIZ, D. P.; RAMOS, A. Influence of the type of route in the acoustic emission of different types of vehicles in traffic. In: International Congress on Acoustics, 19.,139 2007a, Madrid. *Anais eletrônicos...* Madrid: IIE, 2007.

WHO (World Health Organization). **Guidelines for Community Noise (1999)** Guideline Values [Text on the Internet]. Geneva.

WHO (World Health Organization). **Burden of Disease from Environmental Noise quantification of Healthy Life Years lost in Europe.** The WHO European Center for Environment and Health. Bonn Office: WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, 2011.

ZANNIN, P.H.T., CALIXTO, A., DINIZ, F. AND FERREIRA, J.A.C. Incômodo Causado pelo Ruído Urbano à População de Curitiba, PR (Annoyance Caused by Noise to the Urban Population of Curitiba, PR). *Revista de Saúde Pública*, 36, 521-524, 2002. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0034-89102002000400020>

ZANNIN, P.H.T., ENGEL, M., FIEDLER, P.E.K. AND BUNN, F. (2013) Characterization of Environmental Noise Based on Noise Measurements, Noise Mapping and Interviews: A Case Study at a University Campus in Brazil. *Cities*, 31, 317-327, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cities.2012.09.008>

ZANNIN, P.H.T.; FERRAZ, F. Assessment of indoor and outdoor noise pollution at a university hospital based on acoustic measurements and noise mapping. *Open Journal of Acoustics*, v. 6, n. 4, p. 71-85, 2016, DOI: [10.4236/oja.2016.64006](https://doi.org/10.4236/oja.2016.64006).

ZANNIN, P.H. T.; MILANÊS, M. L.; DE OLIVEIRA FILHO, M. V. M. Evaluation of Noise in the Vicinity of a Hospital and a Gated Community. *Current Urban Studies*, v. 07, p. 59–75, 2019. DOI: [10.4236/cus.2019.71004](https://doi.org/10.4236/cus.2019.71004)