



Critérios

para análise de relações exposição-impacte do ruído de infra-estruturas de transporte

Dezembro 2009



TRABALHO ELABORADO PARA A **AGÊNCIA PORTUGUESA DO AMBIENTE**



Crêterios para análise de relações exposição-impacte do ruído de infra-estruturas de transporte

PARECER

No presente documento desenvolve-se uma reflexão sobre as relações exposição-impacte referentes ao ruído de infra-estruturas de transporte, indicadores de ruído ambiente e critérios de avaliação dos impactes no ambiente sonoro,   luz das boas práticas internacionais, sobretudo europeias, sobre o assunto. É apresentada e discutida a recente experiência europeia na adop o dos novos indicadores de ruído ambiente em face da sua correla o com incomodidade das popula es e do grau de protec o a garantir pelos instrumentos legais, com base na análise das regulações de vários países e de discussões técnicas com diversos especialistas internacionais da  rea. São apresentadas recomenda es em face das conclusões encontradas como contribui o para boas práticas de interven o e de análise dos impactes devido ao ruído de infra-estruturas de transporte bem como de actua o legislativa.

J. L. Bento Coelho
Ant nio José Ferreira

Dezembro 2009



CONTEÚDO

LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS	V
CRITÉRIOS PARA DEFINIÇÃO DE RELAÇÕES EXPOSIÇÃO-IMPACTE DO RUÍDO DE INFRA-ESTRUTURAS DE TRANSPORTE.....	1
1. ÂMBITO E ENQUADRAMENTO	1
2. INTRODUÇÃO	6
3. MÉTRICAS	9
RUÍDO	9
O NÍVEL SONORO CONTÍNUO EQUIVALENTE	10
INDICADORES DE RUÍDO COM EVENTOS MÚLTIPLOS	13
INDICADORES COMPOSTOS	16
4. TRANSPOSIÇÃO DO INDICADOR L_{DEN}.....	22
A EXPERIÊNCIA EUROPEIA	22
<i>Legislação Holandesa</i>	23
<i>Legislação Italiana</i>	24
<i>Legislação Espanhola</i>	24
<i>Legislação Francesa</i>	25
<i>Legislação Dinamarquesa</i>	26
<i>Legislação Alemã</i>	26
O CASO PORTUGUÊS.....	27
5. ESTUDO PARAMÉTRICO DA RELAÇÃO ENTRE L_{DEN} E L_{DIURNO}.....	30
6. CORRELAÇÃO RUÍDO-INCOMODIDADE	45
MODELOS.....	45
DOSE-RESPOSTA: CONTEXTO E ACTUALIDADE	48
7. CRITÉRIOS E VALORES LIMITE.....	62
8. PROPOSTA.....	69
9. CONCLUSÕES.....	81
BIBLIOGRAFIA	89
BIBLIOGRAFIA TÉCNICO-CIENTÍFICA	89
LEGISLAÇÃO NACIONAL E INTERNACIONAL	94
COMUNICAÇÕES PESSOAIS	98
OS AUTORES	99





LISTA DE SIGLAS E SÍMBOLOS

- APA – Agência Portuguesa do Ambiente
- B – Total noise load (Kosten units)
- CNEL – Community Noise Equivalent Level
- EEA – European Environmental Agency
- EPA – Environmental Protection Agency
- EPNL – Effective Perceived Noise Level
- EPoN – Expert Panel on Noise (Agência Europeia do Ambiente)
- FAA – Federal Aviation Administration (EUA)
- FAR – Federal Aviation Regulation (EUA)
- FHWA – Federal Highway Administration (EUA)
- I – Isopsophic index
- IA – Instituto do Ambiente
- $L_{A\bar{E}}$ /SEL – Nível de exposição sonora (Sound Exposure Level)
- L_{Aeq} – Nível sonoro contínuo equivalente
- L_{Ap} – Nível de pressão sonora, ponderado pela malha A
- L_d – Indicador de ruído diurno
- L_{den} – Indicador de ruído diurno-entardecer-nocturno
- $L_{diurno,15h}$ – Indicador de ruído diurno, período de quinze horas
- L_{dn} – Indicador de ruído dia-noite
- L_e – Indicador de ruído do entardecer
- L_n – Indicador de ruído nocturno
- L_N – Nível de pressão sonora excedido (atingido) em N% do tempo de observação
- $L_{nocturno,9h}$ – Indicador de ruído nocturno, período de nove horas
- L_p – Nível de pressão sonora
- NASA – National Aeronautics and Space Administration (EUA)
- NEF – Noise Exposure Forecast
- NNI – Noise and Number Index
- OCDE – Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Económico
- PNL – Perceived Noise Level
- Q – Disturbance index



SEL – Sound Exposure Level

TNI – Traffic Noise Index

USAF – United States Air Force (Força Aérea dos Estados Unidos)

WG-AEN – Working Group Assessment of Exposure to Noise (Comissão Europeia)

WG-HSEA – Working Group on Health & Socio-Economic Aspects (Comissão Europeia)

WHO – World Health Organization (Organização Mundial da Saúde)





CRITÉRIOS PARA DEFINIÇÃO DE RELAÇÕES EXPOSIÇÃO-IMPACTE DO RUÍDO DE INFRA-ESTRUTURAS DE TRANSPORTE

1. ÂMBITO E ENQUADRAMENTO

A protecção do ambiente tem sido alvo de crescentes preocupações no mundo ocidental, nas últimas décadas. Nos Estados Unidos, observou-se um forte impulso no tratamento das questões ligadas ao ruído, a partir das décadas de 60-70. Os efeitos ambientais negativos resultantes do forte incremento do tráfego rodoviário e aéreo nas décadas imediatamente anteriores, resultantes do crescimento económico nos anos do pós segunda guerra mundial assim o exigiam. A agência americana de protecção ambiental, EPA, assumiu, então, a liderança de um processo de investigação das relações exposição ao ruído / impacte nas populações que culminou na emissão de legislação específica sobre ruído ambiente, especialmente em relação ao ruído de tráfego aéreo. Este processo evoluiu lentamente nos anos mais recentes, tendo as políticas americanas sobre ruído ambiente praticamente estagnado, e sendo ultrapassadas, a nível internacional, pelas iniciativas europeias (Bento Coelho, 2007).

Actualmente, a Europa encontra-se na frente do conhecimento e do desenvolvimento tecnológico na área do ruído ambiente. Na última década, os estudos de relações exposição-resposta ao ruído têm sido realizados ou despoletados na Europa pela Organização Mundial da Saúde ou por iniciativa de grupos de trabalho europeus. As mais recentes políticas europeias sobre o ruído têm sido seguidas em diversas áreas do globo, nomeadamente na Ásia e nas Américas (Bento Coelho, 2007).

De facto, a Europa tem sido responsável por uma intensa actividade de investigação e de regulamentação sobre ruído ambiente. Nesta área, Portugal foi um país pioneiro ao aprovar, em 1987, o Regulamento Geral sobre o Ruído, que estabeleceu, pela primeira vez a nível nacional, uma estrutura legal sobre praticamente todas as áreas do ruído ambiente. Esta regulamentação evoluiu posteriormente, tendo culminado com a aprovação, em 2007, do Regulamento Geral do Ruído, em linha com a recente Política Europeia sobre Ruído.



Desde inÍcios da dÉcada de 1970 que a Comissão Europeia fez aprovar diversas Directivas relativas à reduÇão do ruído das fontes emissoras, nomeadamente veÍculos automóveis, comboios e aeronaves. O sucesso destas acÇões revelou-se assinalável nas dÉcadas de 80 e 90, à semelhanÇa do que ocorrera nos Estados Unidos e Japão em dÉcadas anteriores, pela resultante diminuiÇão no ruído de comunidade e pela disseminaÇão de regulamentação e de acÇões de controlo e reduÇão de ruído.

Na sequência de estudos sobre incomodidade resultante do ruído de tráfego, realizados nas dÉcadas de 80 e 90, procedeu a Comissão  elaboração de uma Directiva mais abrangente, relativa ao ruído ambiente, sua avaliaÇão e reduÇão, a qual foi aprovada em 2002 (Directiva 2002/49/CE). Este documento, transposto para o direito jurÍdico dos diversos Estados Membros em anos recentes (em 2006 em Portugal, pelo Decreto-Lei n.º 146/2006), encontra-se, actualmente, na sua primeira fase de implementação. Trata-se de um documento de uma importância crucial para o espaço europeu, não apenas (ou, mesmo, não tanto) pelos princÍpios de harmonizaÇão de critÉrios de avaliaÇão e de gestão de ruído que estabelece, mas, sobretudo, pela sensibilizaÇão que cria nos agentes responsáveis pela geraÇão do ruído, em todo o espaço da União Europeia. Sem estabelecer ou exigir quaisquer valores limite para ruído, aquele documento define novos indicadores de ruído ambiente e procedimentos para avaliaÇão estratÉgica e controlo de ruído de diferentes proveniências, sobretudo de tráfego.

As disposiÇões da Directiva 2002/49/CE exigiram, em diversos paÍses europeus, a adaptaÇão de alguns aspectos tÉcnicos, sobretudo os relativos a avaliaÇão de ruído ambiente exterior. Na maior parte dos paÍses, a adaptaÇão foi pontual e especÍfica relativamente aos objectivos da Directiva, a avaliaÇão estratÉgica. Em Espanha, a oportunidade foi aproveitada para fazer aprovar um regulamento a nÍvel nacional, o que não tinha antes sido possÍvel, devido à falta de consenso sobre as diferenÇas das existentes regulamentações regionais. Em Portugal, a opÇão do legislador consistiu simplisticamente em adaptar o anterior Regime sobre a PoluiÇão Sonora, de 2000 (Decreto-Lei n.º 292/2000), adoptando os novos indicadores e os novos perÍodos de referência, para a generalidade das situaÇões, sem a diferenciaÇão entre as tipologias de avaliaÇão (estratÉgica ou de pormenor, tais como avaliaÇão de impactes, por exemplo), como foi seguido em outros paÍses (Dinamarca, Holanda, Reino Unido, por exemplo). Assim foi aprovado o Regulamento Geral do Ruído em 2007 (Decreto-Lei n.º 9/2007).



Em Portugal, o primeiro Regulamento Geral sobre o Ruído, de 1987 (Decreto-Lei n 251/87, de 24 de Junho, que entrou em vigor em 1 de Janeiro de 1988), estabelecia um zonamento acústico muito primário, definindo zonas "pouco ruidosas", "ruidosas" e "muito ruidosas", consoante o valor do  ndice estatístico L_{50} no período diurno (entre as 7h00 e as 22h00) e no período nocturno (entre as 22h00 e as 7h00). Por outro lado, nos seus artigos 14  e 20 , estipulava que a diferença entre o valor do nível sonoro contínuo equivalente corrigido, proveniente de edifícios ou resultante de actividades ruidosas públicas ou privadas, e o valor do nível sonoro do ruído de fundo excedido, num período de referência, em 95% do tempo (L_{95}) não deveria exceder 10dB(A). Não havendo no Capítulo IV, dedicado ao Tráfego, qualquer referência a este critério, a sua aplicação a infra-estruturas de tráfego suscitou alguma discussão, prevalecendo, na generalidade, a correcta interpretação de que o tráfego não correspondia a uma "actividade" pelo que tal critério, apelidado "de incomodidade", se lhe não aplicaria. Aliás, a sua aplicação a infra-estruturas de transporte criaria, normalmente, situações de não conformidade. Este critério foi, ainda, alvo de alguma contestação técnica por parte de especialistas, no sentido em que formulava a comparação de valores de dois indicadores de natureza distinta: um energético e um estatístico.

O Regime Legal sobre a Poluição Sonora, aprovado pelo Decreto-Lei n.é 292/2000 de 14 de Novembro, na sequência de trabalhos de revisão do Regulamento de 1987 iniciados em 1995, redefiniu os princípios e critérios subjacentes àquele, tornando-o mais consentâneo com o estado da arte do conhecimento da altura e em linha com os objectivos de protecção do ambiente sonoro no espaço europeu. Os critérios foram orientados no sentido do planeamento e ordenamento do território e do princípio da acção preventiva, sem, no entanto, descurar as intervenções correctivas. Foram definidos objectivos de zonamento acústico e tipologias, "zonas sensíveis" e "zonas mistas", com base na vocação dos usos do solo, e estabelecidos correspondentes valores limite, em consonância com as recomendações da Organização Mundial da Saúde, para os períodos diurno e nocturno, cuja duração anterior não foi alterada. Foi reformulado o critério de incomodidade, definindo o seu artigo 8  valores limite para a diferença entre os valores do nível sonoro contínuo equivalente durante a ocorrência do ruído particular e na ausência deste. Este critério era tecnicamente mais correcto do que o anterior, na medida em que comparava valores de indicadores da mesma natureza (energéticos). O ponto 6 do artigo 8  daquele documento esclarecia claramente que tal critério não se aplicava às infra-estruturas de transporte.



Em Setembro de 2001, o Instituto do Ambiente (IA) emitiu o documento "Notas para Avaliação de Ruído em AIA e em Licenciamento". Este documento expõe os critérios subjacentes aos procedimentos para licenciamento e avaliação de impactes de actividades ruidosas, estabelecendo que "em fase de exploração, sempre que uma actividade ruidosa se situe na proximidade de uma ocupação sensível, há que respeitar simultaneamente o critério da exposição máxima e o critério de incomodidade. Exceptuam-se as infra-estruturas de transporte, onde são aplicável o critério da exposição máxima". No entanto, mais a seguir no texto, encontra-se "no caso das infra-estruturas de transporte, para além dos critérios legalmente estabelecidos, para avaliação de impactes na componente acústica do ambiente, deve ainda ser tida em consideração a seguinte regra de boa prática: ocorrem impactes significativos sempre que a exposição ao ruído ambiente no exterior, devido a uma nova fonte de ruído, sofre um incremento superior a 12 dB(A), valores de L_{Aeq} ; excepto se mesmo com esse incremento os níveis de ruído ambiente não excederem 45 dB(A), no período diurno". Ora, apesar dessa "regra" não corresponder, efectivamente, a qualquer "boa prática", pois não era praticado, como tal, em qualquer outro país, no âmbito e contexto em que o IA o pretendia, admite-se a pretensão como uma base de recomendação, na medida em que estabelecia "directrizes" e contributos para análise. No entanto, tal regra acabou sendo tomada como critério praticamente obrigatório, pelo próprio IA, que exigia o seu cumprimento nos Estudos de Impacte Ambiental, de alguma forma suplantando os critérios estabelecidos na legislação aplicável.

Com a publicação do Regulamento Geral do Ruído em 2007, resultou claramente posto em causa o referido "critério", na medida em que os novos indicadores são compostos de índices energéticos (L_{Aeq}) com penalizações distintas nos diferentes períodos de referência.

Entendeu, então, a Agência Portuguesa do Ambiente solicitar ao Grupo de Acústica e Controlo de Ruído do Centro de Análise e Processamento de Sinais do Instituto Superior Técnico (CAPS/IST) um Parecer sobre este assunto.

Este Grupo procedeu a uma análise comparativa da legislação sobre ruído ambiente em diversos outros países, sobretudo da União Europeia, apreciando a sua adaptação resultante da transposição da directiva europeia de 2002, mas também de outras áreas do globo, como a Austrália, os Estados Unidos e o Japão. Foram, igualmente analisados, de forma comparada, os indicadores de ruído ambiente



empregues e os cr terios adoptados para análise de impactes nos diferentes países. De facto, a definição de indicadores e seus valores limite é muito mais delicada e consequente do que pode parecer, na medida em que a modelação das relações de causalidade entre a exposição das populações às emissões ruidosas e seus efeitos naquelas pode ter implicações ao nível das medidas necessárias para minorar os eventuais impactes negativos. Resultam, da , consequências importantes, não são de ordem prática, em termos tanto da integração das soluções minoradoras no projecto e da sua aceitação pelas populações, como, factor extremamente relevante, dos aspectos econ micos.

Neste enquadramento, e após um processo de profunda pesquisa e reflexão, foi desenvolvido o estudo que o presente documento reporta. Foram apreciados, numa perspectiva técnica e histórica, os indicadores de ruído ambiente e sua relação com o ruído emitido por diferentes tipologias de tráfego. Foram revistas as correlações entre ruído de transportes e incomodidade das populações, bem como as propostas para a sua quantificação. Foram analisadas as regulamentações sobre ruído ambiente de diversos países, bem como a forma como as legislações europeias lidaram com a transposição da Directiva 2002/49/CE. Foram contactados muitos especialistas reputados e com responsabilidades nos seus países de origem. Com muitos destes, foram estabelecidas discussões específicas sobre o tema em análise.

Como resultado, é apresentada uma proposta de metodologia de análise de impactes no ambiente sonoro de infra-estruturas de transportes baseada nas boas práticas internacionais e no estado da arte actual.

Este documento apresenta, ainda, uma listagem relativamente exaustiva de publicações e documentações consultadas no âmbito do presente trabalho e que se consideram relevantes. Outra literatura, que apesar de utilizada se considera de base, não específica ou não relevante para a argumentação ou conclusões, não   incluída.

2. INTRODUÇÃO

A construção das sociedades tem vindo a ser orientada, com uma tendência crescente, sobretudo durante as últimas décadas, por princípios de desenvolvimento sustentável. Uma das condições essenciais para alcançar tais objectivos refere-se à habilidade em monitorizar e controlar os impactes resultantes da poluição ambiental. Uma das mais relevantes componentes é a poluição sonora, a qual apresenta uma boa correlação com o grau de incómodo sentido pelas populações e com a sua percepção de bem estar e qualidade de vida.

A incomodidade pode ser semanticamente definida como *"uma sensação de desagrado/descontentamento associada a qualquer agente ou condição, por um indivíduo ou grupo de indivíduos, que acreditam ou sabem que estão a ser prejudicados"* (Berglund, 1999). No entanto, as reacções negativas de uma comunidade em relação ao ruído são mais variadas do que esta definição pode deixar transparecer.

Sendo que a apreciação do ambiente sonoro se encontra ligada com a qualidade sonora e esta está directamente relacionada com a incomodidade sentida pelas populações devido ao ruído/som, agora visto como um poluente, importa avaliar a magnitude dos efeitos adversos do ruído ambiente nas populações. Para tal, são necessários indicadores fiáveis e consistentes.

De modo a avaliar o impacte ambiental de determinado poluente, emprega-se, normalmente, o modelo DPSI-R (Driving forces - Pressure - State - Impact - Response), adoptado pela Comissão Europeia (Technical Report, EU-1998) e inspirado num outro modelo desenvolvido pela OCDE.

O conceito deste modelo começa pelas "Forças de acção" (*Driving Forces*) socioeconómicas, as quais exercem "Pressão" (*Pressure*) no meio ambiente. No caso do ruído, as "Forças de acção" correspondem a todas as actividades ou entidades que produzem elevados níveis de ruído, nomeadamente, meios de transporte e unidades industriais. A "Pressão" que estas fontes exercem sobre o meio está directamente relacionada com as emissões sonoras típicas de cada fonte. Estas são caracterizadas em termos de níveis de pressão sonora, espectro de frequências, duração temporal, por exemplo.

O "Estado" (*State*) do meio ambiente foca-se na exposição ou recepção do ruído, numa determinada localização, independentemente da fonte que o produz. Encontra-se ligada a um observador ou receptor humano posicionado nessa localização. Assim, têm de ser tomados em conta os aspectos fisiológicos da audição humana, bem como o tempo de exposição cumulativa a todos os ruídos a que o observador humano se encontra exposto. Esta exposição ou dose cumulativa de ruído é obtida a partir da aplicação de vários índices, calculados em função do tempo de exposição relevante (por exemplo $L_{Aeq,T}$, L_{dnr} , L_{den}).

O "Impacte" (*Impact*) refere-se aos efeitos do ruído na saúde física e mental do ser humano. Estes vão desde factores físicos (perda de audição) e fisiológicos (respostas variadas do organismo) até efeitos comportamentais (perturbações do sono, da comunicação, de tarefas) que resultam na incomodidade sentida e que podem originar acções cívicas (Berglund, 1999).

Finalmente, a "Resposta" (*Response*) refere-se às várias acções e decisões que podem ser tomadas de modo a reduzir as emissões sonoras e a minorar o impacte do ruído nas populações. Estas acções são do âmbito da política ambiental de cada país e encontram-se implementadas nas correspondentes legislações nacionais (Bento Coelho, 2007).

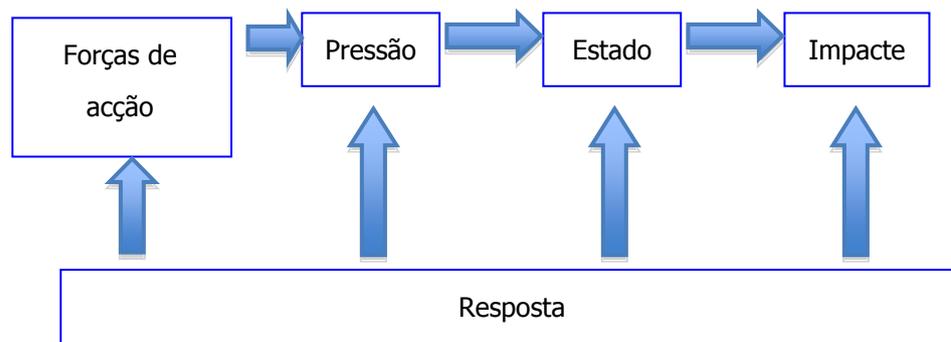


Figura 1. Esquema do modelo DPSI-R (adaptado de Verkeyn, 2004).

Uma legislação pretende-se como o resultado das melhores práticas sociais, éticas e científicas de uma sociedade. São, também, resultado dos inevitáveis compromissos gerados pela necessidade de equilibrar a liberdade e autonomia individual com o bem público. Sendo que todas as legislações prevêm, em caso de prevaricação,



acções punitivas, importa, tanto quanto possível, analisar o impacte destas numa relação de custo-benefício, e não apenas em termos monetários.

No caso específico de uma legislação reguladora do ruído gerado pelas várias actividades humanas, importa escolher os índices ou métricas relevantes para quantificação da exposição das populações ao ruído, bem como fixar valores limite de modo a oferecer uma resposta adequada à constante pressão que as actividades ou acções geradoras de ruído exercem no meio ambiente.

É, no entanto, reconhecido (Berglund, 1995) que a atribuição dos valores limite, numa dada legislação, depende de decisões que, em última análise, são normativas resultando dos objectivos a que uma sociedade se propõe alcançar. Importa, pois, ter em conta as seguintes questões: Quais são os efeitos que ocorrem? São causados pelas emissões de ruído? Qual é a gama de tolerância em relação aos efeitos/tipos de emissões de ruído? Quais são os níveis de ruído acima dos quais os efeitos são percebidos/sentidos? Qual é o indicador ou critério que mais protecção oferece?

Alguns destes aspectos, nomeadamente os referentes aos efeitos do ruído na saúde e às relações exposição/impacte têm vindo a ser abordados em anos recentes pela Organização Mundial da Saúde (WHO). Outros, relacionados com indicadores de tráfego encontram-se presentemente em estudo aprofundado pela Agência Europeia do Ambiente (EEA)¹ e pelo Working Group Expert Panel on Noise (EpoN), em continuação das actividades do WG Assessment of Exposure to Noise (WG-AEN). Importa, no entanto, proceder a uma reflexão destes diversos aspectos e suas inter-relações.

De um ponto de vista pragmático, importa que os critérios (e, diga-se, toda a legislação relevante) sejam estritos, sem ambiguidades, transparentes, passíveis de serem implementados e de fácil controlo.



¹ A EEA tem prevista a publicação de um Relatório sobre o assunto.



3. MÉTRICAS



Ruído

O ruído é, geralmente, definido como som indesejável, estando aqui já implícita uma classificação subjectiva do som. O sinal sonoro pode conter diferentes características mas apenas é classificado como “ruído” quando se correlaciona, directa ou indirectamente, com efeitos fisiológicos ou psicológicos adversos no ser humano ou é percebido com uma apreciação negativa (tal como inútil, intrusivo, ou desagradável).

As principais características utilizadas para descrever o som/ruído são a sua grandeza (nível de pressão sonora), a distribuição da sua energia na gama de frequências audíveis (conteúdo espectral), e o seu comportamento temporal (descrição estatística). A combinação das diferentes características de energia (na ampla gama dinâmica da capacidade auditiva humana), de espectro de frequências e de duração temporal (a audição humana encontra-se permanentemente alerta) do sinal sonoro torna a sua descrição altamente complexa.

O ruído, como sinal sonoro função do tempo, pode ser classificado como contínuo ou variável, dependendo das variações temporais da pressão sonora. As variações do nível de pressão sonora em função do tempo podem ser dramáticas. As flutuações dos níveis sonoros dependem do ritmo de emissão das diferentes fontes sonoras concorrentes, da frequência de ocorrência de eventos discretos, e das condições, sempre em mutação, da atmosfera como meio de propagação das ondas sonoras. Num determinado período de análise, os sinais são considerados estacionários ou não-estacionários, consoante seja possível ou não definir, para esse período, um valor médio e desvio padrão. A análise destes sinais com significativa variação temporal requer a utilização de índices estatísticos.

Em geral, pode afirmar-se que a incomodidade resultante do ruído aumenta com a intensidade sonora. Também, as altas frequências (acima de 1kHz) são mais incómodas do que as médias ou baixas frequências. No entanto, se os níveis sonoros forem elevados, as baixas frequências (inferiores a 200Hz) podem tornar-se especialmente incómodas. Por outro lado, se um ruído é intermitente, irregular, impulsivo ou apresenta características temporais rítmicas ou tonais, é considerado

como sendo mais susceptível de provocar um maior grau de incomodidade do que um ruído estacionário com a mesma intensidade.

Assim, alguns indicadores empregues na apreciação da incomodidade têm em conta o espectro do sinal, outros empregam estatísticas no tempo e outros, ainda, combinam vários índices. É o caso do *Traffic Noise Index* (TNI) e de indicadores utilizados na caracterização do ruído gerado pelo tráfego aéreo: ANF, NNI, NEF, por exemplo.

O ruído é quantificado em níveis, calculados através de uma função logarítmica, em face da vasta gama dinâmica da variação de pressão que a audição humana consegue detectar. O nível de pressão sonora $L_p = 10 \log_{10}(p_{rms}^2/p_{ref}^2)$ de um som é calculado a partir do valor eficaz da pressão p_{rms} (e com $p_{ref} = 20 \mu Pa$) e pode ser correlacionado com a resposta não linear do ouvido humano, de forma a traduzir a quantidade de energia que é efectivamente detectada, através da aplicação de uma ponderação ou filtragem em frequência. A curva de ponderação que melhor se correlaciona com a resposta humana é designada pela letra "A" e os níveis de pressão sonora são especificados em dB(A).

O nível sonoro contínuo equivalente

Em acústica ambiente, o descritor mais comumente utilizado para avaliação da incomodidade é o nível sonoro contínuo equivalente, L_{Aeq} , definido (Norma NP-1730) como o nível de pressão sonora constante que, integrado no intervalo de tempo de análise considerado T , apresenta a mesma energia sonora do que o sinal em análise, variante no tempo

$$L_{Aeq} = 10 \log_{10} \left[\frac{1}{T} \int_0^T 10^{\frac{L_{Ap}}{10}} dt \right]$$

em que L_{Ap} é nível de pressão sonora, ponderado pela malha A.

O L_{Aeq} é uma métrica cumulativa, isto é, combina a energia sonora com a duração e com o número total de eventos acústicos num determinado intervalo de tempo. O conceito na base desta métrica refere-se a uma "média" energética, ou seja, à integração da energia quantificada num determinado intervalo de tempo. É, pois,



essencial que se refira o intervalo de tempo em relação ao qual é calculado o nível sonoro contínuo equivalente $L_{Aeq,T}$, em que T , o tempo da medição, pode ser, por exemplo, uma hora ($L_{Aeq,1h}$), oito horas ($L_{Aeq,8h}$), vinte e quatro horas ($L_{Aeq,24h}$).

Se uma fonte sonora emite um sinal com nível de pressão sonora L_{Ap} num intervalo de tempo t , então o valor do $L_{Aeq,T}$ num período T , em que $T \geq t$, é dado por

$$L_{Aeq,T} = L_{Ap} + 10 \cdot \log_{10} \left(\frac{t}{T} \right).$$

O nível sonoro contínuo equivalente deve a sua popularidade de utilização ao facto de ser ter revelado um indicador que satisfaz vários cr terios, nomeadamente (i) ser representativo das características relevantes do ambiente sonoro, em termos de percepção auditiva, (ii) ser relevante para todas as situações (tipos de ruído) passíveis de serem encontradas, (iii) ser de fácil implementação e com uma complexidade de cálculo moderada, e, aspecto muito importante, (iv) permitir uma eficiente comunicação entre decisores, legisladores, técnicos e público em geral.

O conceito de nível sonoro contínuo equivalente foi originalmente utilizado pela Força Aérea dos Estados Unidos (USAF) em 1955, em cr terios para a avaliação da exposição ao ruído de jacto pelos vários operadores no solo. Em 1957, este indicador foi incorporado no Guia de Planeamento da USAF, em relação a operações com aviões a reacção. Na Europa, foi empregue em 1965 na Alemanha Ocidental como modo de avaliação do impacte ambiental produzido pelo ruído de tráfego aéreo, na proximidade de aeroportos. Mais tarde, na mesma década, o L_{Aeq} foi reconhecido (Suécia, Áustria) como passível de ser aplicado na avaliação da incomodidade percebida em relação ao ruído gerado por diversas fontes (tráfego aéreo, rodoviário, ferroviário, actividades industriais, actividades urbanas).

O estudo de 1966/67 sobre o ruído de tráfego rodoviário em Estocolmo/Gothenburg (Fog & Jonsson, 1968), demonstrou que o nível sonoro contínuo equivalente era o  ndice que melhor se correlacionava com o inc modo sentido pelas populações em relação a este tipo de ruído. Pelo seu lado, a agência EPA norte-americana consagrou este indicador em vários pareceres entre 1971-1973 sobre *Public Health and Welfare Criteria for Noise*.



Historicamente, a pesquisa sobre os efeitos do ruído nos seres humanos, ganhou uma grande importância com a introdução das aeronaves com propul  o a jacto (motores de reacção) no início dos anos 50. Por várias razões, entre elas as de ordem econ mica, tal expansão de tráfego aéreo teve início nos Estados Unidos da América (EUA), tendo este país sido o pioneiro na implementação de descritores/indicadores do ruído para o tráfego aéreo.

Estes descritores começaram por avaliar os efeitos da passagem de uma única aeronave (um evento) tendo rapidamente evoluído para indicadores que integravam múltiplos eventos, de modo a poderem fornecer indicações sobre a reacção das populações ao ruído devido ao funcionamento diário dos aeroportos.

Assim, e como primeiro passo na avaliação do inc modo gerado pelos aviões a jacto, foi introduzida em 1959, sob os auspícios do U.S. Public Health Service, o conceito do "nível de ruído percebido" ou PNL (*Perceived Noise Level*) (também designado de L_{PN} em PNdB). Este baseava-se em curvas de "igual nível de ruído" (*equal noisiness curves*) cuja unidade era o *noy*. O valor de 1 *noy* referia-se ao "nível de ruído" percebido (*noisiness*) gerado por ruído branco filtrado por uma banda de frequências de oitava centrada em 1kHz e com um nível de pressão sonora de 40dB.

O cálculo de PNL, em termos de PNdB, envolve o recurso a tabelas em *noy* ou a utilização de espectros de frequência em terços de oitava, em cálculos que envolvem alguma complexidade. Devido a esta complexidade, e porque as vantagens da escala PNdB em relação ao dB(A) não são muitas vezes aparentes, o PNL foi abandonado pela maior parte dos países (*Position Paper on EU noise indicators*, WG1, Comissão Europeia, 2000).

A partir de meados da década de 60, e como resultado de inúmeras pesquisas efectuadas pela NASA e pela Federal Aviation Administration (FAA) dos EUA, foram introduzidas correcções no PNL no que respeita à presença de componentes tonais ou   duração do evento/ruído. Foi, então, criada a escala de "nível de ruído efectivamente percebido" EPNL (*Effectively Perceived Noise Level*), cuja unidade era o EPNdB. Tal como o nível de exposição sonora L_{AE}/SEL , o EPNL quantifica o conteúdo energético do ruído gerado por um evento (por exemplo, passagem de um avião).



Conforme será explicitado mais adiante no texto, os níveis PNL e EPNL serviram de base a vários indicadores, utilizados na avaliação do impacte resultante de múltiplos eventos sonoros (passagens de aviões) nas populações vizinhas de aeroportos.

O EPNdB tornou-se a unidade padrão "de facto", no que respeita à certificação de aeronaves subs nicas, a partir da sua inclusão, em 1969, na Federal Aviation Regulation FAR 36, EUA. Por contabilizar de um modo específico a contribuição das componentes tonais, acreditou-se que o EPNL apresentasse uma boa correlação com a incomodidade gerada por aeronaves. No entanto, e de acordo com o *Position Paper on EU noise indicators* (WG1, Comissão Europeia, 2000), esta assunção tem sido questionada, em especial quando a incomodidade   devida a um elevado número de eventos ruidosos.

Indicadores de ruído com eventos múltiplos

A partir do início da década de 60, foram criados em vários países indicadores de eventos múltiplos, com o objectivo de avaliar o impacte do ruído de tráfego aéreo, sendo este, então, considerado como grande gerador de impactes negativos nas populações vizinhas dos aeroportos.

Em 1967, a FAA norte-americana introduziu o NEF (*Noise Exposure Forecast*) baseado no EPNL e no número de eventos. Outros países desenvolveram indicadores baseados no mesmo conceito: o NNI (*Noise and Number Index*) utilizado em Inglaterra a partir de 1963 e baseado no valor máximo do PNL; o  ndice "isopsophic", I, utilizado em França, similar ao NNI; o "total noise load" B em "Kosten units", na Holanda, baseado no L_{Amax} ; o " ndice de perturbação" Q, da Alemanha, também originalmente inspirado no NNI. Os valores destes indicadores podem ser calculados, de forma simplista, a partir de

$$NEF = 10 \log 10^{EPNL/10} + 10 \log N - 88$$

$$NNI = 10 \log 10^{PNL/10} + 15 \log N - 80$$

$$I = 10 \log 10^{PNL/10} + 10 \log N - 30$$

$$B = 20 \log 10^{L_{Amax}/15} + 20 \log N + 20 \log n - C$$

$$Q = 13,3 \log (\sum \tau 10^{L_{Amax}/13,3} / T)$$

onde N é o número total de eventos ou operações de aeronaves, n é um factor de ponderação (penalização) dependente da altura do dia, C é uma constante que assume o valor de 157 para um ano ou de 106 para um dia, τ representa a duração de um evento (sobrevoo de aeronave) e T é o período de tempo de cálculo.

As expressões de cálculo são, aqui, apresentadas numa forma modificada de forma a serem mais facilmente comparáveis. Os procedimentos a seguir em cálculos reais encontram-se detalhadamente descritos por Ford (1987), Hassall (1988) ou Smith (1989).

As expressões são conceptualmente semelhantes. Comparando-as, pode observar-se que contêm um factor que quantifica o nível sonoro de um evento ruidoso (expresso em PNdB, EPNdB ou dB(A)) e um factor que tem em conta o número total de eventos (operações de voo). Deste modo, pode escrever-se uma expressão genérica para o "índice" de avaliação da incomodidade sentida pelas populações devido ao ruído

$$\text{"índice"} = L + k \cdot \log(N)$$

em que L é o nível sonoro ou energético de um evento. Aqui, o factor k varia entre 10 e 13.3, mas pode variar entre -3.7 e 23.8 segundo Lambert (1994). Caso se adicionem os eventos de acordo com o princípio de "igual energia" (N eventos de igual energia) o factor k é 10. Valores superiores do factor k colocam mais ênfase no número de eventos N do que nos seus níveis sonoros.

O *Position Paper on EU noise indicators* (WG1, Comissão Europeia, 2000) estabelece que indicadores que utilizem factores k superiores ou inferiores a 10 não melhoram, de um modo significativo, a correlação com os efeitos adversos do ruído. Como tal, aquele Grupo de Trabalho (WG1) recomenda que sejam utilizados indicadores que apliquem o princípio de "igual energia".

A evolução tecnológica verificada na motorização das aeronaves a partir da década de 70 permitiu a introdução de motores muito mais económicos, em termos de gastos de combustível, e com uma apreciável redução da emissão de poluentes, nomeadamente o ruído. Este facto, aliado a uma conjuntura económica mais favorável a partir de 1980, fez crescer o volume de tráfego aéreo.



Deixou, então, de fazer tanto sentido considerar a passagem de um avio o como um evento "muito ruidoso" para se considerar o número total de eventos das operações aeroportuárias, cada vez mais importantes. Por um lado, e devido ao maior número de eventos, o ruído de tráfego aéreo foi ganhando características mais contínuas, tornando-se parte do ruído ambiente global cujo impacte importava avaliar. Por outro lado, ainda, o cálculo dos níveis PNL e EPNL apresentava um elevado grau de complexidade, sendo pouco prático para uma avaliação rápida e consistente do grau de incomodidade sentido pelas populações. Estes aspectos fizeram com que os indicadores baseados no nível sonoro contínuo equivalente, ponderado pela malha "A", ganhassem gradualmente a preferência na avaliação do ruído gerado quer pelo tráfego aéreo quer por outros tipos de tráfegos.

Assim, e a partir dos anos 70, o interesse centrou-se na utilização do nível de pressão sonora ponderado pela malha "A" L_{Acr} como base para a avaliação do ruído gerado pelo tráfego aéreo. Este apresenta a vantagem de ser mais simples de implementar do que os procedimentos necessários para o cálculo do EPNL ou PNL (*Position Paper on EU noise indicators, WG1, Comissão Europeia, 2000*). Foi então ganhando terreno, como indicador "generalista" da incomodidade gerada pelo ruído (devido a várias fontes), o conceito do nível sonoro contínuo equivalente L_{Aeq} (que integra níveis, em termos de energia e número de eventos), expresso em dB(A) e de mais fácil implementação. Este pode relacionar-se com o nível de exposição sonora L_{AE} utilizado para caracterizar a energia de um evento sonoro (por exemplo, a passagem de aeronave ou de uma composição ferroviária), o qual se define como

$$L_{AE} = 10 \cdot \log_{10} \frac{1}{t_0} \int_{t_1}^{t_2} \frac{p_A^2(t)}{p_0^2} dt$$

em que $t_2 - t_1$ representa o intervalo de tempo que cont m todo o evento sonoro e t_0 é a duração de referência (1 segundo). O L_{AE} é um nível sonoro contínuo equivalente referenciado para um segundo. A partir do nível de exposição sonora de cada acontecimento acústico, pode então ser calculado o nível sonoro contínuo equivalente, ponderado em A, para um período total T, cuja expressão para o caso de acontecimentos idênticos (N eventos de igual energia) toma a forma

$$L_{Aeq,T} = L_{AE} + 10 \cdot \log N - 10 \cdot \log \left(\frac{T}{t_0} \right)$$

No que respeita aos indicadores referentes ao ruído de tráfego aéreo, o Task Group 3 da EPA, já propunha, em 1973, a utilização do L_{Aeq} e do indicador composto L_{dn} como os indicadores mais simples e apropriados para a avaliação dos efeitos do ruído e não são de tráfego aéreo. A legislação norte-americana actual baseia-se no indicador composto L_{dn} . O NNI britânico foi substituído em 1990 pelo indicador $L_{Aeq,16h}$. Pelo seu lado, o indicador B (*K-unit*) holandês foi substituído em 1996 pelo indicador L_{den} . Quanto ao nível médio de incomodidade Q (Alemanha) nunca foi muito utilizado (Lambert, 1994), tendo sido substituído em 1971 pelos indicadores $L_{Aeq,16h}$ (diurno) e o $L_{Aeq,8h}$ (período nocturno). O  ndice "isopsophic" francês foi abandonado em 2002, sendo substituído pelo indicador composto L_{den} .

Indicadores compostos

De modo a avaliar o grau de incomodidade das populações numa perspectiva mais alargada (a longo prazo) da relação exposição/impacte, foram introduzidos indicadores compostos. Estes derivam dos indicadores de base (por ex. L_{Aeq}) combinando-os com penalizações variadas consoante os vários períodos das 24 horas do dia.

Um indicador deste tipo é o L_{dn} , *Day-Night Level*. Este é um indicador do ruído ambiente nas 24 horas do dia, baseado no  ndice L_{Aeq} mas que inclui uma penalização de 10 dB no período nocturno. A penalização dos níveis sonoros no período nocturno tenta reflectir o maior inc modo provocado pelo ruído nos seres humanos, durante o período do sono. Este inc modo pode traduzir-se por períodos de vigília intermitentes ou contínuos e por uma maior motilidade (movimentações) durante o sono.

O indicador L_{dn} baseia-se, assim, no valor de L_{Aeq} para o período diurno L_{day} (15 horas entre as 7h00-22h00, nos EUA) e do L_{Aeq} para o período nocturno L_{night} (9 horas entre as 22h00-7h00, nos EUA), com uma penalização de 10 dB. A partir de valores horários do L_{Aeq} ter-se- 

$$L_{dn} = 10 \cdot \log_{10} \frac{1}{24} \left[\sum_{i=1}^{15} 10^{L_{day}/10} + \sum_{i=1}^9 10^{(L_{night} + 10)/10} \right]$$

Originalmente concebido para avaliar o impacte do ruído do tráfego aéreo, este indicador é frequentemente utilizado nos Estados Unidos (FAA 1969, EPA 1972).



O estado da Califórnia tinha adoptado em 1969 o indicador *CNEL* (*Community Noise Equivalent Level*) de modo a avaliar o ruído de tráfego aéreo na vizinhança dos aeroportos. Este indicador difere do L_{dn} pela introdução de valores registados durante o período do entardecer ($L_{evening}$), em complemento aos períodos diurno e nocturno. Os valores registados no período do entardecer sofrem uma penalização de 5 dB.

Assim, o indicador *CNEL* baseia-se no valor do L_{Aeq} para o período diurno, ou seja L_{day} (12 horas entre as 7h00-19h00), do L_{Aeq} para o período do entardecer, ou seja $L_{evening}$ (3 horas entre as 19h00-22h00), com uma penalização de 5 dB e do L_{Aeq} para o período nocturno, ou seja L_{night} (9 horas entre as 22h00-7h00), com uma penalização de 10 dB. A partir de registos horários, ter-se-á

$$CNEL = 10 \cdot \log_{10} \frac{1}{24} \left[\sum_{i=1}^{12} 10^{L_{day}/10} + \sum_{i=1}^3 10^{(L_{evening}+5)/10} + \sum_{i=1}^9 10^{(L_{night}+10)/10} \right]$$

O conceito subjacente à divisão das 24 horas do dia em vários períodos deve-se à observação de que as actividades susceptíveis de gerarem incómodo (principalmente o tráfego devido à circulação de bens, materiais e pessoas) variam ao longo do dia, com uma conseqüente variação dos níveis de ruído registados. Por outro lado, nos períodos do entardecer e nocturno as pessoas encontram-se, em geral, recolhidas nas suas habitações, pelo que a sensibilidade ao ruído é mais elevada (ou a tolerância em relação a fontes de ruído intrusivas é menor).

As definições precisas dos períodos “diurno”, “nocturno” (e “entardecer”) bem como as respectivas sensibilidades ao ruído são difíceis de generalizar. Estas variam conforme os países, dependendo das diferentes sociedades e culturas, bem como de padrões meteorológicos.

A Figura 2 revela que os ritmos das actividades humanas, sobretudo daquelas a que estão associados graus médios de sensibilidade ao ruído, como seja o descanso e o lazer no final do dia (excluindo o período do sono), em dois distintos países da União Europeia (França e Países Baixos) podem ser um pouco variáveis, embora apresentem padrões bastante similares.

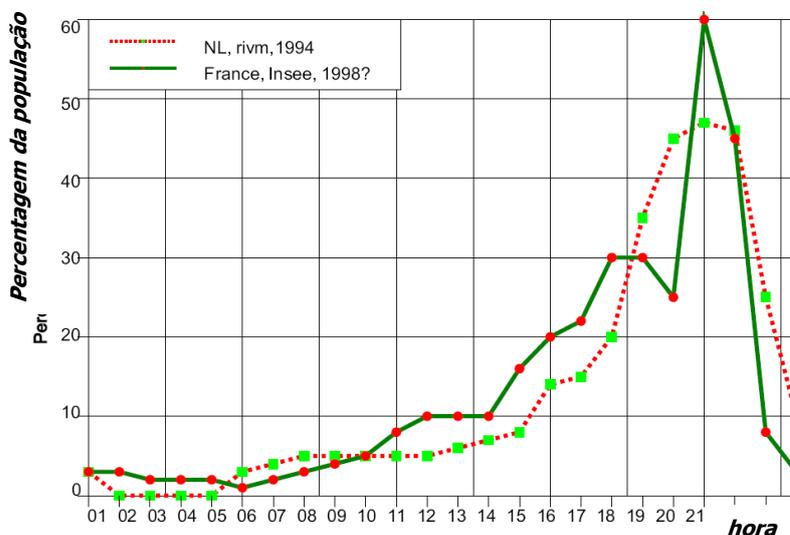


Figura 2. Distribuição da percentagem da população a descansar ou a socializar em casa, ao longo das 24 horas de um dia, nos Países Baixos e em França (Martin van den Berg, 2006).

Esquemas mais completos dos padrões de ritmo de actividade humana podem ser observados na Figura 3, relativa a França, ou na Figura 4, relativa a Portugal (WHO, 2007).

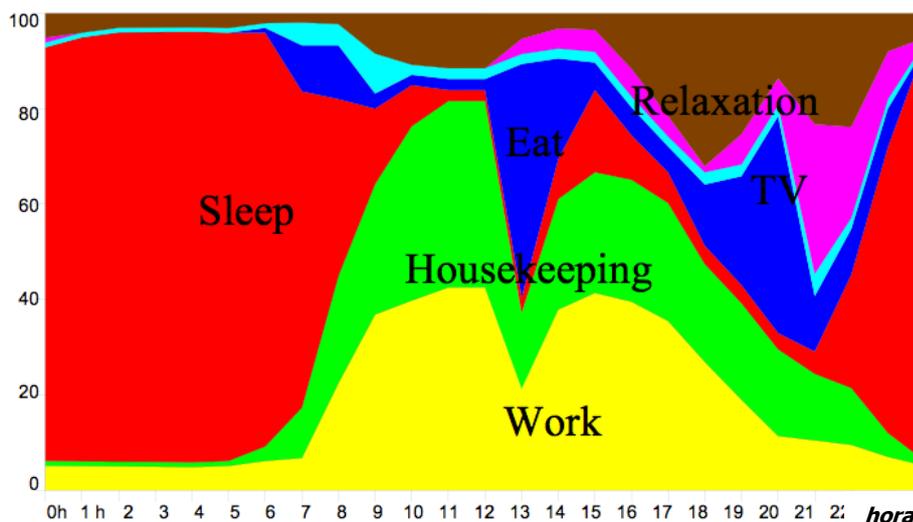


Figura 3. Distribuição das actividades humanas, ao longo das 24 horas de um dia, em França (Martin van den Berg, 2006).

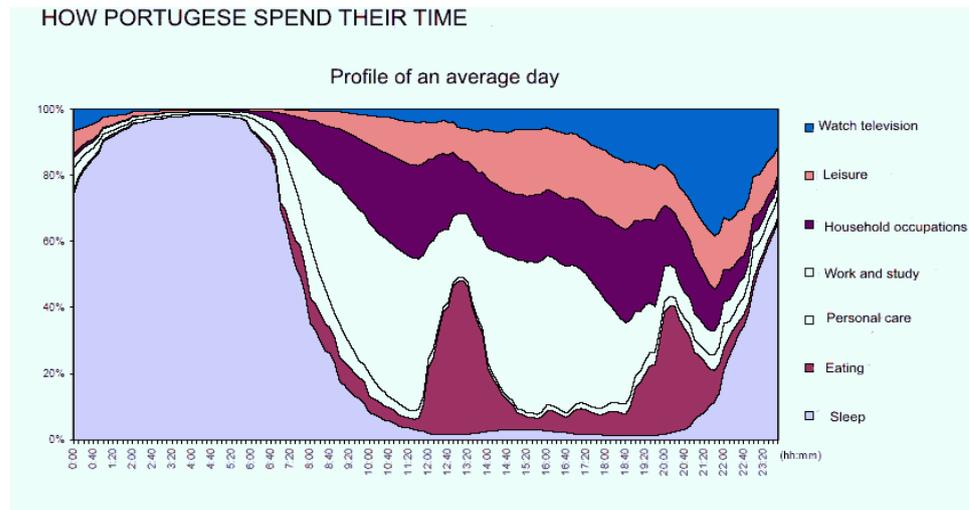


Figura 4. Distribuição das actividades humanas em Portugal, ao longo das 24 horas de um dia, em Portugal (WHO, 2007).

Estes padrões dos ritmos de actividade humana diários, que, com os devidos ajustes, podem ser extrapolados a todo o espaço europeu (*Position Paper on EU noise indicators*, WG1, Comissão Europeia, 2000), parecem estar de acordo com a utilização de um indicador de ru ido ambiente global de 24 horas que integre penalizações dos níveis sonoros nos períodos do entardecer e nocturno, de modo a reflectir a maior sensibilidade ao ru ido sentida pelas populações durante estes períodos. Obviamente, trata-se de um indicador macro destinado a analisar o período do dia como um todo e não eventuais inc modos em períodos do dia específicos.

Em 2002, o Parlamento Europeu aprovou a Directiva 2002/49/EC relativa   avaliação estratégica e gestão do ru ido ambiente (em Portugal, transposta em 2006 para o regime jurídico nacional pelo Decreto-Lei n.é 146/2006 de 31 de Julho). Tendo por base recomendações constantes de vários estudos (Lambert, 1994; Miedema, 2001) elaborados durante os anos precedentes (referentes a ru ido de tráfego rodoviário, aéreo e de equipamentos), esta directiva tinha a intenção expressa de definir uma metodologia comum no que respeita à avaliação, prevenção ou redução da incomodidade, devida ao ru ido, sentida pelas populações dos Estados membros da União Europeia. Entre várias medidas apresentadas, foi proposto o indicador L_{den} em tudo idêntico ao indicador $CNEL$, como o principal indicador do inc modo geral devido ao ru ido gerado pelos vários tipos de tráfego e por actividades industriais. O indicador L_{den} é composto, tal como o $CNEL$, pela média energética nas 24 horas do dia dos níveis de pressão sonora (de longo

termo) diurno L_{day} , entardecer $L_{evening}$ e nocturno L_{night} . Este último é, ainda, considerado, naquela directiva, como um indicador explícito da perturbação do sono das populações, sendo apresentado em conjunto com o indicador composto L_{den} , para efeitos de elaboração dos mapas de ruído.

Estes indicadores de ruído ambiente encontram-se definidos nos artigos 3.  e 5.  e no Anexo I da Directiva 2002/49/CE. Esta directiva estabelece também que L_{day} , $L_{evening}$ e L_{night} devem constituir níveis de ruído de longo prazo nos termos da norma ISO 1996-2 (NP 1730). O indicador L_{den} baseia-se, no valor do L_{day} para o período diurno (12 horas entre as 7h00-19h00), do $L_{evening}$ para o período do entardecer (4 horas entre as 19h00-23h00), com uma penalização de 5 dB e do L_{night} para o período nocturno (8 horas entre as 23h00-7h00), com uma penalização de 10 dB.

Sendo que o Anexo I da Directiva 2002/49/CE autoriza os Estados-Membros a reduzirem o período intermédio de uma ou duas horas, efectuando-se os respectivos ajustes nos outros períodos, obtem-se como fórmula geral:

$$L_{den} = 10 \cdot \log_{10} \frac{1}{24} \left[t_d \cdot 10^{L_{day}/10} + t_e \cdot 10^{(L_{evening}+5)/10} + t_n \cdot 10^{(L_{night}+10)/10} \right]$$

em que:

- t_e é a duração do período intermédio mais curto, sendo que $2 \leq t_e \leq 4$,
- t_d   a duração do período diurno que da  resulta,
- t_n é a duração do período nocturno que da  resulta,
- $t_d + t_e + t_n = 24$ horas.

Segundo Miedema (2001), a relação entre o indicador L_{den} e L_{dn} é dada por

- Tráfego aéreo: $L_{den} = L_{dn} + 0,6$
- Tráfego rodoviário: $L_{den} = L_{dn} + 0,2$
- Tráfego ferroviário: $L_{den} = L_{dn}$

O indicador L_{den} permite avaliar o ruído gerado por fontes sonoras que operam de um modo mais ou menos contínuo durante longos períodos de tempo. Como tal, este indicador é muito útil na avaliação dos efeitos a longo prazo. Além disso, é de



cálculo simples e permite a elaboração de cartas de ruído, úteis na visualização e gestão geral das fontes de ruído mais proeminentes (meios de transporte e indústria).

Este indicador tem a vantagem de considerar, tal como o L_{AeqT} , as contribuições devido a todas as fontes presentes.

Em termos do modelo DPSI-R, já anteriormente descrito: (i) as "Forças de acção" (*Driving Forces*) referem-se ao tráfego existente em importantes infra-estruturas de transporte, (ii) a "Pressão" (*Pressure*) exercida no meio ambiente refere-se ao tipo de emissões sonoras dos vários meios de transporte, (iii) o "Estado" (*State*) do meio ambiente é dado pelos indicadores L_{den} e L_{nr} , (iv) o "Impacte" (*Impact*) refere-se ao inc modo sentido pelas populações (efeitos a longo prazo), (v) a "Resposta" (*Response*) refere-se   aplicação da legislação vigente bem como às restrições e medidas minoradoras preconizadas.

Observe-se, no entanto, que a Directiva 2002/49/CE, que implementa estes indicadores, propõe, correctamente, a utilização de índices adicionais (por ex. L_{AE} / SEL , L_{Amax} ou níveis estatísticos L_{AN}), na medida em que os indicadores considerados para harmonização s  descrevem bem situações de ruído de fontes dominantes (tráfegos de vários tipos) e ruído industrial mais ou menos constante e se destinam a fins de avaliação estratégica. Outros indicadores, ainda, poderão ser necessários para descrever situações em que haja flutuações dos níveis sonoros, eventos mais ou menos isolados, sons com características rítmicas, ou outros.

A transposição da directiva para os diferentes Estados Membros obrigou a uma integração destes indicadores na legislação de todos os países.

4. TRANSPOSIÇÃO DO INDICADOR L_{den}

A experiência europeia

Sendo objectivos da Directiva Europeia 2002/49/CE obter uma visão geral da situação do ruído ambiente no espaço europeu, sobretudo em meios urbanos e na proximidade de infra-estruturas de transporte, bem como criar em cada um dos Estados-Membros mecanismos de avaliação, gestão e redução de ruído, as legislações dos diferentes países tiveram de integrar e se adaptar aos novos indicadores. Esta adaptação implicou, em alguns casos, o ajuste dos valores limite e respectivos critérios de avaliação previamente existentes.

O ajuste dos valores limite dos diferentes indicadores de ruído ambiente pré-existent nas várias legislações dos Estados-Membros da UE aos novos indicadores, resulta, em princípio, da necessidade de manter o mesmo nível de protecção das populações ao ruído. Estes ajustes variam em função do tipo de indicadores já existentes e do tipo de fonte sonora considerada (meios de transporte ou ruído industrial).

A Directiva Europeia 2002/49/CE estipula (Anexo VI) que na informação a enviar para a Comissão Europeia, os valores de L_{den} sejam calculados a partir de 55 dB(A) separadamente para tráfego aéreo, ferroviário e rodoviário bem como ruído industrial. No caso do indicador L_{nr} o valor é de 50 dB(A). Estes valores resultam do reconhecimento de que para níveis sonoros inferiores a fiabilidade dos métodos de cálculo é baixa e a variabilidade do ruído residual, sobretudo devido à influência dos efeitos meteorológicos, é grande, pelo que o erro aumenta enormemente com a diminuição dos valores limite, em termos de cálculo de longo termo.

Por outro lado, índices ou métricas para caracterização do ruído, apenas são relevantes quando relacionados com o grau de incomodidade sentido pelas populações. O incómodo sentido pelas populações correlaciona-se com o nível sonoro através de relações "dose-resposta". Estas fornecem a base para a determinação dos valores numéricos a estabelecer como limite para os diferentes indicadores.



Os aspectos referentes às questões relativas ao grau de incomodidade sentido ou previsto serão tratados mais adiante no presente trabalho. No imediato, apresenta-se uma revisão muito sumária de várias estratégias seguidas por alguns países europeus, como casos exemplares, para de seguida se proceder a uma análise paramétrica dos indicadores L_{den} e L_n à luz da legislação portuguesa.

Nos vários países, a maior parte dos valores limite encontra-se compreendida entre os 45-50 dB(A), para zonas residenciais/sensíveis, e os 65-70 dB(A), para zonas industriais/mistas. O indicador mais comumente utilizado é o $L_{Aeq,T}$ em que T se refere ao ou aos períodos de referência considerados na legislação vigente em cada país. Ao ser adoptada a Directiva Europeia 2002/49/CE, estes correspondem aos períodos diurno, entardecer e nocturno, os quais abrangem as 24 horas do dia.

Legislação Holandesa

A legislação holandesa centrou-se no *Noise Abatement Act* de 1979, o qual se encontrava completamente implementado em 1987. Aqui, o indicador utilizado para o tráfego rodoviário e ferroviário era o L_{Aeq} . Para ambos os tipos de tráfego, contabilizava-se o valor máximo de L_{Aeq} nos períodos diurno, entardecer e nocturno, com penalizações (+5 dB no entardecer e +10 dB no período nocturno) idênticas às do indicador L_{den} (Lambert, 1994). Caso o valor resultante do indicador L_{Aeq} se situasse entre um valor "preferido" e um determinado valor "máximo" (estabelecidos em função dos usos do solo e tipo de infra-estrutura de transporte), deviam obrigatoriamente ser consideradas medidas de redução dos níveis sonoros.

No seguimento da implementação das várias Directivas Europeias, foi aprovado o *Noise Abatement Act* de 2007, no qual o ruído resultante do tráfego rodoviário e ferroviário passou a ser determinado pelo indicador composto L_{den} . De modo a manter a equivalência entre o anterior e o actual indicador, todos os correspondentes valores limite foram reduzidos em 2 dB (Martin van den Berg, comunicação pessoal).

Para avaliação do ruído de tráfego aéreo, era empregue o indicador B (Kosten unit), desenvolvido na Holanda expressamente para avaliar este tipo de ruído. Desde 1996 (*Aviation Act*), este foi substituído pelo indicador L_{den} (Martin van den Berg, comunicação pessoal).

Legislação Italiana

Até 1991, não existia em Itália uma legislação de âmbito nacional referente ao ruído (Lambert, 1994). A partir de 1991, surgiu um conjunto de iniciativas legislativas, de âmbito nacional, referentes ao ruído. Iniciou-se com o *Decreto del Presidente del Consiglio dei Ministri* (D.P.C.M.) de 3 de Março de 1991, o qual fixa limites de exposição sonora ao ruído ambiente utilizando o indicador L_{Aeq} (período diurno e nocturno). A Lei 447/95 "*Legge Quadro sull'inquinamento acustico*", de Outubro de 1995, forneceu um enquadramento legal mais completo, a ser seguido pelas diversas regiões e que incluía o zonamento acústico, planos de monitorização/mitigação e períodos de medida em função do tipo de ruído (tráfego rodoviário, ferroviário e indústria: diurno 06h-22h, nocturno 22h-06h; tráfego aéreo: diurno 06h-23h, nocturno 23h-06h). Segundo o Decreto Ministerial de Outubro de 1995, o ruído de tráfego aéreo é medido utilizando o indicador L_{VA} , com 10 dB de penalização no período nocturno.

Os valores limite de emissão e critérios de qualidade acústica de acordo com o uso dos solos, utilizando o indicador L_{Aeq} (período diurno e nocturno), foram fixados pelo D.P.C.M. de 14 de Novembro de 1997.

Finalmente, o Decreto-Lei D. LGS. Nº194/2005 de Agosto 2005 transpôs a Directiva 2002/49/EC para a legislação italiana. Os diferentes períodos de avaliação até aqui empregues para o indicador L_{Aeq} foram harmonizados e adaptados aos novos indicadores L_{den} e L_{nr} , tendo sido introduzido o período do entardecer. O indicador L_{VA} referente ao ruído de tráfego aéreo foi transposto para os indicadores L_{day} e L_{night} (Licitra, 2007).

Como exemplo das necessárias adaptações de conversão dos valores do indicador L_{Aeq} ao novo indicador L_{den} , o valor do $L_{evening}$ foi estimado experimentalmente, para o caso do tráfego rodoviário, a partir do nível estatístico L_{75} referente aos valores do L_{Aeq} tomados durante o antigo período diurno 06h-22h (Rossi, 2005).

Legislação Espanhola

A Espanha, procedeu à transposição da directiva europeia através da *Ley 37/2003* de 17 de Novembro. Esta foi implementada pelo *REAL DECRETO 1367/2007* de 19 de Outubro.



Na nova lei, é recomendado o indicador L_{den} para a elaboração de cartas de ruído. Os objectivos de qualidade acústica e os valores limite de emissão de infra-estruturas de transporte dados pelos indicadores L_{dr} , L_e e L_n são considerados em separado. Adicionalmente, o indicador L_{Amax} é utilizado para fixar valores máximos de emissão de infra-estruturas ferroviárias e aeroportuárias.

Legislação Francesa

Em França, a "Loi cadre sur le bruit" de 1992 estabelece a base regulamentar. O indicador adoptado é o $L_{Aeq,T}$ (diurno-nocturno) para todos os meios de transporte e indústria, com a excepção do tráfego aéreo. O indicador L_{den} é empregue para o ruído de tráfego aéreo, substituindo, desde 2002, o antigo indicador "Isopsófico" (similar ao NNI).

O Ministério do Equipamento emitiu em 1997 a "Circulaire n°97-110 relative à prise en compte du bruit dans la construction de nouvelles routes ou l'aménagement de routes existantes du réseau national". Aqui, além de serem sintetizados os valores limite definidos em outros elementos legislativos (nomeadamente o decreto n°95-22 de Janeiro de 1995), no que respeita ao tráfego rodoviário, são ainda explicitados os procedimentos de avaliação dos "Trous noirs" e acções de minoração consequentes.

É, ainda, conferida maior ênfase à definição de "zona de ambiente sonoro moderada", instituída no decreto n°95-22 de Janeiro de 1995, e definida como uma zona com vocação residencial, e cujo ruído ambiente já existente é globalmente inferior a 65 dB(A) durante o período diurno e 60 dB(A) no período nocturno. Neste caso, a contribuição sonora máxima de uma nova via de transporte rodoviário, não pode exceder os seguintes valores: $L_{Aeq,6-22h} < 60$ dB(A) e $L_{Aeq,22h-6h} < 55$ dB(A).

No âmbito da Circular 040525 de 25 de Maio 2005, os índices L_{den} e L_n vieram substituir o $L_{Aeq,T}$ no diagnóstico dos "pontos negros" (*Trous noirs*). Estes são definidos como zonas ou edifícios cujos valores limite, medidos em fachada para emissões sonoras de tráfego rodoviário e ferroviário, são ultrapassados. Estão, então, previstos meios de subsídio para o reforço do isolamento acústico das fachadas em questão. De modo a oferecer o mesmo grau de protecção, os valores limite foram reduzidos em cerca de 3 dB, na passagem para os novos índices (Nathalie Furst, comunicação pessoal).

Foi mantida a utilização dos indicadores $L_{Aeq,6-22h}$ e $L_{Aeq,22h-6h}$ no que respeita à avaliação do ruído de tráfego rodoviário e ferroviário.

Legislação Dinamarquesa

Em 2006, a EPA dinamarquesa procedeu à adaptação do indicador $L_{Aeq,24h}$ para o indicador L_{den} no que se refere ao tráfego rodoviário e ferroviário. No caso do tráfego aéreo, já se utilizava desde 1994 o indicador L_{den} . Aqui, é adicionada uma penalização extra de 5 dB para actividades aeronáuticas especiais, caso estas ocorram nos períodos entardecer/nocturno em dias de semana.

O indicador L_{den} é utilizado para todos os procedimentos de avaliação do impacte do ruído. Os correspondentes valores limite, para o tráfego rodoviário e ferroviário, foram aumentados, respectivamente, de 3 e de 4 dB (S ren Rasmussen, comunicação pessoal).

De notar que a legislação dinamarquesa,   semelhança da francesa, subsidia o reforço do isolamento das fachadas das habitações afectadas, caso o valor limite, medido na fachada, ultrapasse os valores fixados.

Legislação Alemã

Na actual legislação alemã de 2006, os indicadores recomendados pela Directiva 2002/49/EC são apenas utilizados para a elaboração de cartas de ruído e na comunicação dos dados relevantes   Comissão Europeia (Matthias Hintzsche, comunicação pessoal).

Para infra-estruturas de transporte, são utilizados os indicadores $L_{Aeq,16h}$ (diurno) e o $L_{Aeq,8h}$ (período nocturno). Os valores limite dependem do uso dos solos, tal como nos casos espanhol, francês e italiano.

Como conclusão da breve análise da experiência europeia na integração dos novos indicadores em algumas regula  o es nacionais, verifica-se que foram, essencialmente, adoptadas duas estratégias alternativas:



1. Os indicadores recomendados pela directiva europeia foram adoptados na legislação, substituindo os anteriores indicadores, com os necessários ajustes aos valores limite; ou
2. Os indicadores recomendados pela directiva europeia são utilizados para a elaboração de cartas de ru ido e para a comunicação de informação com a Comissão Europeia, mas mantendo os indicadores anteriores no que respeita à avaliação do ru ido e   definição dos cr terios objectivos de qualidade acústica.

O caso português

O Regime Legal sobre a Poluição Sonora, aprovado pelo Decreto-Lei n 292/2000 de 14 de Novembro (RLPS), recomendava a utilização dos seguintes indicadores:

- $L_{Aeq,diurno}$: das 7 às 22h00;
- $L_{Aeq,nocturno}$: das 22h00 às 7h00.

O zonamento acústico (ambiente exterior) era determinado, essencialmente, pela voca  o de uso dos solos e compreendia "zonas sensíveis" e "zonas mistas". Os valores limite s o estabelecidos no artigo 4.é como $L_{diurno} \leq 55$ dB(A) e $L_{nocturno} \leq 45$ dB(A), para "zonas sensíveis" e $L_{diurno} \leq 65$ dB(A) e $L_{nocturno} \leq 55$ dB(A) para "zonas mistas". O artigo 8.  do RLPS estabelecia que "a diferença entre o valor do nível sonoro contínuo equivalente, ponderado A, L_{Aeq} do ru ido ambiente determinado durante a ocorr ncia do ru ido particular da actividade ou actividades em avaliação e o valor do nível sonoro contínuo equivalente, ponderado A, L_{Aeq} do ru ido ambiente a que se exclui aquele ru ido ou ru idos particulares, designados por ru ido residual, n o poderá exceder 5 dB(A) no período diurno e 3 dB (A) no período nocturno, consideradas as correcções" correspondentes a características de tonalidade e de impulsividade e de duração da ocorrência do ru ido particular.

A directiva europeia foi transposta para a legislação nacional através do Decreto-Lei n 146/2006 de 31 de Julho, rectificado pela Declaração de Rectificação n.é 58/2006 de 31 de Agosto. A  é definido o indicador L_{den} como caracterizador do inc modo global e o indicador L_n como caracterizador da perturbação do sono. Os períodos de avaliação acústica são estabelecidos da seguinte forma:

- L_d (L_{Aeq} no período diurno, das 07h00 às 20h00),
- L_e (L_{Aeq} no período entardecer, das 20h00 às 23h00),
- L_n (L_{Aeq} no período nocturno, das 23h00 às 07h00).

Sendo que o indicador L_{den} é calculado a partir de

$$L_{den} = 10 \times \log_{10} \frac{1}{24} \left[13 \times 10^{\frac{L_d}{10}} + 3 \times 10^{\frac{L_e+5}{10}} + 8 \times 10^{\frac{L_n+10}{10}} \right]$$

Na sequência, o Regulamento Geral do Ruído é aprovado pelo Decreto-Lei nº 9/2007 de 17 de Janeiro, rectificado pela Declaração de Rectificação nº 18/2007 de 16 de Março e alterado pelo Decreto-Lei nº 278/07 de 1 de Agosto (RGR), basicamente ajustando o anterior RLPS no sentido de o compatibilizar com a integração de alguns aspectos do Decreto-Lei n.º 146/2006. Assim, são adoptados os três períodos de referência definidos em 2006. O critério de incomodidade é rigorosamente mantido, utilizando o índice L_{Aeq} em cada um dos períodos de referência, definindo agora o seu artigo 13º os valores limite de 5 dB no período diurno, de 4 dB no período do entardecer e de 3 dB no período nocturno, para a diferença entre os valores de L_{Aeq} com e sem ruído particular. O zonamento acústico é mantido, apesar do ponto 5 do artigo 11.º permitir aos municípios “estabelecer, em espaços delimitados de zonas sensíveis ou mistas, designadamente em centros históricos, valores inferiores em 5 dB(A) aos fixados”, tendo sido perdida a oportunidade de alargar, em sede de regulamentação nacional, o leque de zonas acústicas em face da diversidade das reais vocações e objectivos funcionais dos usos dos solos bem como das respectivas sensibilidades ao ruído. Os indicadores para definição de zonas são, agora, os novos L_{den} e L_n . Foram mantidos os valores limite da anterior legislação (RLPS) relativos aos indicadores $L_{Aeq,diurno}$ ou $L_{Aeq,nocturno}$ embora sejam consideradas situações especiais relativas à proximidade de algumas tipologias de infra-estruturas de transporte.

Note-se que na legislação anterior (RLPS), os valores limite diferem, entre si, de 10 dB para o período diurno e nocturno, em ambas as zonas consideradas. Tal permite ter em conta a maior sensibilidade ao ruído sentida pelas populações durante estes períodos. Ora, o novo indicador L_{den} já “incorpora” tais considerações, por meio das penalizações adicionadas aos períodos do entardecer e nocturno. Isto implica que a



equivalência dos indicadores $L_{Aeq,diurno}$ e L_{den} apenas se verifica quando a diferença entre os valores de $L_{Aeq,diurno}$ e de $L_{Aeq,nocturno}$ se situa entre os 8-10 dB, ou seja, quando o nível sonoro no período nocturno for cerca de 10 dB inferior ao do período diurno.

O indicador L_{nr} , embora não rigorosamente idêntico em tempo de integração (8 horas em vez das anteriores 9 horas), é semelhante ao $L_{Aeq,nocturno}$. No entanto, no caso em que os valores do $L_{Aeq,1hr}$ referentes à anterior hora "suplementar", sejam 10 dB superiores à hora em que se inicia o período do L_{night} este pode diferir em cerca de 3 dB em relação ao anterior $L_{Aeq,nocturno}$.

Parece, pois, não se verificar uma correspondência exacta de resultados de protecção sonora, na adaptação efectuada, ainda que os objectivos o pudessem ter sido. Ou então, não terá sido objectivo específico a manutenção do grau de protecção sonora, na evolução do RLPS para o RGR.

Impõe-se, deste modo, proceder a um estudo paramétrico da variabilidade dos indicadores presentes nas várias fases da legislação nacional relevante, relacionando-os quer entre si quer com vários tipos de padrões temporais de fontes de ruído. Apresentam-se, seguidamente, análises de vários casos de estudo correspondentes a distintos cenários reais.

5. ESTUDO PARAMÉTRICO DA RELAÇÃO ENTRE L_{den} E L_{diurno}

O factor mais importante no cálculo dos valores dos índices de ruído ambiente de longo prazo consiste na variação dos níveis sonoros ao longo do dia, ou seja, o seu padrão temporal. Este será diferente conforme o tipo de sinal sonoro considerado (tráfego aéreo, rodoviário, ferroviário ou ruído de equipamentos ou de indústria) e consoante o período de referência.

No sentido de se apreciar a influência desta variação temporal, procedeu-se, no âmbito do presente trabalho, à simulação de diversos cenários, ou casos de estudo, em que se considerou, como "unidade", o valor do L_{Aeq} contabilizado para 1 hora. Cada cenário corresponde a uma tipologia de situação real, de que se dão exemplos não exaustivos.

Caso I

Considere-se uma fonte que emite sinal sonoro de forma contínua e estável durante as 24 horas do dia. Num determinado local, regista-se um valor constante de $L_{Aeq,1h} = 50$ dB(A), nos três períodos de referência.

A Figura 5 mostra o gráfico da distribuição temporal correspondente.

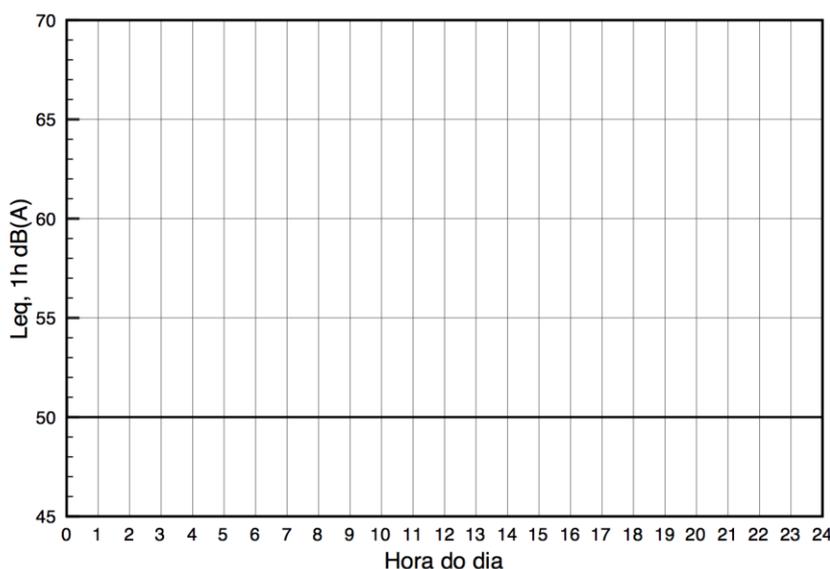


Figura 5. Distribuição temporal dos níveis do $L_{Aeq,1h}$ para o caso de um som contínuo.

Este cenário pode corresponder, na prática, a uma unidade industrial com funcionamento permanente ou a uma via de tráfego rodoviário urbano com fluxo de tráfego regular, quase constante.

Para este ruído contínuo, o valor resultante de L_{den} difere do de L_{diurno} em 6,3 dB, tal como se pode observar na Tabela 1 em baixo. Tal se deve às ponderações aplicadas aos períodos do entardecer e nocturno.

Supondo que se tratava da avaliação acústica deste local integrado numa zona sensível, à luz da legislação nacional anterior, ter-se-ia o valor $L_{nocturno,9h}$ como não conforme, enquanto que à luz da legislação nacional vigente, teríamos ambos os indicadores L_{den} e L_n não conformes².

Tabela 1. Valores dos indicadores de ruído para o Caso I

$L_{diurno,15h}$ dB(A)	$L_{nocturno,9h}$ dB(A)	L_d dB(A)	L_e dB(A)	L_n dB(A)	L_{den} dB(A)
50,0	50,0	50,0	50,0	50,0	56,3

Para se obter a conformidade, neste caso e para uma zona sensível, o nível do L_n deveria ser reduzido em 5 dB (para 45 dB(A)), daí resultando os valores que se podem observar na Tabela 2. Tal indicia que o indicador L_n tem um grande peso no valor total do indicador L_{den} . As eventuais perturbações do sono devidas ao ruído, durante o período nocturno, são razoavelmente "capturadas" pelo indicador L_n .

De notar que a diferença entre o valor de L_n e de $L_{nocturno,9h}$ que se mostra na Tabela 2 se deve aos diferentes tempos de integração dos indicadores, visto que a hora "extra" do indicador $L_{nocturno,9h}$ se encontra, actualmente, inserida no tempo de integração do indicador L_e .

² Nas tabelas deste capítulo, os valores indicativos de situações conformes com os limites legais são representados em azul, enquanto os correspondentes a situações não conformes são representados a vermelho.

Tabela 2. Valores dos indicadores de ruído, agora com redução (5 dB) dos níveis no período nocturno

$L_{diurno,15h}$ dB(A)	$L_{nocturno,9h}$ dB(A)	L_d dB(A)	L_e dB(A)	L_n dB(A)	L_{den} dB(A)
50,0	45,9	50,0	50,0	45,0	53,0

A Figura 6 apresenta a variação paramétrica, de igual valor relativo, dos componentes do indicador L_{den} (L_d , L_e e L_n) versus o valor de L_{diurno} . Como se pode observar, a diferença de 6,3 dB mantém-se, sejam quais forem os níveis considerados.

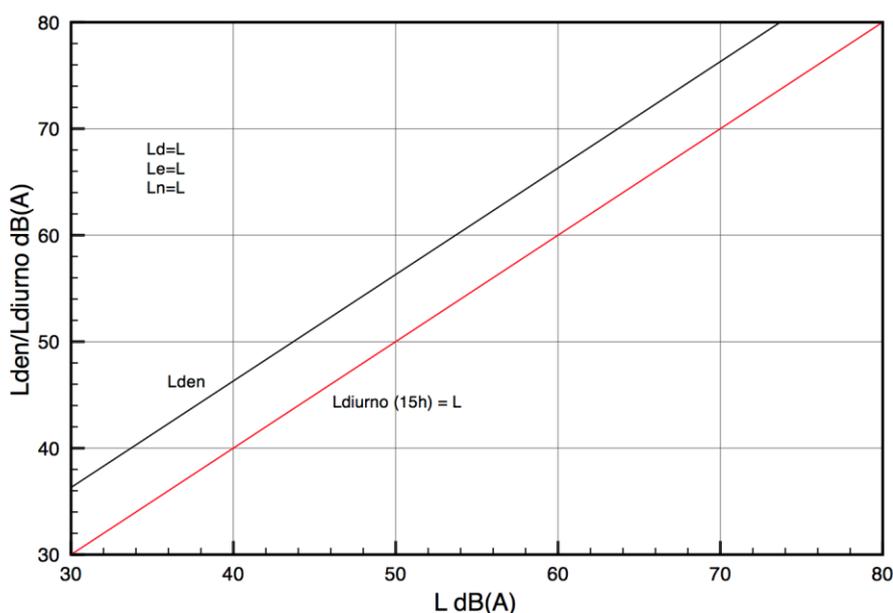


Figura 6. Relação entre os indicadores L_{den} e L_{diurno} para vários níveis sonoros.

Caso II

Neste segundo cenário, considera-se o caso de uma fonte de ruído que apenas gera emissões sonoras durante o período diurno (7h00-20h00).O nível de pressão sonora no período diurno L_d é de 67 dB(A). Nos períodos do entardecer e nocturno, encontram-se valores de 45 dB(A).

A distribuição temporal apresenta a forma que se mostra na Figura 7.

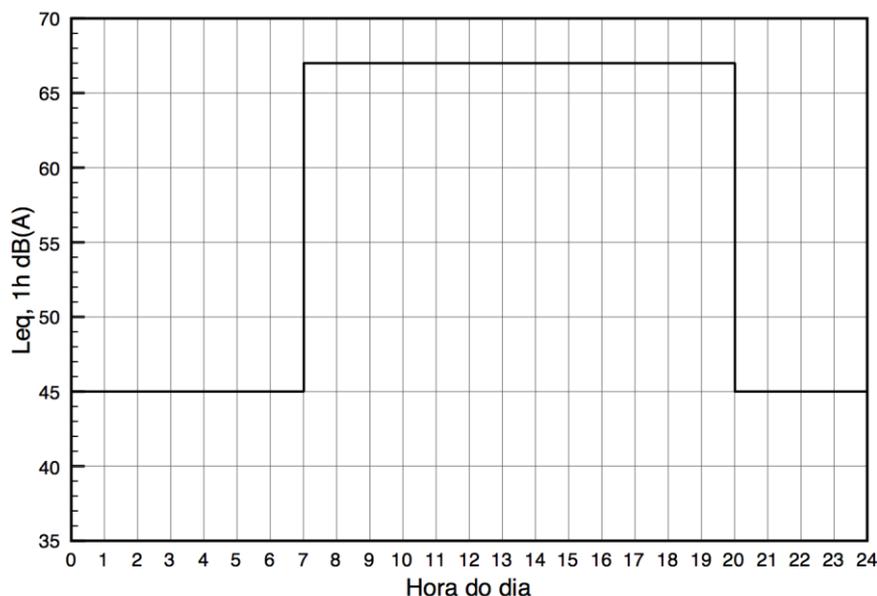


Figura 7. Caso II - distribuição temporal dos níveis de $L_{Aeq,1h}$

Pode considerar-se, como exemplos típicos, uma unidade industrial com funcionamento limitado ao período diurno, ou uma instalação aeroportuária, em que, por razões específicas, não há operações de voo (*curfew*) entre as 20h00 e as 7h00.

Suponha-se que a fonte se encontra situada numa zona mista, conforme classificação da legislação nacional vigente.

Neste caso de estudo, o L_{den} difere do L_{diurno} em -1,9 dB, tal como se pode observar na Tabela 3. Se esta situação fosse referida a uma avaliação para uma zona mista, à luz da legislação nacional vigente, ambos os indicadores L_{den} e L_n revelam uma situação conforme com os limites legais. No entanto, e à luz da legislação anterior, o indicador L_{diurno} indicaria, mais correctamente, uma situação não conforme, o que seria mais consistente com o facto de que o ruído no período diurno ser, neste caso hipotético, relativamente elevado.

No presente cenário, o indicador L_{den} subestima o potencial incómodo sentido pelas populações, em especial no período diurno, não funcionando aqui como um bom indicador global da potencial incomodidade sentida pelas populações.



Tabela 3. Valores dos indicadores de ruído para o Caso II.

$L_{diurno,15h}$ $dB(A)$	$L_{nocturno,9h}$ $dB(A)$	L_d $dB(A)$	L_e $dB(A)$	L_n $dB(A)$	L_{den} $dB(A)$
66,4	45,0	67,0	45,0	45,0	64,5

Repare-se que, caso o ruído se prolongue pelo período do entardecer (mantendo o mesmo nível do período diurno), os valores dos indicadores L_{den} e L_{diurno} se aproximam, fruto do peso dado ao período do entardecer no cálculo do indicador L_{den} . Esta situação é analisada no Caso III.

Caso III

Neste terceiro cenário, considera-se o caso de uma fonte de ruído que gera emissões sonoras durante o período diurno (7h00-20h00) mas, agora, também, durante o período do entardecer (20h00-23h00).

Este cenário tipifica os mesmos exemplos do Caso II, em especial, e mais realisticamente, uma instalação aeroportuária sem operações de voo no período nocturno e com um número limitado no período entardecer ou uma via de acesso rodoviário (a uma zona de serviços ou industrial) com fluxo de tráfego sem expressão no período nocturno.

Admita-se, novamente que o local de avaliação se encontra situado numa zona mista, e que o nível sonoro no período diurno L_d é igual a 67 dB(A). No período entardecer, registam-se níveis em patamares de 60, 55 e 50 dB(A) em cada hora deste período. No período nocturno, observa-se um valor igual a 45 dB(A).

A distribuição temporal dos níveis sonoros apresenta a forma que se mostra na Figura 8.

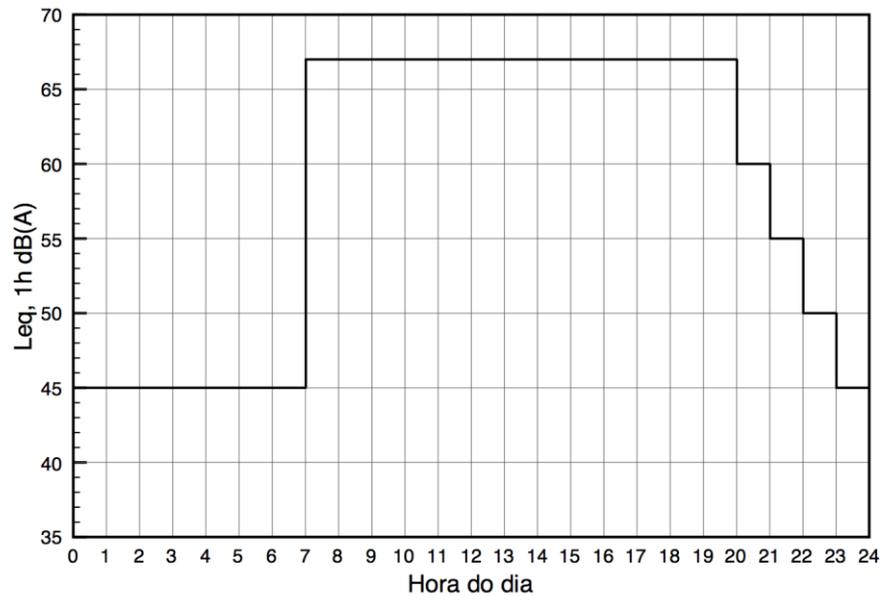


Figura 8. Caso III - distribuição temporal dos níveis de $L_{Aeq, 1h}$

Neste caso, o valor de L_{den} difere do de L_{diurno} em -1,7 dB, tal como se pode observar na Tabela 4. Se esta situação fosse referida a uma avaliação para uma zona mista, à luz da legislação nacional vigente, ambos os indicadores L_{den} e L_n indicariam situação conforme com os limites legais. Novamente, e à luz da legislação anterior, o indicador L_{diurno} estaria não conforme. Torna-se evidente que o incómodo potencial devido à existência de níveis sonoros mais elevados durante o período do entardecer é melhor “capturada” pelos indicadores anteriores, ou seja, pelos indicadores diferenciados por período de referência.

Tabela 4. Valores dos indicadores de ruído para o Caso III.

$L_{diurno, 15h}$ dB(A)	$L_{nocturno, 9h}$ dB(A)	L_d dB(A)	L_e dB(A)	L_n dB(A)	L_{den} dB(A)
66,5	45,9	67,0	56,7	45,0	64,8

Mais uma vez, o indicador L_{den} subestima o potencial incómodo sentido pelas populações (período diurno e entardecer), não funcionando aqui como um bom indicador global da potencial incomodidade sentida pelas populações.



Neste cenário, a utilização dos indicadores L_{dr} , L_e e L_n considerados em separado, permitiria quer uma mais adequada avaliação da incomodidade global sentida pelas populações quer uma melhor orientação das eventuais medidas minoradoras de ruído.



Caso IV

Neste quarto cenário, realça-se a influência do período do entardecer.

Considere-se o caso de uma fonte de ruído que gera emissões sonoras com o idêntico nível durante toda a vigência do período diurno (7h00-20h00) e do período do entardecer (20h00-23h00). O nível de pressão sonora no período diurno L_d e no período entardecer L_e   de 55 dB(A). No período nocturno, regista-se um valor de 45 dB(A).

Suponha-se que a fonte se encontra situada numa zona sensível, à luz da legislação nacional vigente.

Este cenário pode tipificar uma instalação industrial ou uma instalação aeroportuária sem operações de voo apenas no período nocturno, ou uma linha ferroviária com circulação regular,   excepção do período nocturno.

A distribuição temporal apresenta a forma que se esquematiza na Figura 9.

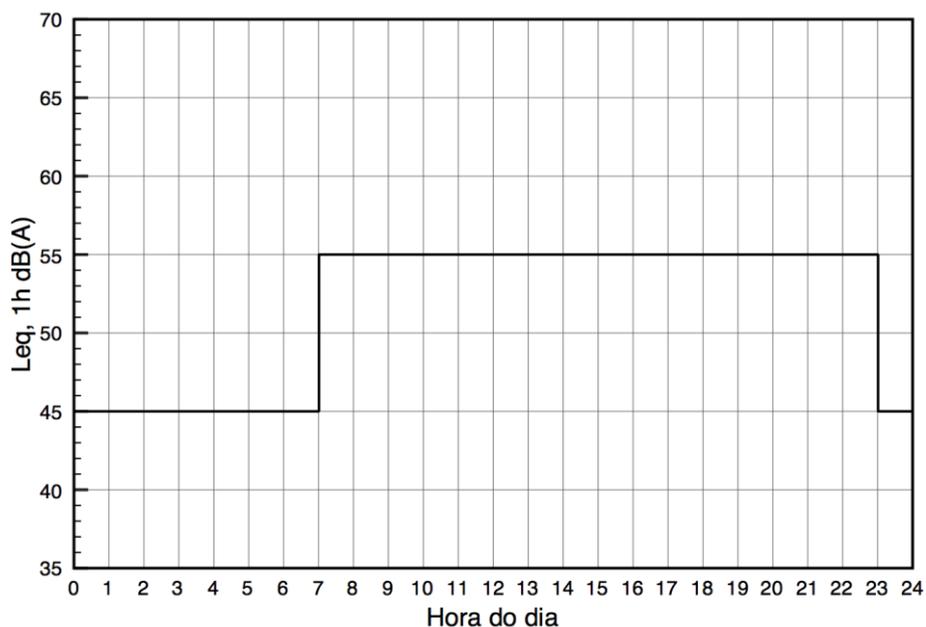


Figura 9. Caso IV - distribuição temporal dos níveis de $L_{Aeq,1h}$

Para este caso, o L_{den} difere do L_{diurno} em 1 dB, tal como se pode observar na Tabela 5. Se esta situação fosse referida a uma avaliação para uma zona sensível, à luz da legislação nacional vigente, o indicador L_{den} estaria não conforme e o indicador L_n conforme. No entanto, e à luz da legislação anterior, o indicador L_{diurno} estaria conforme e o indicador $L_{nocturno,9h}$ não conforme.

Tabela 5. Valores dos indicadores de ruído para o Caso IV.

$L_{diurno,15h}$ dB(A)	$L_{nocturno,9h}$ dB(A)	L_d dB(A)	L_e dB(A)	L_n dB(A)	L_{den} dB(A)
55,0	48,9	55,0	55,0	45,0	56,0

A diferença calculada entre os valores de L_n e de $L_{nocturno,9h}$ deve-se aos diferentes tempos de integração dos indicadores, visto que a hora "extra" do indicador $L_{nocturno,9h}$ se encontra, actualmente, inserida no tempo de integração do indicador L_e .

Para consecui  o dos objectivos de conformidade com as disposições legais, para uma zona sensível e à luz da legislação nacional vigente, o valor do L_{den} poderá ser colocado até 55 dB(A) se o nível sonoro durante o período do entardecer L_e for reduzido em 4 a 5 dB. Esta redução contrabalança, claro está, a majoração aplicada ao nível sonoro do período do entardecer, no cálculo do indicador composto L_{den} . Por aqui se pode observar que a zona de "fronteira" entre o período diurno e nocturno tem alguma importância, à luz dos novos indicadores.

O mesmo efeito no valor do indicador L_{den} poderia ser atingido, neste caso, com uma redução de 2 dB dos níveis sonoros durante ambos os períodos diurno e entardecer. Esta poderia ser, talvez, a solução mais vantajosa do ponto de vista de uma análise custo-benefício, sendo aqui o benefício a salvaguarda das populações. No entanto, a análise e concepção das medidas mais adequadas dependeriam não só das capacidades (técnicas e financeiras) de intervenção na fonte emissora mas, também, e sobretudo, da ocupação e usos do solo em questão e sua sensibilidade ao ruído.

Repare-se que se os indicadores L_d , L_e e L_n fossem considerados em separado, e supondo que eram mantidos idênticos limites $L_d = 55$ dB(A), $L_e = 55$ dB(A) e $L_n = 45$ dB(A), como   o caso da legislação espanhola actual, a situação estaria em conformidade sem prejuízo do eventual inc modo sentido pelas populações. Tal não seria o caso, no entanto, se fossem aplicados distintos valores limite para os diferentes períodos de referência.

Caso V

Um padrão temporal mais realista assume que o ruído não cresce durante os períodos do entardecer e da noite. Mais especificamente, alguns autores (Miedema, 2001), na análise dos padrões temporais t picos de ruído e considerando que as actividades humanas se diferenciam ao longo das 24 horas do dia propuseram o seguinte padrão:

$$L_{Aeq}(07h00-19h00) \geq L_{Aeq}(19h00-20h00) \geq L_{Aeq}(22h00-23h00) \geq L_{Aeq}(23h00-07h00)$$

Aqui, os valores de $L_{Aeq,1h}$ decaem em patamares nas zonas intermédias, o que   t pico de uma variação diurna do ruído de tráfego rodoviário.



No entanto, em infra-estruturas de tráfego rodoviário com um grande volume de veículos, caso das auto-estradas principais, os níveis de ruído observados não apresentam grandes variações ao longo dos diferentes períodos do dia. As diferenças entre os valores dos indicadores L_d e L_n podem ser da ordem dos 3 dB e até inferiores. Tal se deve ao facto de que uma diminuição do volume de tráfego durante o período nocturno é muitas vezes “compensada” por um aumento da velocidade dos veículos em circulação. O resultado é que o ruído global pode não apresentar as variações assumidas em função dos diversos períodos do dia. Note-se que uma redução de 3 dB em relação ao ruído gerado por uma grande infra-estrutura de transporte rodoviário corresponde a uma redução para metade do número de veículos em circulação – assumindo que estes se comportam como fontes sonoras idênticas, o que não é o caso.

Como tal, e de modo a evidenciar o efeito dos pesos relativos aplicados aos vários períodos que entram no cálculo do indicador L_{den} considere-se o caso de uma infra-estrutura de transporte rodoviário que gera emissões sonoras durante os três períodos diurno, entardecer e nocturno. Durante os períodos do entardecer (20h00-23h00) e nocturno (23h00-07h00), o nível sonoro de radiação é inferior em cerca de 3 dB à do período diurno (07h00-20h00).

Suponha-se que, na área de avaliação correspondente a este cenário, o nível sonoro no período diurno L_d é igual a 70 dB(A). Nos períodos de entardecer e nocturno, verifica-se um valor igual a 67 dB(A).

A distribuição temporal dos níveis de pressão sonora apresenta a forma que se mostra na Figura 10.

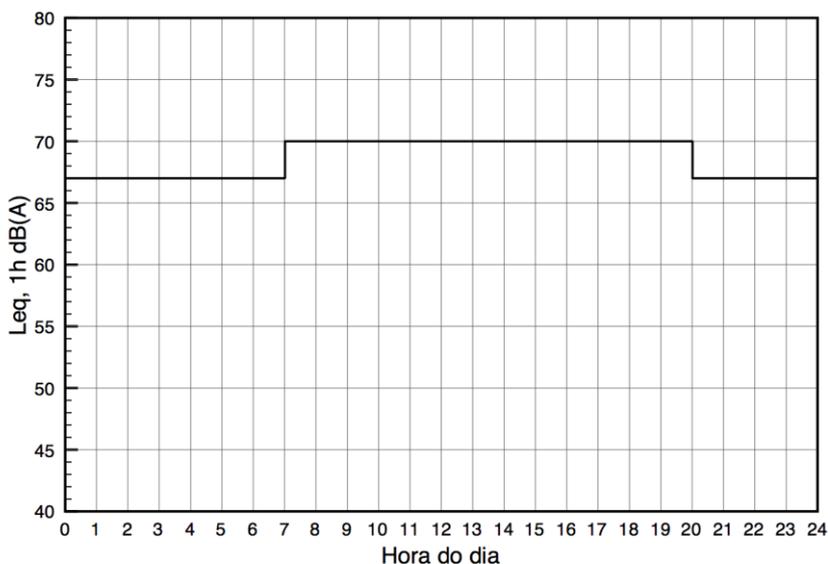


Figura 10. Caso V - distribuição temporal dos níveis de $L_{Aeq,1h}$

Para este caso, o valor de L_{den} difere do de L_{diurno} em 4,1 dB, tal como se pode observar na Tabela 6.

Tanto à luz da legislação nacional vigente, como em relação à legislação anterior todos os indicadores se encontram, evidentemente, em desrespeito pelos limites legais. É, também, notório que qualquer indicador aponta correctamente que estamos perante um problema grave de poluição sonora.

No entanto, e devido às ponderações utilizadas no seu cálculo, o valor do indicador L_{den} é superior ao do indicador L_{diurno} estipulado na anterior legislação.

Tabela 6. Valores dos vários indicadores para o caso V.

$L_{diurno,15h}$ dB(A)	$L_{nocturno,9h}$ dB(A)	L_d dB(A)	L_e dB(A)	L_n dB(A)	L_{den} dB(A)
69,7	67,0	70,0	67,0	67,0	73,8



De facto, visto ser reduzida a diferença entre os valores dos níveis observados no período diurno e nocturno, o ruído é considerado como quasi contínuo, do “ponto de vista” do indicador L_{den} . Sempre que a diferença entre os valores observados para o período diurno e nocturno é reduzida, o indicador L_{den} tende a apresentar valores superiores em relação ao indicador L_{diurno} .

O problema ocorre quando se equaciona a minoração dos eventuais impactes no ambiente sonoro. Os custos correspondentes a diminuir 5 dB (de 70 para 65 dB(A)) ou 8 dB (de 74 para 65 dB(A)) podem ser muito distintos. Sendo que cada dB de redução tem um custo associado, e sendo este custo cada vez mais elevado à medida que o intervalo de protecção sonora ou o valor de base aumenta, uma maior ou menor penalização pode significar a diferença entre a adopção de medidas minoradoras eficazes ou o adiar ou ignorar da situação, por dificuldades técnicas ou financeiras.

Também este cenário ficaria completamente diagnosticado e avaliado se fossem considerados em separado os indicadores L_{dr} , L_e e L_n .

Análise conclusiva

Como resumo conclusivo, e no intuito de sistematizar as variações observadas, foi efectuado um estudo analítico da relação da diferença entre os valores de L_{den} e de L_{diurno} (alvo da apreciação dos impactes resultantes da manutenção ou alteração dos valores limite) em função da diferença entre os valores de L_{diurno} e de $L_{nocturno}$ conforme definidos no RLPS.

A Figura 11 mostra a curva da função resultante.

Os resultados dos estudos preliminares, efectuados em Itália no ano de 2005, com vista a avaliar as necessárias adaptações de conversão dos valores do indicador L_{Aeq} no novo indicador L_{den} , no que respeita ao tráfego rodoviário, chegaram a conclusões similares (Licitra, 2007).

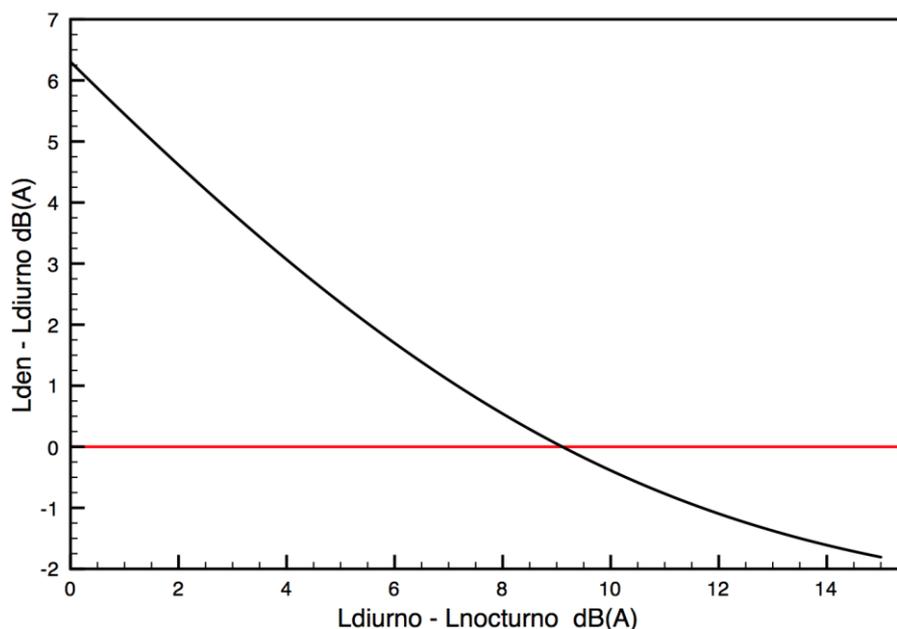


Figura 11. Relação da diferença entre L_{den} e L_{diurno} , em função dos níveis relativos do período diurno e nocturno.

A partir das análises anteriores bem como da observação do gráfico anterior pode chegar-se a algumas conclusões claras.

A primeira conclusão resulta da diferença entre os valores de L_{den} e de L_{diurno} . Esta apresenta um valor de 6,3 dB no caso da diferença entre L_{diurno} e $L_{nocturno}$ ser nula, ou seja, o ruído é contínuo ao longo das 24 horas do dia.

No caso da diferença entre L_{diurno} e $L_{nocturno}$ se situar entre os 2 e 6 dB, o valor do indicador L_{den} é de cerca de 5 a 2 dB superior ao do indicador L_{diurno} . Como exemplo, um ruído cujos níveis sonoros observados não apresentem grandes variações ao longo dos vários períodos do dia, como é o caso de determinadas infra-estruturas de transporte rodoviário com elevado volume de tráfego.

Em ambos os casos, os valores do indicador L_{den} tendem a ser majorados em relação ao indicador L_{diurno} . Assim, no caso de um ruído de tipo contínuo, o valor do L_{den} é sempre 6,3 dB superior ao do indicador L_{diurno} , para a mesma situação. Tal é devido aos pesos ou ponderações incluídas no cálculo do indicador L_{den} .

Caso a diferença entre L_{diurno} e $L_{nocturno}$ seja da ordem dos 8-10 dB, os valores do L_{den} e L_{diurno} são praticamente iguais. Nesta situação, os padrões temporais aproximam-



se das assunções subjacentes ao indicador L_{den} . Nomeadamente, concretiza-se um padrão temporal mais realista em que o ruído decresce durante os períodos do entardecer e da noite. Esta redução contrabalança, claro está, a majoração aplicada ao nível sonoro do período do entardecer e nocturno, no cálculo do indicador composto L_{den} , aproximando-o, em termos de desempenho, do indicador $L_{diurno15h}$ mais “simples”.

Se a diferença entre os valores de L_{diurno} e $L_{nocturno}$ for superior a 10 dB, o valor do indicador L_{den} pode ser inferior ao do indicador L_{diurno} em cerca de 2 dB. Como exemplo, considere-se ruídos que só se encontrem presentes durante o período diurno e que ultrapassem em mais de 10 dB os níveis observados durante o período nocturno. Nesta situação, o indicador L_{den} subestima o potencial incómodo sentido pelas populações, em especial no período diurno. É o caso de ruído na vizinhança de instalações aeroportuárias em que a regulamentação limita severamente o número de voos nocturnos (*night curfew*).

Seria, então, mais interessante e adequado a utilização dos indicadores diferenciados L_d , L_e e L_n , com os correspondentes valores limites, igualmente diferenciados nos distintos períodos de referência.

Finalmente, devido aos pesos incluídos no cálculo do indicador composto L_{den} resulta que o valor do L_n contribui decisivamente para o valor final do L_{den} . Este indicador composto, ao “amalgamar” toda a informação referente ao período das 24 horas, não permite a apreciação independente facultada pelos anteriores indicadores $L_{diurno,15h}$ e $L_{nocturno,9h}$. De facto, perde-se uma certa flexibilidade na implementação de medidas minoradoras, pois o indicador L_{den} é interdependente em relação ao indicador L_n pelo que uma acção neste afectará o outro.

Assim, a apreciação “real” de um determinado ambiente sonoro é, por vezes, difícil de transcrever em termos de indicadores com integração temporal, pois estes negligenciam características importantes tais como a história temporal ou ritmos acústicos (Beaumont, 2004).

Parece, no entanto, existir um grande consenso que vem dos anos 90 (Crocker, 1998; Lambert, 1994) em que tanto o indicador $L_{Aeq,T}$ como o indicador L_{den} são descritores práticos e, como tal, muito aceitáveis no que respeita à avaliação do ruído produzido pelos vários meios de transporte.



Também tão importante como a escolha do indicador é a especificação dos valores limite considerados como representativos dos vários graus de inc modo. Se os valores são demasiado elevados, pode estar a subestimar-se o grau de inc modo e não providenciar um ambiente acusticamente aceitável. Se os valores são demasiado baixos, pode resultar numa penalização excessiva e cujas consequentes medidas minoradoras sejam ou demasiado onerosas e, como tal, poder comprometer a incorporação de tais medidas no projecto, ou exigir tecnologias complexas.

A integração harmoniosa das necessárias medidas de protecção sonora passa pela razoabilidade dos valores limite que terá em conta múltiplos factores que incluirão o grau de protecção acústica, os custos relativos das soluções, as tecnologias disponíveis e a aceitação das soluções por parte das populações.



6. CORRELAÇÃO RUÍDO-INCOMODIDADE

Modelos

Conforme exposto atrás, um indicador físico-matemático para o ruído apenas é relevante quando se correlaciona bem com o grau de incomodidade sentido pelas populações.

O grau de incómodo percebido pelas populações é relacionado com o nível sonoro através de relações "dose-resposta". Estas relações têm sido desenvolvidas nos últimos 50 anos e são estabelecidas a partir de análises dos dados recolhidos por meio de estudos sobre as atitudes das populações, sob a forma de questionários (*survey analysis*).

Embora as populações estejam expostas a diversas fontes de ruído, a incidência dos estudos centrou-se originalmente no ruído específico gerado pelos meios de transporte, em especial o tráfego aéreo. No caso do ruído gerado por fontes específicas (tráfego dos vários modos de transporte), a prática corrente consiste em utilizar um modelo matemático da distribuição da incomodidade que melhor se ajuste às medições *in-situ* disponíveis, obtidos sob a forma dos indicadores L_{dn} ou L_{den} (Miedema, 2001).

Para avaliar o incómodo global das populações, e tomando em consideração a contribuição de todas as fontes relevantes, a exposição total ao ruído é descrita por uma métrica D_t a qual combina a contribuição das exposições às várias fontes D_s (Miedema, 2002). Esta exposição total ou global D_t é, em geral, definida em termos das métricas (L_{dn} ou L_{den} , por exemplo) que quantificam a exposição às várias fontes individuais D_s (por ex. tráfego aéreo, ferroviário e rodoviário). A aplicação da mesma métrica empregue para as fontes individuais à exposição total D_t é apelidada de "hipótese de igual energia" ou "modelo de soma energética" (Miedema, 2002; Verkeyn, 2004).

Esta quantificação da exposição em termos de L_{dn} ou L_{den} com o fito de prever o grau de incomodidade, implica a assunção de que um indivíduo é incomodado em igual grau quer por um pequeno número de eventos muito ruidosos, quer por um grande número de eventos pouco ruidosos ou com maior duração. Assim, o valor de

L_{dn} ou L_{den} da exposição total D_t dará uma indicação consistente do grau de incomodidade global devido a essa exposição.

Este modelo de base começa por calcular a exposição total D_t a partir da "soma energética" das várias exposições devidas às várias fontes D_s

$$D_t = 10 \cdot \log_{10} \sum_{s=1}^S 10^{\frac{D_s}{10}}$$

A incomodidade total A vem, então, dada por uma relação dose-resposta do tipo

$$A = h(D_t)$$

em que h é uma função dose-resposta que relaciona a incomodidade total A com a exposição total D_t .

No entanto, e segundo Miedema (2002), este modelo sofre de alguns problemas na sua aplicabilidade pois não tem em conta as potenciais diferenças, em termo de incómodo, entre os diversos tipos de tráfego. Como tal, foram propostas outras variantes deste modelo de base, as quais permitem uma melhor apreciação destas diferenças, tais como o *summation and inhibition model*, *annoyance equivalent model*, *dominance model* (Verkeyn, 2004).

Na variante apelidada de *summation and inhibition model*, a incomodidade total é estimada adicionando um factor de correcção E à exposição total D_t

$$A = h(D_t + E)$$

O factor de correcção E depende das diferenças entre os níveis de exposição sonora das fontes que provocam iguais respostas de incomodidade.

No caso do *dominance model*, a incomodidade total é igual ao máximo da incomodidade das fontes sonoras em questão

$$A = \max_i [h_i(D_{si})]$$

em que h_i é a função dose-resposta para a fonte D_{si} .



A fonte que causa a maior incomodidade   apelidada de fonte dominante.

Este modelo implica que a incomodidade total é sempre igual ao maior inc modo gerado por uma fonte individual, enquanto que o modelo de soma energética implica que a incomodidade total é igual ou maior do que o maior inc modo gerado por uma fonte individual.

No caso do *annoyance equivalent model*, o nível total de exposição ao ruído é dado por

$$D_t = 10 \cdot \log_{10} \sum_i 10^{0,1 \times h_{ref}^{-1} \circ h_i(D_{si})}$$

em que h_i é a função dose-resposta para a fonte D_{si} e h_{ref}^{-1} é o inverso dessa mesma função, agora para uma fonte de referência. Assim, a função composta $h_{ref}^{-1} \circ h_i$ transforma o nível de exposição da fonte D_{si} (dado, por exemplo, pelo indicador L_{den}) no nível de incomodidade equivalente da fonte de referência (Miedema, 2002). Este modelo, em vez de somar directamente a energia sonora das várias fontes, efectua primeiro uma transformação da energia das fontes individuais em termos do nível de incomodidade equivalente da fonte de referência, procedendo em seguida   soma destes valores transformados.

A incomodidade total é dada pelo valor da função dose-resposta h_{ref} (para a fonte de referência) em relação ao nível de exposição total D_t

$$A = h_{ref}(D_t)$$

Estes modelos tentam, assim, ter em consideração a acumulação da incomodidade devido a diversas fontes sonoras combinadas (Miedema, 2002). Para tal, dependem de um determinado modelo h da dose-resposta que efectua o "mapeamento" entre a exposição total e a incomodidade. São por isso apelidados de modelos psicofísicos (Verkeyn, 2004).

Caso se pretenda ter em conta outros aspectos da percepção humana, como o fen meno do mascaramento, têm de ser elaborados modelos ditos perceptuais. No entanto, será preciso ter em conta que a percepção qualitativa de um som ou de uma determinada paisagem sonora como ruidosa e inc moda depende de vários



factores extra-acústicos (atitudes individuais e sociais, grau de desenvolvimento da sociedade, estilos de vida, cultura pessoal e/ou dominante, por exemplo).



Dose-resposta: contexto e actualidade

As relações exposição-impacte (dose-resposta), apesar das suas limitações em termos de precisão, são essenciais para a determinação dos valores limite a serem transpostos para o corpo legislativo. Em termos práticos, não se pretende modelar o inc modo sentido por um indivíduo mas antes a incomodidade sentida por uma comunidade. Poder prever a percentagem de indivíduos incomodados, numa dada comunidade, em função de um descritor do ruído (L_{den} por exemplo)  , obviamente, um instrumento de gestão e planeamento muito útil.

Um dos primeiros estudos que tentou correlacionar a reacção de uma comunidade em relação ao ruído foi efectuada pela EPA norte-americana entre 1971-1974. Foram compiladas inúmeras medições de vários tipos de ruído, utilizando o indicador *CNEL* (em tudo semelhante ao indicador L_{den}). Aos valores resultantes do *CNEL*, foram aplicadas várias correcções (em dB) que tinham em conta a época do ano dos registos, a familiarização dos indivíduos com os ruídos em causa, a existência de componentes tonais ou impulsivas, o tipo e magnitude do ruído residual.

Esta estratégia de aplicação de correcções aos índices e métricas utilizada para a avaliação da incomodidade, foi posteriormente adoptada pela maior parte das legislações, sendo actualmente de aplicação comum (Norma ISO 1996-1:2003).

A partir dos valores "normalizados" do *CNEL*, e no sentido de reduzir a dispersão dos valores obtidos, a EPA produziu o gráfico que se reproduz na Figura 12.

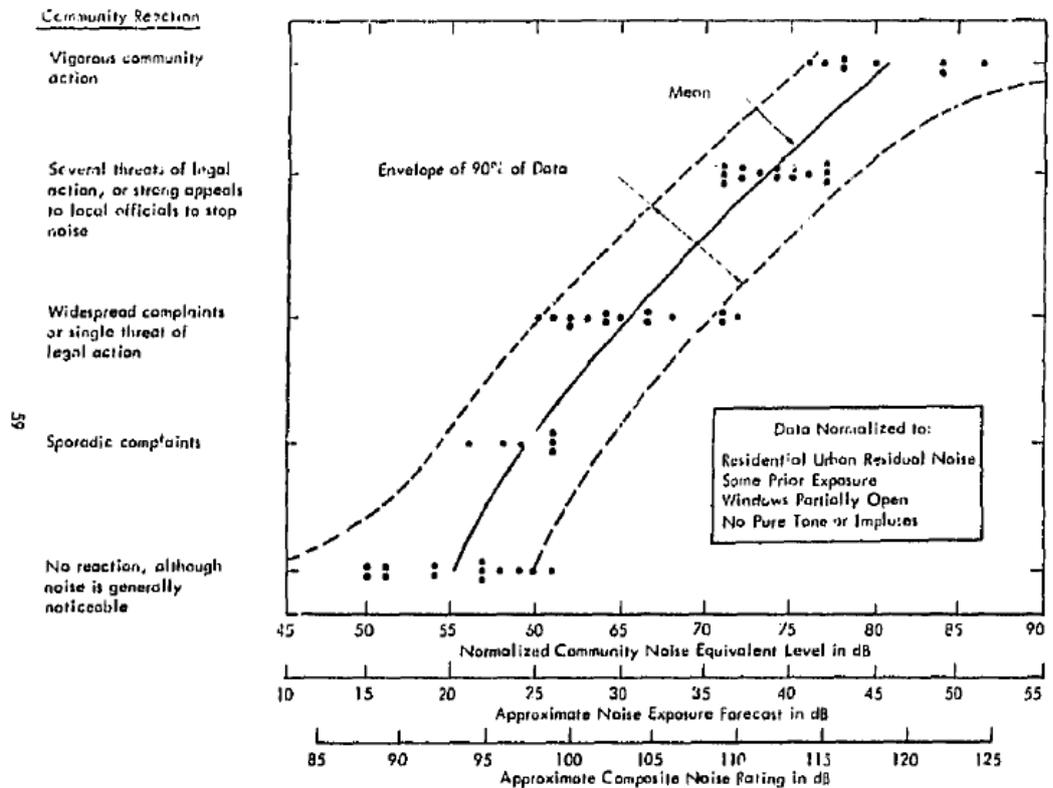


Figura 12. Reacção da comunidade em relação a ruídos intrusivos e em função do indicador CNEL (EPA-US, 1971).

Deste gráfico se conclui que a resposta “sem reacção” ou “pouco incomodados” se situa para valores do indicador *CNEL* abaixo dos 45-55 dB, sendo que para valores superiores a 55-60 dB começam a surgir queixas generalizadas, com as reacções mais enérgicas a serem esperadas a partir dos 60-65 dB.

Neste estudo de 1971, o valor do ruído ambiente diurno residual é dado pelo indicador estatístico L_{90} . A diferença entre os valores dados pelo *CNEL*, correspondentes à resposta “pouco incomodados”, e os valores de L_{90} era de aproximadamente igual a 7 dB ao longo do estudo. Logo, os autores (Wyle Lab./EPA) concluem que se a diferença entre o valor de *CNEL* (do ruído intrusivo) e o valor de L_{90} for inferior ou igual a 7 dB, não são esperadas queixas. Para valores superiores, a reacção esperada da comunidade torna-se cada vez mais incisiva, com queixas generalizadas a surgirem quando a diferença for superior a 17 dB. Isto

corresponde à passagem do valor do *CNEL* da ordem de 50 dB (“pouco incomodados”) para um valor superior a 60 dB (queixas generalizadas).

Os autores deste estudo consideraram que a relação entre o *CNEL* e a reacção das comunidades poderia funcionar como um instrumento útil na avaliação do impacte de ruído intrusivo nas populações. A utilização da diferença entre os valores de *CNEL* e de L_{90} , para obter um tipo de quantificação da possível incomodidade relativa a ruídos intrusivos (que se “destacam” do ruído residual), também pode ser considerada como um dos primeiros critérios de incomodidade, apesar da comparação entre indicadores de natureza diferente (energéticos e estatísticos).

Refira-se, como uma referência também histórica, que o critério de incomodidade estipulado na primeira versão legislativa do RGR português (Decreto-Lei nº251/87), preconizava que a diferença entre o L_{Aeq} (ruído particular) e o indicador estatístico L_{95} (ruído residual) deveria ser ≤ 10 dB(A). Este critério foi revisto durante os anos 90 e na alteração ao RGR efectuada pelo Decreto-Lei nº292/2000 o ruído residual passou ser caracterizado pelo L_{Aeq} . A diferença entre os valores dos níveis (energia) do ruído particular (corrigido) e do ruído residual passou a não poder ultrapassar 5 dB (dia) e 3 dB (noite).

Uma alteração de 3 dB é considerada como subjectivamente perceptível e uma alteração de 5 dB é claramente perceptível. Esta formulação do critério de incomodidade é, com algumas diferenças de pormenor, a mais utilizada nas várias legislações internacionais sobre ruído ambiente.

A incomodidade pode ser interpretada como o resultado comportamental de um indivíduo ou grupo de indivíduos em reacção a uma alteração sentida como perniciosa. Esta alteração (no caso, uma nova fonte de ruído) é tornada consciente, a nível individual, por alterações no sistema homeostático humano. Por outro lado, a nossa sensação percebida da intensidade sonora (“loudness”) encontra-se relacionada com a energia da fonte sonora. Faz assim todo o sentido que, na avaliação da incomodidade, os critérios a utilizar empreguem indicadores energéticos, tal como é o caso do L_{Aeq} . Estes quantificam a energia sonora “acumulada” pelos seres humanos, devido aos eventos sonoros e de uma maneira independente da distribuição temporal da ocorrência dos mesmos.



Num estudo pioneiro da relação entre níveis sonoros, métricas e incomodidade das populações, Schultz (1978) demonstrou que os resultados de inquéritos efectuados acerca dos efeitos do ruído de tráfego aéreo e rodoviário podiam ser interpretados e resumidos numa relação quantitativa de dose-resposta. O modelo semi-empírico, por ele obtido, relaciona a percentagem de pessoas "muito incomodadas" (%HA) por vários tipos de ruído, com o indicador L_{dn} através de um "best-fit" com o recurso a polinómios de terceira ordem.

Uma simples equação cúbica fornece a base empírica para a previsão da prevalência do incómodo devido ao ruído numa comunidade:

$$\%(HA) \text{ muito incomodados} = 0,00047(L_{dn})^3 - 0,0401(L_{dn})^2 + 0,8553(L_{dn}).$$

Esta equação só é válida para valores de L_{dn} dentro da gama $45 \text{ dB} < L_{dn} < 85 \text{ dB}$.

Em 1991, Fidell et al. refizeram a análise, eliminando inconsistências dos vários estudos considerados, tendo produzido, em 1992, para a agência norte-americana FICOM a seguinte função da relação dose-resposta (Fidell, 2003):

$$\%(HA) \text{ muito incomodados} = \frac{100}{1 + e^{11,3 - 0,141 \cdot L_{dn}}}$$

Ambas as funções se encontram ilustradas na Figura 13.

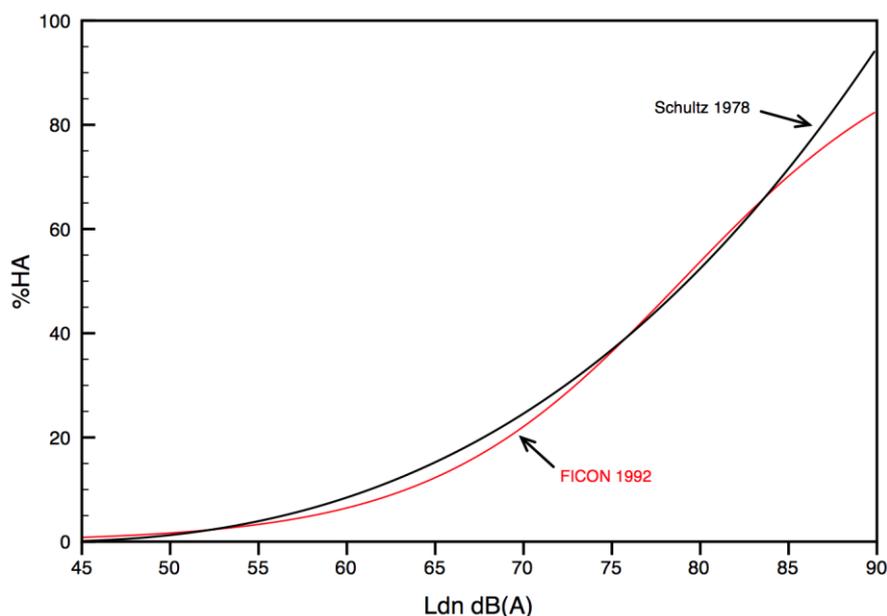


Figura 13. Curvas da relação dose-efeito entre a percentagem de pessoas muito incomodadas e o indicador L_{dn} .

A metodologia seguida por estes estudos serviu de base a quase todos os outros estudos posteriores. Um aspecto importante a considerar refere-se à decisão dos pontos extremos (100% - 0% de população muito incomodada). De facto, a percentagem de "muito incomodados" dada por este tipo de funções depende dos valores do indicador em causa assumidos para 0% e 100% (Schomer, 2005).

Assim, se for assumida uma percentagem de 0% de "muito incomodados" para um valor de L_{dn} de 40 dB e uma percentagem de 100% de "muito incomodados" para um valor de L_{dn} de 120 dB, teremos, para um valor de L_{den} de 65 dB, um incómodo resultante inferior em relação ao caso de termos considerado como extremos um valor de 20 dB para o L_{dn} (0%) e um valor de 90 dB para o L_{dn} (100%), isto para o mesmo valor de L_{den} de 65 dB. Um estudo mais detalhado da influência destes "pontos de corte" (*cut-off points*) foi apresentado por Miedema (2001).

Recentemente, e em função dos resultados do *Working Group 2 on Dose-Effect* (2002) da União Europeia referente às relações dose-resposta entre o ruído gerado por meios de transporte e a incomodidade, foram adoptadas as funções estabelecidas por Miedema (2001).



Aqui, são relacionadas as métricas indicativas da exposição ao ruído (L_{dn} e L_{den}) com incomodidade, para o ruído devido ao tráfego aéreo, ferroviário e rodoviário, tendo sido estabelecidos os respectivos intervalos de confiança. Foram calculados modelos para a percentagem de “muito incomodados” (%HA), “incomodados” (%A) e “pouco incomodados” (%LA) para o ruído gerado pelos vários meios de transporte. Os modelos de exposição-resposta assumem uma relação linear entre a incomodidade global e o índice considerado. A incomodidade global apresenta duas componentes – uma que é função do valor do indicador L_{den} e uma outra componente aleatória (Miedema, 2001).

As relações obtidas, para o caso do ruído de tráfego rodoviário e para o indicador L_{den} são apresentadas de seguida, a título de exemplo

$$\%(HA) = 9,868 \times 10^{-4} (L_{den} - 42)^3 - 1,436 \times 10^{-2} (L_{den} - 42)^2 + 0,5118 (L_{den} - 42)$$

$$\%(A) = 1,795 \times 10^{-4} (L_{den} - 37)^3 + 2,110 \times 10^{-2} (L_{den} - 37)^2 + 0,5353 (L_{den} - 37)$$

$$\%(LA) = -6,235 \times 10^{-4} (L_{den} - 32)^3 + 5,509 \times 10^{-2} (L_{den} - 32)^2 + 0,6693 (L_{den} - 32)$$

Na Figura 14 são apresentados os gráficos destas funções. Nesta figura, são, também, assinalados os valores limite estipulados na legislação nacional vigente para o indicador L_{den} e em função do zonamento acústico (misto ou sensível).

A percentagem de população “pouco incomodada” funciona, por assim dizer, como o incómodo de “fundo”.

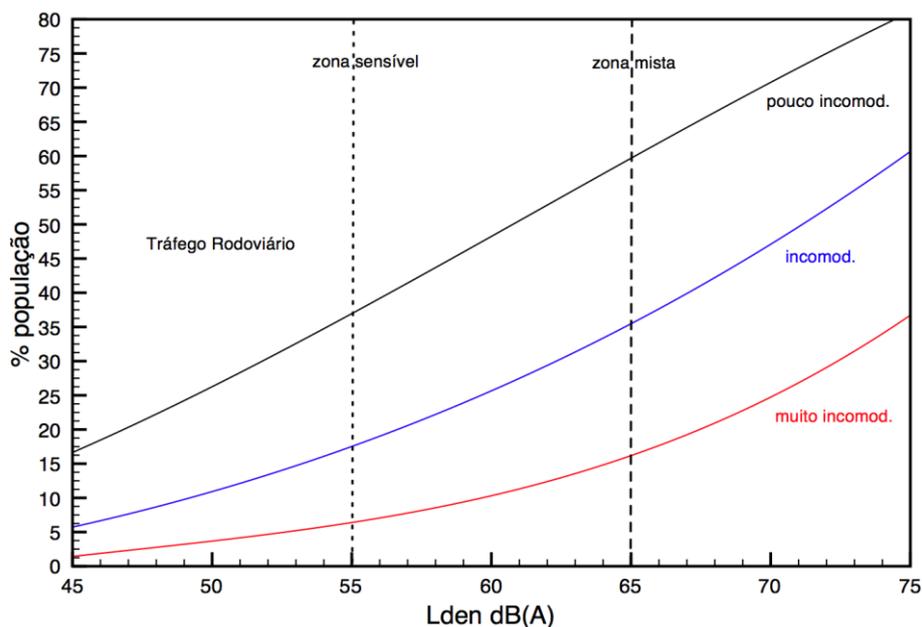


Figura 14. Curvas resultantes do modelo de incomodidade para tráfego rodoviário (Miedema, 2001).

O gráfico que se apresenta na Figura 15 ilustra a percentagem de indivíduos “muito incomodados”, no que respeita ao ruído do tráfego aéreo, rodoviário e ferroviário. São novamente assinalados os valores limite previstos na legislação nacional vigente para o indicador L_{den} e em função do zonamento (zona mista ou sensível)

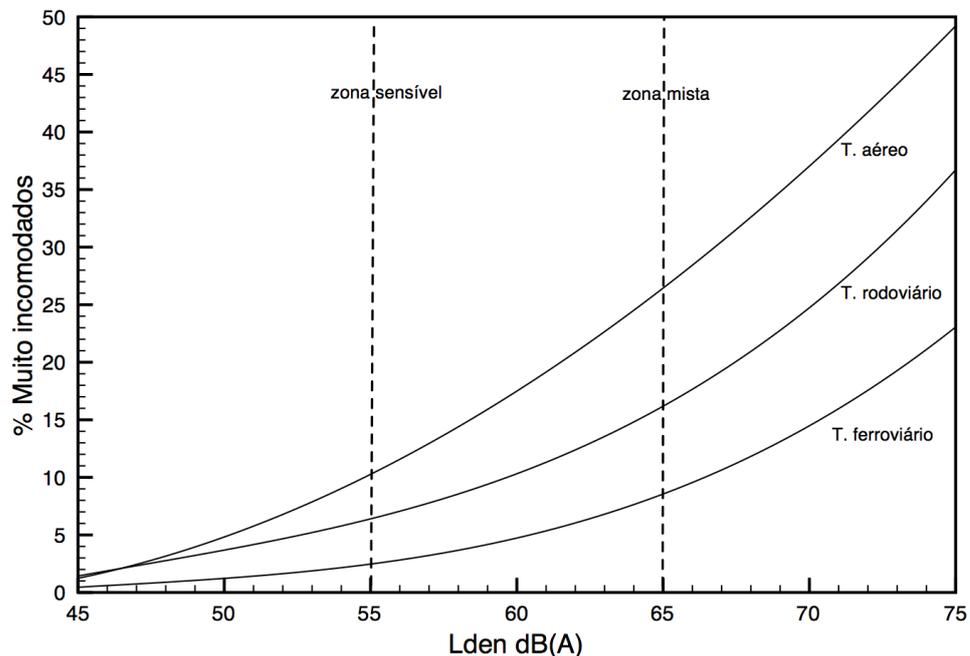


Figura 15. Curvas resultantes do modelo de incomodidade, para vários tipos de tráfego (Miedema, 2001).

Vários estudos (ver resumo em De Coensel, 2007) realçam o facto de o ruído de tráfego ferroviário ser considerado como menos incómodo, para um mesmo valor do indicador considerado, do que o ruído dos demais tipos de tráfego. Isto resultou no apelidado "railway bonus", o qual se traduziu numa menor penalização relativa, em termos legislativos, ao tipo de ruído gerado pelo tráfego aéreo e rodoviário (legislação alemã e austríaca).

A Figura 16 ilustra esta afirmação, sendo aí apresentadas as relações entre a percentagem de "muito incomodados" (%HA) e os valores de $L_{Aeq,T}$ diurno. Estas relações foram obtidas por regressão linear aplicada aos dados resultantes de inquéritos às populações (Lambert, 1998). Para o ruído de tráfego rodoviário e ferroviário, as relações são dadas por

$$\%HA \text{ (t. rodoviário)} = 0,90832 L_{Aeq} - 45,189$$

$$\%HA (t. ferroviário) = 0,62329 L_{Aeq} - 29,667$$

Para um mesmo valor de $L_{Aeq,T}$ (55 dB), o incómodo reportado em relação ao ruído de tráfego ferroviário e rodoviário é semelhante. Para valores superiores, a diferença, para uma igual sensação de incomodidade, entre os dois tipos de ruído é de cerca de 5 dB, a favor do tráfego ferroviário, em período diurno (Lambert, 1998; Lambert, 2006).

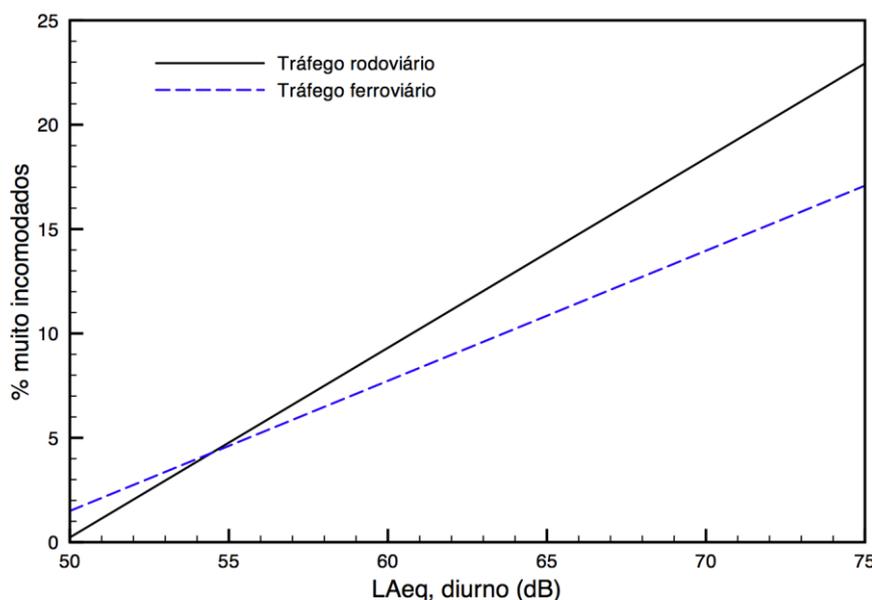


Figura 16. Percentagem de pessoas "muito incomodados" em função do ruído de tráfego rodoviário e ferroviário, período diurno (adaptado de Lambert, 1998).

No entanto, no mesmo estudo (De Coensel et al., 2007), relativo ao incómodo sentido em relação aos comboios de alta velocidade, os autores não encontraram evidências deste "bónus" nos dados experimentais por eles analisados.

A tranquilidade nocturna é considerada essencial para a uma boa qualidade de vida das populações. Tal facto é reflectido no destaque conferido nas várias legislações à avaliação da exposição ao ruído no período nocturno, por aplicação explícita de



valores limite ao indicador $L_{Aeq,T}$, calculado num período apropriado, ou ao indicador L_n .

A qualidade do repouso, no período nocturno, é afectada pelo ruído ambiente, e tal é ressentido por diversos factores, como sejam alterações nos padrões do sono, do ritmo cardíaco, no número de despertares. Uma redução da qualidade do repouso também afecta, de um modo adverso, o desempenho cognitivo e social de um indivíduo durante o período de vigília. É aceite que níveis de $L_{Aeq,T}$ superiores a 45 dB, no exterior e no período nocturno, são conducentes a perturbações assinaláveis nos padrões de sono (Lambert, 2006).

O relatório *Night Noise Guidelines (NNGL) for Europe* - WHO (*World Health Organization*) de 2009, estabelece que para valores de L_n entre 40 e 55 dB, no exterior (fachada mais exposta), já são observáveis efeitos adversos nas populações. Para níveis de L_n superiores a 55 dB, a situação é considerada como perigosa para a saúde pública, no caso de exposição continuada.

Este relatório recomenda para o indicador L_n , no exterior, um valor limite de 40 dB(A). Considera que este valor limite oferece uma protecção adequada para a saúde quer dos grupos mais vulneráveis (crianças, idosos, doentes crónicos) quer do público em geral.

Estas conclusões baseiam-se, em parte, nas relações dose-resposta que correlacionam o nível sonoro com a percentagem de despertares. Estas curvas apresentam, evidentemente, valores diferentes, no que respeita ao grau de incomodidade, conforme se reportam ao exterior ou ao interior das habitações.

Tal pode ser observado nas Figuras 17 e 18 seguintes, as quais se referem ao número máximo de despertares/ano em relação ao tráfego aéreo (Lambert, 2006), para o indicador L_n referenciadas ao ruído no exterior e ao ruído no interior das habitações, respectivamente.

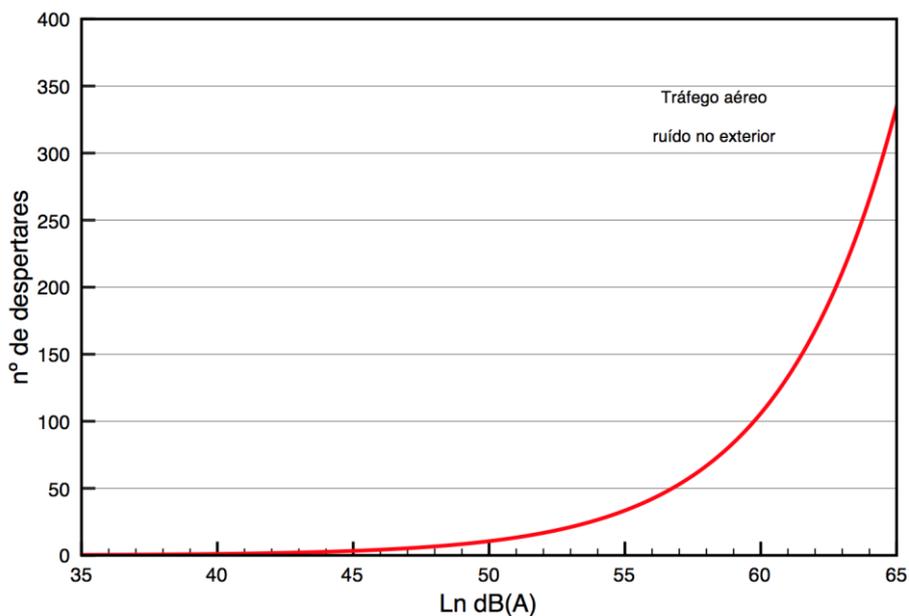


Figura 17. Curva da relação dose-efeito em relação ao tráfego aéreo, durante o período nocturno, para ruído no exterior (Lambert, 2006).

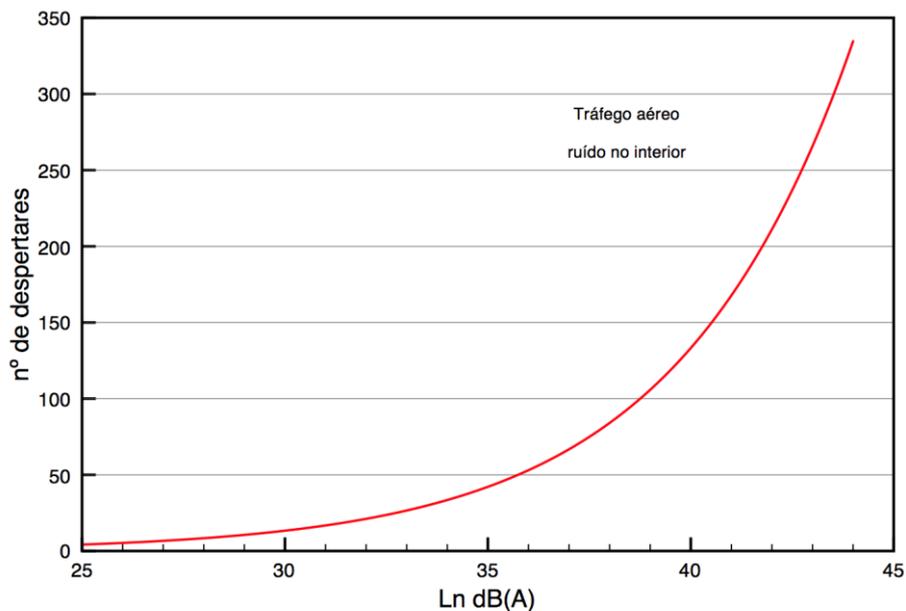


Figura 18. Curva da relação dose-efeito em relação ao tráfego aéreo, durante o período nocturno, para ruído no interior das habitações (Lambert, 2006).

Do gráfico da Figura 18 pode observar-se que o objectivo de garantir um nível sonoro ≤ 35 dB(A) no interior de quartos, tal como é recomendado pela WHO, parece ser corroborado, pois a partir de tal valor, o número de despertares aumenta exponencialmente.

A partir do estudo efectuado pelo *Working Group on Health & Socio-Economic Aspects* (WG-HSEA) da Comissão Europeia (2004) sobre as relações exposição-resposta para o ruído no período nocturno, e aplicando as curvas   explicitadas, construiu-se o gráfico que se mostra na Figura 19, relativo   incomodidade sentida no período nocturno para os diversos meios de transporte.

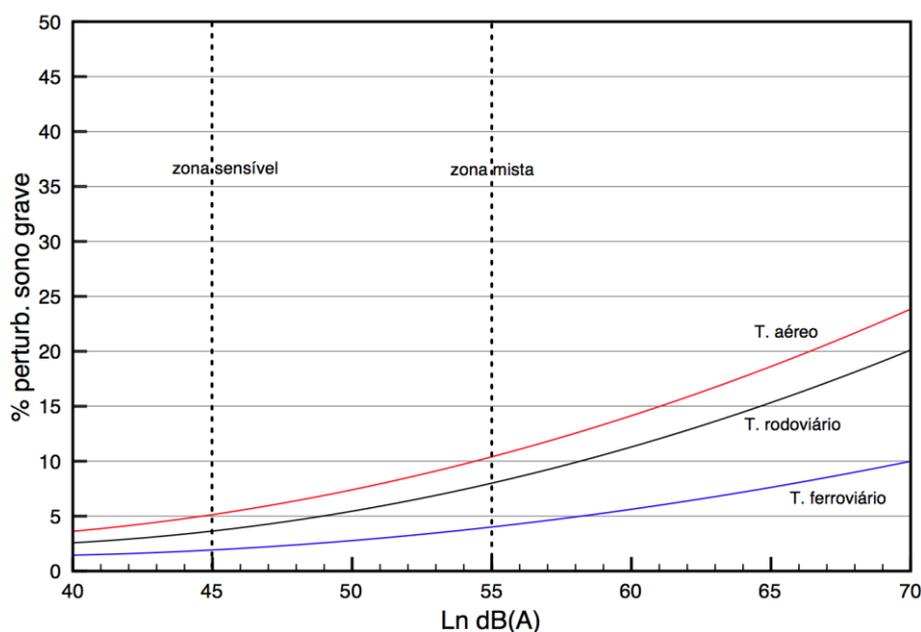


Figura 19. Curva da relação dose-efeito em relação a vários tipos de tráfego, durante o período nocturno, para ruído no exterior (Borst, 2005).

No gráfico da Figura 19, encontram-se assinalados os valores limite estipulados na legislação nacional vigente para o indicador L_n e em função do zonamento acústico (zona mista ou sensível).



Do exposto atrás, pode, então, observar-se:

- O ruído de tráfego aéreo parece ser aquele que gera maior incomodidade, em relação aos outros modos de transporte, independentemente do período do dia considerado.
- O ruído no período nocturno é sentido como mais perturbador do que no período de vigília.

Tal dá substância à maior penalização aplicada aos indicadores respectivos quando é calculado o valor de um indicador composto como é o caso do L_{den} .

Como conclusão, são apresentados na Tabela 7 os valores previstos em percentagem de “muito incomodados” em função dos valores limite consagrados na legislação portuguesa vigente. Estes valores resultam da aplicação das curvas explicitadas por Miedema (2001) para o indicador L_{den} e das curvas explicitadas pelo WG-HSEA da União Europeia (2004) para o indicador L_n . Os valores são calculados para os diversos tipos de tráfego.

Tabela 7. Valores da percentagem da população “muito incomodada” para os valores limite atribuídos aos indicadores vigentes na actual legislação portuguesa

	% “muito incomodados”		
	T. Aéreo	T. Rodoviário	T. Ferroviário
$L_{den} = 65 \text{ dB(A)}$	26	16	9
$L_{den} = 55 \text{ dB(A)}$	10	6	2
$L_n = 55 \text{ dB(A)}$	13	8	4
$L_n = 45 \text{ dB(A)}$	8	4	2

A fiabilidade dos dados utilizados para a construção destas relações dose-resposta limita a utilidade prática dos modelos para valores superiores a 40 dB, no caso de



% "muito incomodados" (Schomer, 2005). Mais concretamente, as aproximações polinomiais empregues nos modelos são válidas para valores do indicador $L_{den} > 42$ dB no caso de % "muito incomodados", $L_{den} > 37$ dB no caso de % "incomodados" e $L_{den} > 32$ dB no caso de % "pouco incomodados" (Borst, 2004; Miedema, 2001).

No que respeita ao indicador L_n que se reporta   incomodidade sentida no período nocturno, as aproximações polinomiais são válidas para valores compreendidos entre $40 < L_n < 70$ dB (Borst, 2004).

Finalmente, vários autores (Miedema, 2002; Schomer, 2005) recomendam, à luz do conhecimento e prática actual, que os valores limite se devam situar entre os 50-55 dB(A), de modo a minimizar a percentagem da população muito incomodada por ruído devido a meios de transporte.

Neste aspecto, a legislação nacional vigente encontra-se dentro da média das melhores práticas internacionais.

7. CRITÉRIOS E VALORES LIMITE

Os modelos de correlação ruído-incomodidade pretendem conferir substância e consistência   atribuição de valores limite aos indicadores de ruído ambiente. Com tais limites, pretende-se minorar a percentagem de indivíduos incomodados ou muito incomodados pelo ruído de tráfego aéreo, rodoviário ou ferroviário bem como o ruído devido a outras actividades. Estes tipos de ruído são preponderantes nas sociedades modernas e urbanizadas. Tem sido esta a perspectiva seguida na Europa, nas últimas décadas.

Convém distinguir entre a perigosidade da exposição ao ruído e a incomodidade a ele devida. O consenso internacional entre os especialistas é de que uma exposição inferior a 70 dB(A) durante 24 horas, protege cerca de 97 % da população no que respeita a perdas auditivas. A WHO considera (Berglund, 1999) que um valor de $L_{Aeq,diurno}$ de 50 dB(A)   gerador de inc modo moderado enquanto que um valor de $L_{Aeq,diurno}$ de 55 dB(A)   gerador de um grau de inc modo apreciável. No período nocturno, o valor de $L_{Aeq,nocturno}$ não deverá exceder os 45 dB(A) no exterior.

Outras instituições publicaram directrizes com valores limite semelhantes (Banco Mundial, OCDE, por exemplo). No entanto, existem duas zonas de aplicação com diferentes problemáticas no que respeita ao ruído: zonas urbanas e zonas rurais (Beaumont, 2003). Esta classificação pode ser expandida da seguinte forma: (i) zonas urbanas principalmente expostas ao ruído de tráfego; (ii) zonas urbanas principalmente expostas a ruído gerado por actividades humanas (n o mecanizadas); (iii) zonas rurais expostas a infra-estruturas de transporte ou a ruído industrial; e (iv) zonas rurais tranquilas.

O facto dos modelos que tentam quantificar as rela  es exposição-impacte n o serem válidos para valores do ruído ambiente inferiores a 40 dB(A) n o implica que haja aus ncia de incomodidade para baixos valores do ruído ambiente. Existir o sempre indivíduos incomodados, por diversas razões (sociais, psicológicas, est ticas, etc.). Por outro lado, ruídos intrusivos com características impulsivas, tonais ou muito variáveis em termos de intensidade, provocarão inc modo pela sua conspicuidade, mesmo se estiverem abaixo dos valores limite legais.



A maior parte dos países, na Europa ou na Ásia (Japão e China, nomeadamente), tem vindo a adoptar estes cr terios com base em valores limite constantes das *Guidelines* da Organização Mundial de Saúde de 1999 (Bento Coelho, 2007).

Os regulamentos sobre ruído, incluem, frequentemente, instrumentos legais, na forma de cr terios de incomodidade, de modo a controlarem ruídos intrusivos ou emergentes. Estes cr terios tomam em linha de conta as características do sinal/ruído em termos de correcções referentes à existência de componentes tonais, impulsivas, duração, etc. Para tal, necessitam de quantificar o ruído ambiente (que inclui o ruído particular a avaliar) e compará-lo com o ruído residual (sem o ruído particular).

Assim, a metodologia de avaliação da incomodidade sentida pelas populações, devido ao ruído dos meios de transporte (com vista   minimização do impacte resultante) pode ser organizada em duas estratégias gerais:

- Avaliação por comparação do ruído resultante com os níveis de ruído existentes (ruído residual), que, se não for acompanhada pelo estabelecimento de valores limite dos níveis sonoros, não será conducente a um controlo global dos níveis sonoros. Esta metodologia é considerada mais apropriada para a avaliação de fontes de ruído industrial do que para a avaliação do ruído devido ao tráfego de meios de transporte (Burgess, 2007).
- Avaliação por comparação do ruído resultante a valores limite específicos. Aqui, os valores limite são estabelecidos de modo a minimizar a incomodidade ou efeitos adversos na saúde pública por meio das relações exposição-resposta, já mencionadas. Os cr terios para a sua determinação têm em conta os diferentes períodos do dia (variação da sensibilidade ao ruído das populações) e usos do solo da zona em consideração (grau específico de sensibilidade ao ruído da zona).

Claramente, esta última tem sido a opção generalizada na Europa, e a tendência de adopção dos resultados dos estudos da WHO sobre as relações exposição-impacte desde finais da década de 90 indiciam que os cr terios de redução de ruído serão ou deverão ser cada vez mais determinados pela relação com incomodidade das populações, dado o aumento de suporte científico.



É, também, consenso dos peritos internacionais (envolvidos com os trabalhos de investigação da Organização Mundial de Saúde, ou com os trabalhos preparatórios da directiva europeia, ou com a legislação dos respectivos países ou com projectos de infra-estrutura de transportes de grande dimensões) consultados.

Lambert sugeriu em 1994, no âmbito de proposta para selecção de indicador(es) de ruído ambiente para o espaço europeu, num estudo preparatório para uma comunicação sobre a "*Future EC Noise Policy*", a consideração da situação inicial, para o caso de "áreas tranquilas" ou de construção de novas autoestradas em zonas rurais sossegadas. Sugere que o valor de $L_{Aeq,T}$ final não exceda o da situação existente em 12 dB(A), alegadamente inspirado na regulamentação australiana (do estado da Nova Gales do Sul, NSW), de 1992, relativa à construção de novas vias de tráfego rodoviário em ambientes residenciais "tranquilos", apesar de admitir não haver base de sustentação técnica na literatura. Estes ambientes eram definidos como apresentando um valor de $L_{Aeq,24h}$ inferior em pelo menos 12 dB(A) aos objectivos de qualidade acústica de base, 60 dB(A). Aparentemente, este critério teria por objectivo uma salvaguarda de áreas tranquilas ("*low ambient noise*" ou "*quiet areas*").

Como Lambert (1994) o admite, esta proposta é "original", pois não encontra suficiente eco em outras legislações. Na verdade, uma pesquisa cuidada da legislação em vigor no início da década de 90 nos estados australianos (Nova Gales do Sul, Vitória e Queensland), bem como das orientações produzidas pelas respectivas autoridades rodoviárias (Road Traffic Authority/NSW, VicRoads/Vitória, Department of Main Roads/Queensland) revela que os valores de ruído de tráfego eram especificados, na generalidade, pelo indicador $L_{10,18h}$. Ora, não é linear a transformação directa de um critério estatístico em critério energético (Abbot, 2002). Mas não é este o único aspecto não imediatamente transponível para uma regulamentação mais avançada, de tipo europeu, conforme uma análise detalhada revela.

As *Noise Interim Guidelines* para a construção de novas estradas no estado de Queensland, emitidas em 1998, estabeleciam que seriam consideradas medidas minoradoras de ruído caso o valor do indicador $L_{10,18h}$ previsto para um horizonte de 5 anos (i) fosse superior a 63 dB(A), ou (ii) ultrapassasse em pelo menos 10 dB(A) o ruído ambiente existente, se este fosse inferior a 63 dB(A). Estas *Noise Interim Guidelines* foram, entretanto, substituídas pelo *Noise Code* de 2000. Aqui, foi



mantido o indicador $L_{10,18h}$ e o valor de 63 dB(A), mas foi abandonado o segundo critério para decisão da aplicação de medidas minoradoras de impactes do ruído de novas estradas. Actualmente, o *Road Traffic Noise Management: Code of Practice*, versão de 2008, do DMR/Queensland, considera medidas minoradoras para novas estradas em duas situações correspondentes ao valor do indicador estatístico (medido ou previsto): (i) ser superior a 63 dB(A) e existir um aumento de pelo menos 3 dB(A) em relação ao ruído ambiente já existente, quando este for superior a 55 dB(A); (ii) ser superior a 60 dB(A) e existir um aumento de pelo menos 6 dB(A) em relação ao ruído ambiente já existente, quando este for menor ou igual a 55 dB(A). O horizonte de projecto é agora de 10 anos.

No estado australiano de Vitória, a entidade responsável pelas infra-estruturas rodoviárias, VicRoads, requer (desde 1980) um dos seguintes critérios para a consideração de implementação de medidas de minimização de ruído de auto-estradas (e apenas de auto-estradas) consoante o valor do nível previsto do indicador $L_{10,18h}$: (i) excede 63 dB(A), para um horizonte de projecto de 10 anos, ou (ii) excede os valores do ruído já existente, dado pelo indicador $L_{10,18h}$ e se este for inferior a 50 dB(A), em 12 dB ou mais.

É interessante, a propósito, analisar uma apreciação (Banon, 2005) efectuada para o *Department of Sustainability and Environment*, sobre o estudo de Impacte Ambiental da VicRoads referente a duas variantes (*Nagambie Bypass*) da Goulburn Valley Highway, que ilustra os problemas práticos da aplicação do segundo critério acima descrito. De facto, o estudo questionou a aplicação do segundo critério (protecção para aumentos de +12 dB(A) sobre o ruído ambiente) na utilização de medidas minimizadoras, sob a forma de barreiras acústicas, para proteger um conjunto de habitações isoladas em meio rural, ao preço calculado de A\$500.000 por habitação. Em consequência e em alternativa, a VicRoads decidiu considerar o reforço do isolamento da fachada em cada habitação individual, a um custo unitário estimado de A\$25.000. O relatório (Banon, 2005) indica ainda que: "Tendo em consideração os custos de implementação de barreiras acústicas para o pequeno número de habitações expostas ao aumento de +12 dB(A), o requerimento (Critério) a seguir em todas as opções será o Objectivo da Política de Redução de Ruído da VicRoads, ou seja limitar o ruído a 63 dB(A)". Segundo os autores do estudo (Banon, 2005), a VicRoads já teria tomado uma decisão semelhante em 2003 em relação a uma variante de outra auto-estrada. Ou seja, é reconhecido pelos especialistas locais a bondade do critério baseado em valores limite,  

semelhança do adoptado na Europa, tendo em conta as relação de custo-benefício das medidas minoradoras propostas.

Quanto à actual legislação australiana do estado da Nova Gales do Sul (1999), esta passou, desde final da década de 90, a adoptar o indicador L_{Aeq} e não inclui o critério referente ao acréscimo de ruído ambiente em mais de 12 dB. São fixados valores limite para os  ndices $L_{Aeq,15h}$ (diurno) e $L_{Aeq,9h}$ (nocturno) de acordo com várias situações, que oscilam entre os 55 e 60 dB(A). Caso os valores limite já sejam excedidos, as novas vias não podem aumentar os níveis de ruído existentes em 0,5 dB(A) ou em 2 dB(A) no caso de remodelações.

A tipologia de "regra" supletiva que considera a situação inicial apenas encontra expressão em alguns estados americanos, em relação ao ruído de tráfego rodoviário junto a áreas residenciais, integrada em conjuntos de critérios para tomadas de decisão para implantação de medidas de minoração de ruído, mas sem o carácter de obrigação definitiva ou determinística.

A Regulamentação da Autoridade Rodoviária do estado da Califórnia (Caltrans), em interpretação de 1998 das orientações generalistas emitidas pela Federal Highway Administration dos Estados Unidos (FHWA), de 1995, propõe, como um dos critérios para tomada de decisão de adopção de medidas minoradoras do ruído de auto-estradas, a diferença entre o valor do indicador $L_{Aeq,1h}$ previsto no ano horizonte na situação mais desfavorável e o valor de $L_{Aeq,1h}$ existente exceder 12 dB. Este critério deve ser considerado em alternativa a um outro critério, no qual o nível sonoro previsto não deve aproximar-se ou exceder em 1 dB os valores especificados no *Noise Abatement Criteria* (NAC), para usos do solo relevantes na 23 CFR 772.5 de 1982 (Caltrans, 2006). Importa, aqui, registar, no entanto, que os valores do *Noise Abatement Criteria* (NAC), não são correlacionados com a incomodidade das populações, pois, alegadamente, "... não foi considerado que existisse investigação suficiente para uma aplicação prática...", mas sim com interferência com a comunicação falada, como critério mais objectivo (FHWA, 1995).

Mas, no caso de não verificados os referidos critérios, e, portanto considerada a existência de impactes, são apenas implementadas medidas minimizadoras se estas forem consideradas factíveis e razoáveis (FHWA, 1995). As medidas minimizadoras, referentes ao ruído de tráfego rodoviário, são somente consideradas onde exista um uso "frequente" do solo por indivíduos e quando a



redução de ruído for benéfica (Caltrans, 2006). A condição de razoabilidade das medidas minoradoras é avaliada através de uma análise custo-benefício. São avaliados vários factores: (i) nível absoluto previsto do indicador $L_{Aeq,1hr}$ (ii) aumento do ruído, (iii) redução de ruído conseguida, (iv) data da construção das habitações, etc. Todos estes factores têm custos atribuídos e a cada habitação é atribuído um valor de benefício limite de US\$32.000, a valores de 2006 (Caltrans, 2006). Uma medida minoradora deve providenciar pelo menos 5 dB de atenuação e não exceder o valor unitário de beneficiação (no sentido de evitar casos do tipo do mencionado em relação às duas variantes da *Goulburn Valley Highway* da VicRoads).

Na mesma linha, se encontram os critérios estipulados pela *New Jersey Turnpike Authority* para a tomada de decisão sobre a construção de barreiras acústicas junto a áreas residenciais, de 2006. O processo de decisão apenas será despoletado se o valor de $L_{Aeq,1h}$ previsto no ano horizonte para a hora de ponta exceder (i) 66 dB(A), ou (ii) em pelo menos 10 dB(A) o valor correspondente à situação existente (de referência). No entanto, as disposições estabelecem que a adopção efectiva de barreiras acústicas depende de uma série de outros factores claramente enumerados: (i) ser obtida uma redução efectiva mínima de ruído junto das habitações existentes de 5 dB, sendo que o objectivo técnico deverá ser de 10 dB, (ii) o custo da obra não pode exceder um valor máximo de US\$50.000 por habitação, (iii) a construção tem de ser factível do ponto de vista de engenharia, (iv) a altura das barreiras não pode exceder os 6m, (v) outros factores estabelecidos discricionariamente pela direcção da autoridade.

Em outros estados norte-americanos, encontram-se procedimentos similares, em que o valor do diferencial varia entre 10 dB(A), caso dos estados do Colorado, Oregon, Texas ou Washington, e 15 dB(A), caso dos estados da Florida e Indiana (o estado do Illinois considera 14 dB(A)), de acordo com as orientações da FHWA.

A FHWA considera que ocorre um "aumento substancial" de ruído quando os valores existentes são ultrapassados em 10 a 15 dB (FHWA, 1995). No entanto, no mesmo guião de orientação para a análise de tráfico rodoviário de auto-estradas, a FHWA afirma que "...um grande aumento de valores absolutos inferiores (por exemplo, de 40 dB(A) para 55 dB(A)) pode ser menos importante e justificar por isso uma menor consideração do que um aumento similar para valores absolutos superiores (por exemplo, de 55 dB(A) para 70 dB(A))" (FHWA, 1995).



Esta afirmação está de acordo com as investigações recentes sobre a relação exposição-resposta, que correlacionam o grau de inc modo sentido pelas populações com o nível de exposição sonora, as quais têm vindo a ser documentadas ao longo deste trabalho. Estas relações foram muito desenvolvidas na Europa, a partir do final da década de 90 e no que respeita ao tráfego rodoviário, ferroviário e aéreo (Miedema 2001, 2002). Nos países de origem anglo-sax nicos parece, no entanto, existir um outro legado, que inclui quer a utilização de indicadores estatísticos para a avaliação de impactes de tráfego rodoviário quer um conjunto de cr terios que traduzem um procedimento de apreciação flexível, de natureza mais qualitativa e ligada a detalhadas análises custo-benefício.

Esta questão pode ser perspectivada voltando a referenciar a actual legislação australiana do estado da Nova Gales do Sul (1999). No que respeita à aplicação de medidas minoradoras do ruído, como sejam barreiras acústicas, o Governo da Nova Gales do Sul considera um conjunto de factores antes da tomada qualquer decisão:

- O nível de redução de ruído oferecido pela solução técnica e o número de pessoas afectadas;
- O custo das medidas minoradoras;
- As preferências e opiniões das comunidades afectadas.

O que estas considerações evidenciam   que se deseja que os cr terios implementados por uma qualquer lei, directriz ou "regra de boas práticas" devam ajudar a regulamentar a situação considerada, sem limitações irrazoáveis (para lá das melhores intenções). Caso tal não acontea, correm o risco de impor penalizações excessivas, para o resultado em vista ou, pior ainda, serem ignoradas, tornando-se letra morta.

Na verdade, uma determinada legislação pode, ela própria, ter impactes negativos significativos não previstos pelo legislador.



8. PROPOSTA

No actual estágio de desenvolvimento tecnológico, o funcionamento de qualquer infra-estrutura de transportes gerará ruído, o qual será susceptível de causar perturbação no ambiente sonoro, sobretudo em locais com usos sensíveis ao ruído, nomeadamente residenciais, escolares, hospitalares ou de lazer. Esta perturbação será percebida pelas populações com uma conotação negativa, cujo grau depende não só da grandeza dos níveis sonoros resultantes mas, também, da sensibilidade ao ruído das actividades humanas e das expectativas de qualidade ambiental das populações.

A avaliação dos impactes no ambiente sonoro resultantes de um novo projecto de uma infra-estrutura de transporte deve seguir uma metodologia geral que considerará, no mínimo, os seguintes atributos:

1. O valor do recurso a proteger (o ambiente sonoro e a tranquilidade das populações);
2. A presença confirmada de um ou mais receptores sensíveis ao ruído;
3. A vulnerabilidade ou sensibilidade ao ruído dos receptores sensíveis;
4. A duração do impacte e a reversibilidade do efeito nos receptores sensíveis;
5. A magnitude do impacte nos receptores sensíveis;
6. A significância esperada nos receptores sensíveis.

Estes atributos encontram-se sempre presentes no estabelecimento de critérios para análise das correlações exposição-impacte. Para o presente estudo, os mais relevantes são a magnitude e a significância do impacte.

A metodologia de cálculo e apreciação da magnitude dos impactes no ambiente sonoro, a qual se articula com a significância deste, ou seja, com o respectivo contexto (usos do solo, ruído ambiente registado e expectativas das populações em termos da qualidade do ambiente sonoro), deverá considerar os diferentes critérios discutidos nos capítulos anteriores. As considerações aí expostas baseiam-se nos mais recentes resultados da investigação científica e nas melhores práticas internacionais, no que respeita à minimização da exposição das populações ao ruído de infra-estruturas de transporte.

A definição de valores limite (informada pelas relações exposição-impacte bem como pela utilização dos solos) tem como fim expresse impedir que a exposição das populações ao ruído ultrapasse valores além dos quais a degradação ambiental é considerada como inaceitável e g nese de efeitos adversos na saúde (entendida no seu âmbito geral). Como tal, aqueles representam um equilíbrio razoável entre os benefícios à comunidade e os custos impostos aos projectos.

As considerações e conclusões apresentadas nos capítulos anteriores permitem definir um conjunto de recomendações de "efectivas boas práticas" na avaliação de impactes do ruído de infra-estruturas de transporte.

O indicador composto L_{den} ao "amalgamar" toda a informação referente ao período das 24 horas, não permite a apreciação adequada nos diferentes períodos de referência de forma independente (tal como era facultada pelos anteriores indicadores $L_{diurno,15h}$ e $L_{nocturno,9h}$). Aquele é um indicador útil para fins de avaliação estratégica, mas não parece adequado a avaliação acústica de pormenor, como   o caso de estudos de impacte ambiental ou de avaliação de incomodidade. O indicador composto L_{den} pode, no entanto, ser utilizado em instrumentos de diagnóstico para avaliação global e estratégica para fins de planeamento, na elaboração de cartas de ruído e para a comunicação de informação com a Comissão Europeia, tal como é utilizado em diversas legislações europeias.

A utilização dos indicadores L_{d} , L_e e L_n considerados em separado permite a avaliação do ruído efectivamente percebido pelas populações nas diferentes fases da sua actividade diária, a que podem ser aplicados correspondentes valores objectivo.

Recomenda-se, então, a utilização dos indicadores L_{d} , L_e e L_n de forma diferenciada, para uma adequada avaliação da incomodidade sentida pelas populações devido ao ruído e dos impactes resultantes de novas infra-estruturas de transporte e, conseqüentemente, para uma melhor orientação da gestão do ruído e da concepção das eventuais medidas minoradoras. Os impactes deverão ser analisados em cada período específico pelos indicadores diferenciados.

Tomando por base o actual quadro legislativo, recomenda-se que os valores objectivo para os indicadores diferenciados associados à actual classificação de zonas estipuladas no RGR sejam os que se apresentam na Tabela 8.



Tabela 8. Zonas acústicas e correspondentes valores objectivo para os indicadores diferenciados

Indicadores diferenciados	valores objectivo	Zonamento acústico
L_d	≤ 65 dB(A)	Zona mista
L_e	≤ 60 dB(A)	
L_n	≤ 55 dB(A)	
L_d	≤ 55 dB(A)	Zona sensível
L_e	≤ 50 dB(A)	
L_n	≤ 45 dB(A)	

Nota: o valor objectivo coincide com o valor limite estabelecido no RGR no caso do indicador L_n .

Mais se recomenda que o zonamento acústico do território passe a ser suficientemente diferenciado, no que respeita aos usos do solo predominantes (usos hospitalares, escolares e culturais; usos residenciais; uso recreativo ou de lazer; uso terciário; uso industrial) e sua sensibilidade ao ruído, contemplando diferenças próprias de cada área e sua actividade e abandonando a actual opção ultra-simplista de apenas duas zonas consagrada na legislação nacional. Tal permitiria uma mais adequada e correcta diferenciação dos valores a associar aos indicadores de ruído ambiente para as diferentes zonas.

A magnitude dos impactes no ambiente sonoro resultará, assim, num primeiro momento, da comparação dos níveis sonoros resultantes com os valores objectivo estipulados para cada tipo específico de zona.

Admite-se, no entanto, que haja necessidade de apreciar o impacte causado no ambiente sonoro por determinada infra-estrutura de transporte em função do aumento esperado dos níveis sonoros já existentes (aumento cumulativo), em especial nos casos em que os valores previstos são inferiores aos valores fixados.

Os níveis sonoros previstos para o ruído ambiente resultam da adição da energia sonora do ruído ambiente existente, ou residual, com a energia sonora gerada pela actividade prevista, ou ruído particular. Obtém-se, assim, uma quantidade (ΔL), correspondente à diferença entre o valor cumulativo futuro e o valor do indicador na situação de referência, ou seja, o aumento de ruído previsto devido à infra-estrutura de transporte em apreciação.

Esta diferença (ΔL) entre ruído futuro e actual, bem como o desvio daquele em relação aos valores objectivo estipulados, determina a quantificação da magnitude do impacte no ambiente sonoro.

Como exposto atrás, a sensação humana de intensidade sonora (*loudness*) relaciona-se com a energia sonora. Subjectivamente, um aumento para o dobro da energia (3 dB)   marginalmente perceptível; um aumento da energia em 5 dB é claramente perceptível; e um aumento de 10 dB é percebido como o duplicar da nossa sensação de intensidade sonora. Assim, um aumento da exposição sonora de 5 dB será claramente sentido e   de prever que um aumento superior a 10-15 dB se traduza por um impacte importante (Beaumont, 2003; Burgess et al. 2007).

Para transformar estes factos psicoacústicos numa análise da magnitude do impacte no ambiente sonoro, e em conseqüente recomendação de medidas minimizadoras, serão necessários vários cr terios concorrentes, em articulação com os valores objectivo fixados.

Podem, então, considerar-se quatro graus de magnitude dos impactes, no que respeita ao acréscimo ΔL :

- (i) Valores de $\Delta L \leq 3$ a 5 dB - correspondem a impactes com magnitude negligenciável.
- (ii) Valores de ΔL superiores a 5 dB mas inferiores a 10 dB - correspondem a impactes de reduzida magnitude.
- (iii) Valores de ΔL superiores a 10 dB mas inferiores a 15 dB - correspondem a impactes de magnitude moderada.

Esta é uma zona de transição entre o impacte de magnitude reduzida e o impacte de magnitude elevada. Funciona, assim, como uma zona preventiva de aproximação ao valor objectivo.

- (iv) Valores de ΔL superiores a 15 dB - correspondem a impactes de magnitude elevada.

Estes graus de magnitude de impacte no ambiente sonoro funcionam como critérios da incomodidade sentida pelas populações afectadas pelo ruído originado por infra-estruturas de transporte (fontes mecânicas).

Incorporando a informação referente ao incómodo sentido pelas populações resultante do actual conhecimento das relações de exposição-impacte, é, também, desejável acompanhar o facto de que o aumento tolerável da exposição sonora diminui à medida que o ruído aumenta.

Este facto torna-se mais claro ao examinar-se a Tabela 9, a qual indica a classificação dos impactes previstos em função da variação do diferencial ΔL com o nível sonoro do ruído residual (por passos de 5 dB). Esta classificação articula-se com o valor objectivo L , imposto pela maior ou menor sensibilidade ao ruído da zona em consideração, indiciada pelos usos do solo existentes.

Tabela 9. *Classificação de impactes em função da correlação entre o nível sonoro do ruído residual, o valor objectivo L estabelecido e o diferencial ΔL .*

Nível sonoro do ruído residual (em função do valor objectivo L) dB(A)	Classificação do impacte em função do acréscimo ΔL (dB)			
	Negligenciável	Reduzido	Moderado	Elevado
$L - 5$	1	3	5	> 5
$L - 10$	3	6	10	> 10
$L - 15$	5	10	15	> 15
$L - 20$	5	10	15	> 15

Como se pode observar, os valores de ΔL aceitáveis ou toleráveis diminuem à medida que os níveis sonoros a que as populações ficam expostas se aproximam do valor objectivo, como seria natural (ou seja, os níveis sonoros existentes são já elevados para o tipo de zona acústica considerada). Neste caso, as populações expostas não toleram grandes aumentos de ruído, conforme explicado anteriormente.

Por outro lado, se os níveis sonoros são relativamente baixos em relação aos valores objectivo da zona, é razoável que se permitam maiores variações no aumento do ruído. Estes critérios baseiam-se nas reacções das populações ao ruído devido a infra-estruturas de transporte e respectivas correlações exposição-impacte, tal como foi apresentado no Capítulo 6. Note-se que as correlações exposição-

impacte se referem a dados estatísticos, ou seja, a uma reacção "média" das populações e não tomam em consideração factores e atitudes de comportamento específicos que podem ocorrer dentro da comunidade.

De modo a ilustrar as relações da tabela anterior, foi construído o gráfico da Figura 20. O eixo das abcissas representa o valor do ruído já existente (ruído residual) no local a avaliar. O valor L refere-se ao valor objectivo para o indicador relevante, estabelecido em função da utilização do solo e do período de referência.

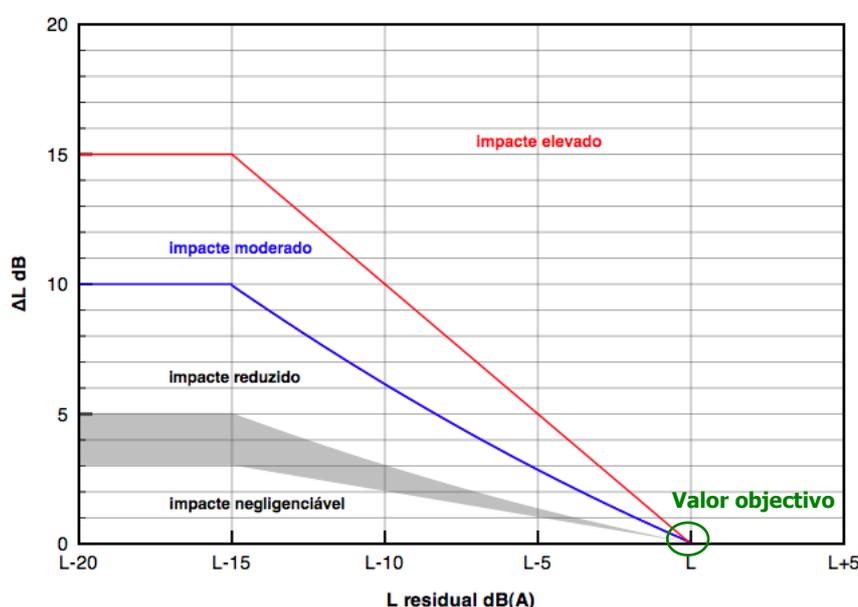


Figura 20. Magnitude de impactes devido ao aumento cumulativo da exposição sonora, para um valor objectivo L , definido de acordo com a relevante ocupação dos solos.

A linha superior (a vermelho) articula-se com os valores objectivo, os quais estão informados pelas relações exposição-impacte já enunciadas. Aumentos cumulativos do ruído existente superiores aos valores definidos por esta linha são susceptíveis de provocar impactes elevados. A linha interm dia (a azul) circunscreve o aumento cumulativo da exposição ao ruído de modo a se registarem impactes considerados reduzidos (as partes curvas referem-se ao modo como se adicionam energias). Deste modo, e para valores inferiores a $L-15$, existem patamares que circunscrevem os aumentos da exposição sonora até 10 dB (impacte reduzido) e até 15 dB (impacte moderado).



A zona assinalada a cinza corresponde ao limiar de magnitude de impacte negligenciável. Esta fronteira é difusa, apresentando uma variação entre 3 e 5 dB para valores de ruído residual correspondentes a $L-15$ e inferiores, sendo consecutivamente menor à medida que aquele diferencial diminui. São, assim, tolerados acréscimos cada vez menores ao ruído ambiente existente (ruído residual) à medida que o ruído gerado se aproxima do valor objectivo L , o que está perfeitamente de acordo com o conceito de “valor limite” e com os princípios subjacentes à sua definição.

No caso da zona correspondente aos valores de ΔL entre os 10 e 15 dB, correspondente a impactes moderados, e que faz a transição entre o impacte reduzido e elevado, o aumento cumulativo do nível de exposição sonora funciona como alerta preventivo (aproximação ao valor objectivo), sendo, por isso, recomendado um acompanhamento da situação mediante programa de monitorização.

A análise de impactes deve tomar em consideração o período de referência e os usos do solo das zonas em consideração (zonamento acústico). Para tal, foram geradas distintas curvas que se apresentam nas Figuras 21 a 25, correspondentes a cada indicador individualizado, tomando L os sucessivos valores objectivo relevantes.

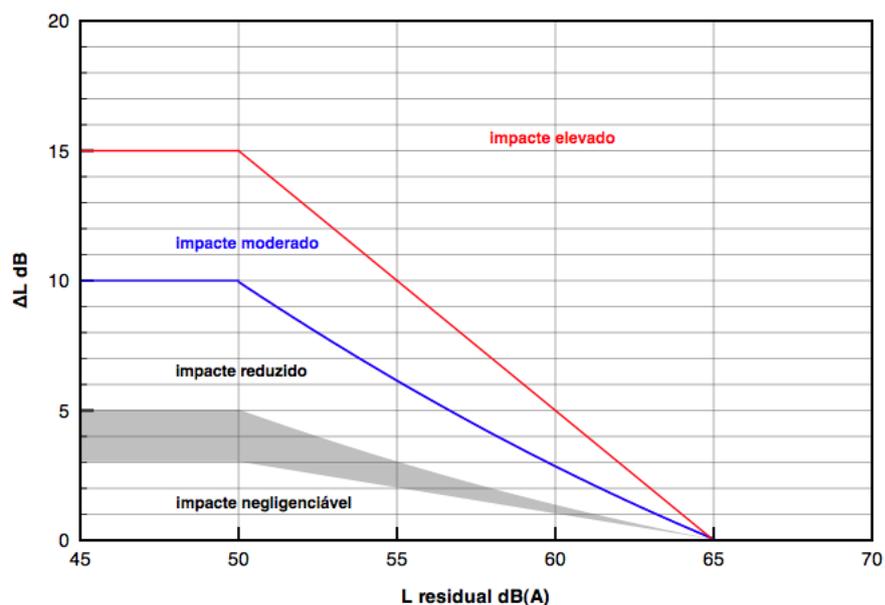


Figura 21. Magnitude de impactes devido ao aumento cumulativo da exposição sonora para um valor objectivo de 65 dB(A).

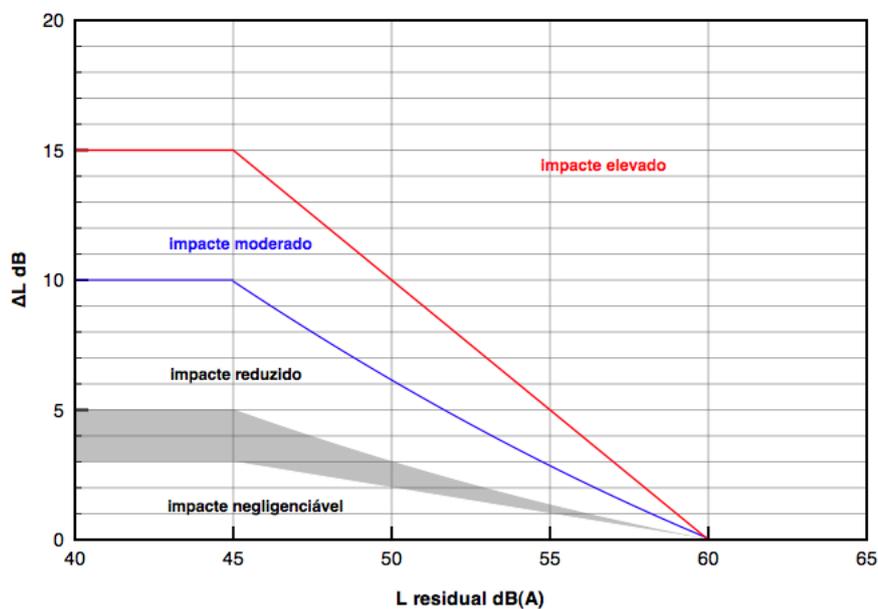


Figura 22. Magnitude de impactes devido ao aumento cumulativo da exposição sonora para um valor objectivo de 60 dB(A).

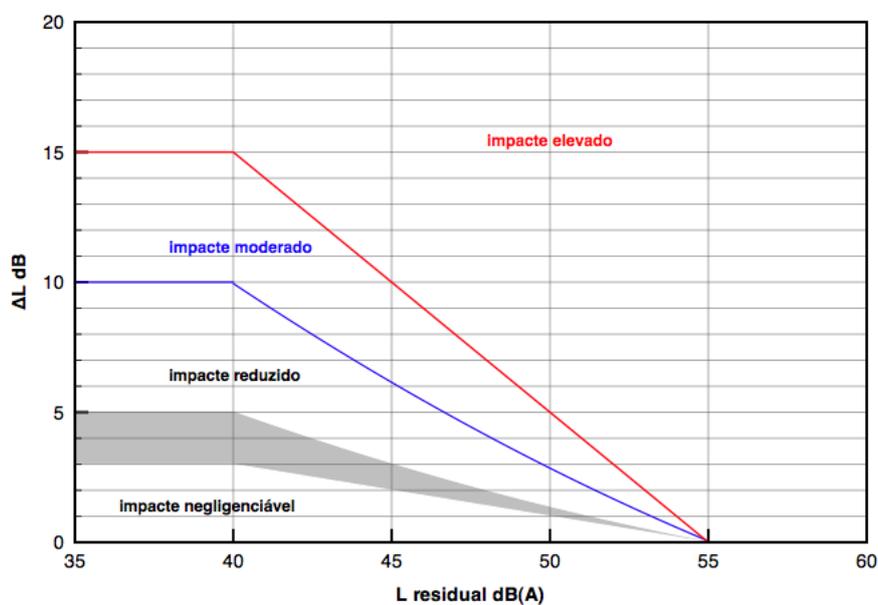


Figura 23. Magnitude de impactes devido ao aumento cumulativo da exposição sonora para um valor objectivo de 55 dB(A).

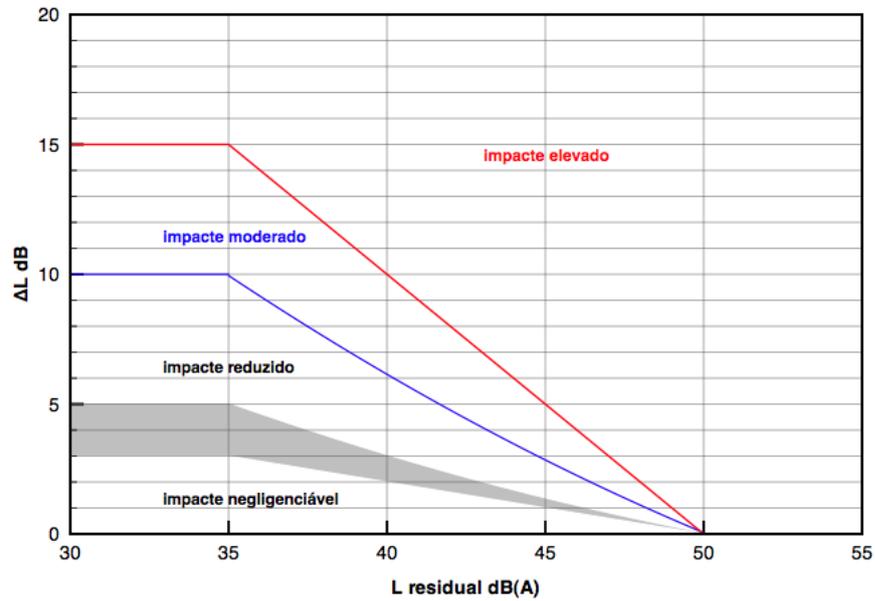


Figura 24. Magnitude de impactes devido ao aumento cumulativo da exposição sonora para um valor objectivo de 50 dB(A).

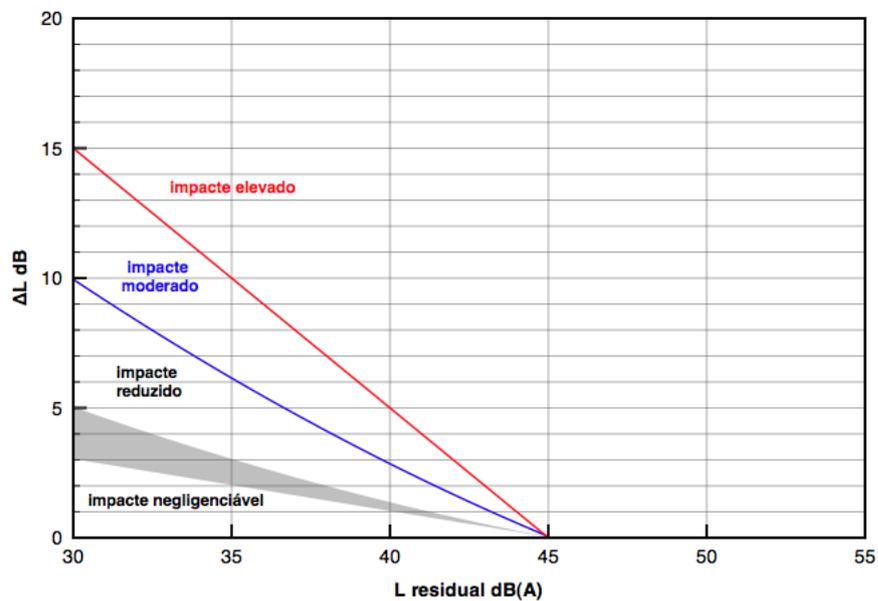


Figura 25. Magnitude de impactes devido ao aumento cumulativo da exposição sonora para um valor objectivo de 45 dB(A).

Note-se que os dados necessários para uma correcta atribuição de correlação entre incomodidade e exposição ao ruído, no que respeita a valores de indicadores

inferiores a 45 dB(A), são, ainda, bastante escassos. Os próprios modelos de exposição-impacte têm, conforme exposto atrás, a sua gama de utilização limitada a valores acima de 40 dB(A). Tal facto é, aliás, reconhecido na legislação nacional vigente, no que respeita à aplicabilidade do critério de incomodidade. Tem-se, no entanto, verificado, em estudos muito recentes (CALM 2007, WHO 2009 ou EPoN 2010, a publicar), a recomendação de valores tendencialmente mais baixos, entre 40 e 42 dB(A), para o período nocturno.

Caso os valores dos indicadores de ruído previstos para o ano de projecto da infra-estrutura de transportes ultrapassem os valores limite estipulados no RGR para os indicadores L_{den} e L_{nr} ou, conforme aqui recomendado, para os indicadores diferenciados, em função dos usos do solo existentes, será sempre prioritário considerar uma reformulação do projecto que permita, por exemplo, afastar a sua localização dos receptores sensíveis. Caso esta solução não permita evitar magnitudes de impactes “elevados” terão de ser obrigatoriamente consideradas medidas de minimização. Estas medidas também terão de ser consideradas no caso das magnitudes dos impactes se encontrarem no intervalo “moderado” ou até no intervalo “reduzido”, visto esta ser uma zona em que os impactes no ambiente sonoro são já identificáveis, desde que as relações custo-benefício sejam razoáveis e os impactes residuais sejam efectivamente menores.

A gama de magnitudes dos impactes entre “reduzido” (ΔL entre 5 e 10 dB) e “moderado” (ΔL de 10 a 15 dB) funciona, assim, como um alerta de potenciais efeitos adversos do ruído nas populações e deve desencadear acções específicas em fase de projecto da infra-estrutura de transporte, com vista a implementação de medidas minimizadoras dos impactes previstos. Nestas circunstâncias, diversos outros factores devem ser considerados que, pesados no seu conjunto, poderão justificar ou não a aplicação de medidas minimizadoras de ruído.

Os factores a serem pesados na tomada de decisão de aplicação de medidas minimizadoras do ruído gerado por uma infra-estrutura de transporte devem incluir, pelo menos, os seguintes:

- ✓ O aumento previsto dos níveis sonoros em relação aos níveis já existentes. Se os níveis sonoros previstos se situam no intervalo de impacte “moderado” ou muito próximos deste, a necessidade de minoração é mais premente do



que no caso dos níveis se encontrarem mais próximos do intervalo de impacte "negligenciável".

- ✓ O número de receptores sensíveis afectados bem como a sua ordenação no território (aglomerado habitacional ou povoamentos dispersos).
- ✓ A sensibilidade ao ruído da zona afectada pelo projecto da infra-estrutura de transporte. Este aspecto relaciona-se com os usos do solo já existentes, conforme previsto na legislação vigente. No entanto, e dentro da delimitação de classificação do território em zonas, podem existir diferenças na sensibilidade ao ruído devido a circunstâncias específicas. Por exemplo, numa zona de recreio e lazer, como seja o caso de um parque público, podem existir várias áreas com diferentes sensibilidades ao ruído dependendo do tipo de uso, ou seja, recreação passiva (passeio) ou activa (actividades lúdico-desportivas).
- ✓ Poderá haver uma maior necessidade de medidas de minimização em zonas cujos níveis sonoros do ruído ambiente sejam já elevados, devido à existência prévia de outras fontes sonoras, infra-estruturas de transporte ou outras. De facto, se já se verificar antes uma elevada exposição ao ruído, a magnitude do impacte devido a uma nova infra-estrutura de transporte pode ser numericamente pequena mas nesta situação, o impacte cumulativo no ambiente sonoro poderá ser de uma significância elevada, conforme os usos do solo da zona afectada em questão. A aplicação dos gráficos das Figuras 21 a 25 relevante à situação em causa perfila-se como uma boa ajuda à decisão.
- ✓ A eficácia das medidas de minimização, ou seja, o grau de redução dos níveis sonoros previstos. A redução de ruído deverá, tanto quanto possível, ser equacionada em sede do projecto da infra-estrutura ou dos procedimentos associados. Nos casos em que se tenha de recorrer à introdução de medidas específicas, do tipo dispositivos atenuadores, tais como barreiras acústicas, às quais estão, normalmente, associados custos mais elevados, aquelas apenas deverão ser consideradas se a perda de inserção viável for igual ou superior a 3 dB(A).

- ✓ As medidas de minimização devem apresentar um custo-benefício razoável em função da exposição ao ruído (número de pessoas afectadas e níveis sonoros expectáveis).





9. CONCLUSÕES

Do presente trabalho, pode apresentar-se o seguinte resumo conclusivo:

- O ruído nas comunidades humanas necessita de ser avaliado no que respeita aos potenciais riscos quer para o bem-estar das pessoas quer para a sua saúde física e mental.

O conhecimento dos efeitos negativos do ruído na saúde das populações tem de ser transformado em critérios ambientais, de modo a limitar e a mitigar os impactes da exposição das populações ao ruído.

- A exposição ou dose cumulativa de ruído pode ser avaliada através da aplicação de vários indicadores, calculados em função do tempo de exposição relevante ($L_{Aeq,T}$, L_{dn} , L_{den} , por exemplo).

O grau de incómodo sentido pelas populações correlaciona-se com o nível sonoro por meio de relações “dose-resposta” ou numa terminologia mais recente, relações exposição-impacte. Estas fornecem a base para a determinação dos valores numéricos limite para os vários indicadores de ruído.

- O descritor de ruído ambiente mais comum é o nível sonoro contínuo equivalente $L_{Aeq,T}$. Este deve a sua popularidade ao facto de ser ter revelado um indicador que satisfaz vários critérios, nomeadamente, ser representativo das características relevantes do ambiente sonoro, em termos de percepção auditiva; ser relevante para todas as situações (tipos de ruído) passíveis de serem encontradas; ser de fácil implementação e com uma complexidade de cálculo moderada; e, aspecto muito importante, permitir uma eficiente comunicação entre decisores, legisladores, técnicos e público em geral.
- Este indicador não é considerado (Berglund, 1995) suficiente, só por si, como descritor único do ruído nas comunidades humanas. Outros parâmetros da exposição ao ruído são importantes, tais como o nível máximo, o número de eventos ao longo do tempo e o período do dia.

- Em face da complexidade encontrada na relação exposição-impacte, foram desenvolvidos e implementados indicadores compostos. Pretende-se, com a utilização destes (baseados, por exemplo, no  ndice L_{Aeq} ou nos índices estatísticos L_{AN}), obter uma avaliação de uma determinada situação ruidosa, em termos de "dose" de ruído, que ocorre durante um período longo (mês ou ano).

Este tipo de indicadores revela-se útil nos vários instrumentos e acções relativas ao controlo de ruído, tais como avaliação estratégica, cartografia de ruído, zonamento acústico, estimação dos efeitos dose/resposta.

- A Directiva 2002/49/EC relativa   avaliação e gestão do ruído ambiente propôs, para fins de avaliação estratégica de ruído, o indicador composto L_{den} como o principal indicador do inc modo geral devido ao ruído gerado pelos vários tipos de tráfego e por actividades industriais. Este é composto pela média energética dos níveis sonoros (de longo termo) diurno L_{dt} , entardecer L_e (+5 dB) e nocturno L_n (+ 10 dB).
- A divisão das 24 horas do dia em distintos períodos resulta da observação de que as actividades susceptíveis de gerarem inc modo variam ao longo do dia, com uma conseqüente variação dos níveis de ruído ambiente.

Nos períodos do entardecer e nocturno as pessoas encontram-se, em geral, recolhidas nas suas habitações, pelo que a sensibilidade ao ruído é mais elevada (ou a tolerância em relação a fontes de ruído intrusivas   menor). Como tal, foi também recomendada a utilização do indicador L_n .

- Um dos objectivos da Directiva Europeia 2002/49/EC consiste em estabelecer uma visão geral da situação europeia sobre o ruído ambiente (através das cartas de ruído). Como nas várias legislações referentes ao ruído dos diferentes Estados-Membros já existiam indicadores e cr terios, tiveram de ser tomadas decisões no que respeita à adaptação dos novos indicadores. Esta adaptação implicou, em vários casos, o ajuste dos valores limite.
- A análise de várias legislações europeias revelou que foram seguidas, genericamente, duas estratégias: (i) a transposição dos indicadores recomendados pela directiva europeia, em substituição dos indicadores anteriormente adoptados, com os necessários ajustes aos correspondentes



valores limite, ou (ii) a utilização dos indicadores recomendados pela directiva europeia para a elaboração de cartas de ruído e para a comunicação de informação com a Comissão Europeia, mas mantendo os indicadores anteriores no que respeita à avaliação do ruído e   definição dos cr terios objectivos de qualidade acústica.

- O quadro legal português sobre ruído ambiente desenvolve-se em torno do Regulamento Geral do Ruído (RGR), Anexo ao Decreto-Lei n  9/2007 de 17 de Janeiro, rectificado pela Declaração de Rectificação n.é 18/2007 de 16 de Março e alterado pelo Decreto-Lei n  278/07 de 1 de Agosto, que substitui o anterior Regime Legal sobre a Poluição Sonora (RLPS), de 2000, e integra conceitos do Decreto-Lei n.é 146/2006, que transpõe a Directiva 2002/49/EC.

O RGR aplica ao L_{den} os valores limite que estavam estabelecidos para o indicador $L_{Aeq,diurno}$ na anterior legislação (RLPS).

O indicador L_{nr} embora não rigorosamente igual em tempo de integração (8 horas para as anteriores 9 horas), é semelhante ao $L_{Aeq,nocturno}$ do anterior documento legal (RLPS).

O estudo paramétrico da variabilidade dos indicadores presentes nas várias fases da legislação portuguesa relevante, desenvolvido no presente trabalho com o recurso a simulação de vários cenários, relacionando-os quer entre si quer com vários tipos de padrões temporais de fontes de ruído, revelou que a simples adaptação dos anteriores valores limite (estipulados para L_{diurno} e $L_{nocturno}$) para os novos indicadores não preservou o grau de protecção sonora anterior e introduziu algumas discrepâncias:

- o No caso de um ruído de tipo contínuo (diferença entre L_{diurno} e $L_{nocturno}$ nula), o valor de L_{den} é sempre 6,3 dB superior ao do indicador L_{diurno} para a mesma situação. Tal é devido aos pesos ou ponderações incluídas no cálculo do indicador L_{den} pelo que este indicador pode estar a sobrestimar a incomodidade sentida pelas populações.
- o No caso da diferença entre L_{diurno} e $L_{nocturno}$ se situar entre os 2 e 6 dB, o valor do indicador L_{den}   cerca de 2 a 5 dB superior ao do indicador L_{diurno} .

- Caso a diferença entre L_{diurno} e $L_{nocturno}$ seja da ordem dos 8-10 dB, os valores de L_{den} e L_{diurno} são praticamente idênticos. Nesta situação, os padrões temporais em que o ruído no período nocturno decai cerca de 10 dB em relação ao período diurno, “contrabalançam” as assunções subjacentes ao indicador L_{den} .
- Se a diferença entre L_{diurno} e $L_{nocturno}$ for superior a 10 dB, o valor do indicador L_{den} pode ser inferior ao do indicador L_{diurno} em cerca de 2 dB. Nesta situação, o indicador L_{den} pode subestimar o potencial incómodo sentido pelas populações, em especial na vigência do período diurno.
- O grau de incómodo sentido pelas populações é relacionado com o nível sonoro por meio de relações “dose-resposta”. Estas relações têm sido desenvolvidas nos últimos 50 anos e são desenvolvidas a partir de análises dos dados recolhidos por meio de estudos sobre as atitudes das populações, sob a forma de questionários à atitude das populações (*survey analysis*).

A prática corrente consiste em utilizar um modelo matemático da distribuição da incomodidade que melhor se ajuste às medições *in-situ* disponíveis, obtidos sob a forma dos indicadores L_{dn} ou L_{den} (Miedema, 2001).

O resultado consiste num conjunto de curvas polinomiais que relacionam os níveis de um dado indicador com a percentagem da população que se encontra incomodada ou muito incomodada com o ruído gerado por determinado tipo de tráfego (aéreo, rodoviário e ferroviário). Para a estimativa da incomodidade total, devida à contribuição das várias fontes (distintos tipos de tráfego, por exemplo) é, em geral, empregue o modelo de “hipótese de igual energia” ou “modelo de soma energética”, e as suas variantes: os *summation and inhibition model*, *annoyance equivalent model*, *dominance model* (Verkeyn, 2004).

- O ruído de tráfego aéreo parece ser aquele que gera maior incomodidade, em relação aos outros meios de transporte, e isto independentemente do período do dia considerado.

O ruído no período nocturno é sentido como mais perturbador do que no período de vigília. Tal dá substância à maior penalização aplicada aos



indicadores respectivos quando se calcula um indicador composto como é o caso do L_{den} .

- Vários autores (Miedema, 2002; Schomer, 2005) recomendam, à luz do conhecimento e prática actual, que os valores limite dos indicadores de ruído se devam situar entre os 50-55 dB(A), no período diurno e no exterior, de modo a minimizar a percentagem da população muito incomodada por ruído devido a meios de transporte.
- É aceite que valores de $L_{Aeq,T}$ superiores a 45 dB, no exterior e no período nocturno, possam ser conducentes a perturbações assinaláveis nos padrões de sono (Lambert, 2006).

Sendo assim, os critérios existentes na legislação portuguesa vigente parecem encontrar-se dentro da média das melhores práticas internacionais, oferecendo uma protecção adequada em termos de incomodidade às populações, no âmbito do conhecimento científico actual.

- A fiabilidade dos dados utilizados para a construção das relações dose-resposta limita a utilidade prática dos modelos para valores superiores a 40 dB, no caso de % "muito incomodados" (Schomer, 2005).

Isto não implica que haja ausência de incomodidade para baixos valores do ruído ambiente. Existirão sempre indivíduos incomodados, por diversas razões (sociais, psicológicas, estéticas, etc.).

Por outro lado, ruídos intrusivos com características impulsivas, tonais ou muito variáveis em termos de intensidade, provocarão incómodo pela sua conspicuidade, mesmo se estiverem abaixo dos valores-limite legais.

- A maior parte das legislações, referentes à regulação do ruído, dispõem de instrumentos legais, na forma de critérios de incomodidade, de modo a controlarem ruídos intrusivos ou emergentes. Estes critérios tomam em conta as características do sinal/ruído em termos correcções referentes à existência de componentes tonais, impulsivas, duração, etc. Para tal necessitam de quantificar o ruído ambiente (que inclui o ruído particular a avaliar) e compará-lo com o ruído residual (sem o ruído particular).

- Os indicadores L_{den} e L_n acautelam, respectivamente, o inc modo geral e as eventuais perturbações do sono, durante o período nocturno. Para casos mais particulares de impacte ambiental devido a ruídos intrusivos, os cr terios de incomodidade presentes na legislação portuguesa vigente, estão de acordo com as melhores práticas internacionais.

Para uma adequada protecção das populações do inevitável impacte ambiental causado por qualquer infra-estrutura de transporte, devem ser aplicados os valores limite atribuídos aos indicadores de ruído ambiente, especificados na legislação aplicável para as distintas tipologias de ocupação humana ou de uso dos solos, de onde poderá decorrer o eventual recurso a medidas minoradoras de ruído apropriadas.

-  , também, consenso dos peritos internacionais (de vários países) consultados que, na avaliação de impactes no ambiente sonoro, não deveria importar a quantidade do aumento do valor de um indicador energético mas sim se o valor limite para um determinado tipo de área – estipulado exactamente com o conceito de "limite" -   ou não ultrapassado. Este será representativo, dentro dos limites do conhecimento actual, do limiar a partir do qual o impacte do ruído nas populações poderá ser considerado negativo.

É claro que os valores limite teriam de estar ajustados às características das fontes sonoras, neste caso, das infra-estruturas de transporte, e das populações expostas, através de um adequado zonamento acústico do território. Este acautelaria, as necessidades decorrentes da sensibilidade ao ruído da respectiva ocupação humana.

- O indicador composto L_{den} pode ser utilizado em instrumentos de diagnóstico para avaliação global e estratégica para fins de planeamento, na elaboração de cartas de ruído e para a comunicação de informação com a Comissão Europeia, tal como é utilizado em diversas legislações europeias.
- Verificou-se, no entanto, que a utilização dos indicadores L_d , L_e e L_n considerados em separado permite a avaliação do ruído efectivamente percebido pelas populações nas diferentes fases da sua actividade diária, a que podem ser aplicados correspondentes valores objectivo os quais, no caso do indicador L_n , correspondem aos valores limite estabelecidos no RGR.



- Assim, recomendou-se a utilização dos indicadores L_{d_r} , L_e e L_n de forma diferenciada, para uma adequada avaliação da incomodidade sentida pelas populações devido ao ruído e dos impactes resultantes de novas infra-estruturas de transporte e, conseqüentemente, para uma melhor orientação da gestão do ruído e da concepção das eventuais medidas minoradoras. Os impactes deverão ser analisados em cada período específico pelos indicadores diferenciados.
- O zonamento acústico do território deverá ser suficientemente diferenciado, no que respeita aos usos do solo predominantes (usos hospitalares, escolares e culturais; usos residenciais; uso recreativo ou de lazer; uso terciário; uso industrial) e sua sensibilidade ao ruído, abandonando a actual opção ultra-simplista de apenas duas zonas consagrada na legislação nacional. Tal permitiria uma mais adequada e correcta diferenciação dos valores limite a associar aos indicadores de ruído ambiente para as diferentes zonas acústicas.
- Considerando a necessidade de apreciar o impacte sonoro causado por determinada infra-estrutura de transporte em função do aumento esperado da exposição sonora existente (aumento cumulativo), em especial nos casos em que a exposição sonora futura é inferior aos valores objectivo/limite fixados, foi proposta uma metodologia de cálculo e apreciação da magnitude do impacte no ambiente sonoro, devido a novas infra-estruturas de transporte.
- Esta metodologia articula a magnitude do impacte no ambiente sonoro com a significância deste, ou seja, com o contexto: usos do solo, ruído ambiente registado e expectativas das populações em termos da qualidade do ambiente sonoro.
- A magnitude do impacte no ambiente sonoro é quantificada pela diferença (ΔL) entre os valores dos indicadores de ruído previsto e actual, tendo sido considerados quatro graus de magnitude dos impactes, no que respeita ao aumento/acréscimo ΔL (em dB): (i) negligenciável, para $\Delta L \leq 3$ a 5 dB, (ii) reduzida, para valores de ΔL superiores a 5 dB mas inferiores a 10 dB, (iii) moderada, para valores de ΔL superiores a 10 dB mas inferiores a 15 dB, e (iv) elevada, para valores de ΔL superiores a 15 dB.

Para ilustração desta metodologia, foram construídas curvas correspondentes a distintos valores objectivo do indicador de referência (Figuras 21 a 25).



- Estes graus de magnitude de impacte no ambiente sonoro funcionam como critérios da incomodidade sentida pelas populações afectadas pelo ruído originado por infra-estruturas de transporte (fontes mecânicas). Como conclusão da informação resultante do actual conhecimento das relações de exposição-impacte no que respeita ao incomodo sentido pelas populações, foi também desejável acompanhar o facto de que o aumento tolerável da exposição sonora diminui à medida que a exposição sonora ou ruído residual já existente aumenta.
- Sempre que existam magnitudes de impactes “elevados” terão de ser obrigatoriamente consideradas medidas de minimização. Estas medidas também terão que ser tomadas em conta, no caso das magnitudes dos impactes se encontrarem no intervalo “moderado” ou até no intervalo “reduzido”, visto esta ser uma zona em que os impactes no ambiente sonoro já são identificáveis, desde que as relações custo-benefício sejam razoáveis e os impactes residuais sejam efectivamente menores.
- Assim, as condições a serem pesadas na tomada de decisão da aplicabilidade de medidas minimizadoras do ruído gerado por uma infra-estrutura de transporte deverão ter em conta diversos factores, tais como o número de receptores sensíveis afectados bem como a sua ordenação no território; a sensibilidade ao ruído da zona afectada pelo projecto da infra-estrutura de transporte; a eficácia das medidas de minimização, recomendando-se que a atenuação sonora prevista pelas medidas minimizadoras deva ser, pelo menos, igual ou superior a 5 dB(A); e as relações custo-benefício das medidas de minimização propostas.



BIBLIOGRAFIA

Bibliografia técnico-científica

Abbot, P.; Nelson, P. (2002). *Converting the UK traffic noise index $L_{A10,18h}$ to EU noise indices for noise mapping*, TRL Limited, Project Report PR/SE/45/02, AEQ Division, DEFRA, Reino Unido.

Banon, C.; Saunders, R; Thompson, R. (2005). *The Nagambie Bypass Advisory Committee Report*, VicRoads, Department of Sustainability and Environment, Victoria, Austrália.

Beaumont, J.; Emmanuelle, P. (2003). "Driving force, pressure and state indicators", *Technical Meeting on Noise Indicators*, WHO Europe, Bruxelas 2003.

Bento Coelho, J. L. (2007). "Community Noise Ordinances", em *Handbook of Noise and Vibration Control*, Ed. Malcolm J. Crocker, John Wiley & Sons, New York, 2007.

Berglund, B.; Lindvall, T. (1995). *Community Noise*, Archives of the Center for Sensory Research, Volume 2, Issue 1, Suécia.

Berglund, B.; Lindvall, T.; Schwela, D. (1999). *Guidelines for Community Noise*, WHO Report.

Bevan, D. (2007). *The Pacific Motorway Report: an investigation into the actions of the Department of Main Roads in relation to noise and safety issues concerning the Pacific Motorway*, Report of the Queensland Ombudsman, Brisbane, Austrália.

Bishop, D. (1982). "Noise Surveys; Community Noise", em *The Handbook of Noise Control*, ed. Cyril Harris, McGraw-Hill, 1982.

Borst, H.; Miedema, H. (2005). "Comparison of Noise Impact Indicators, calculated on the basis of Noise Maps of DENL", *Acta Acustica united with Acustica*, vol. 91, pp 378-385.



Brink, M.; Thomann, G.; Huber, P.; Schierz, C. (2007). "A new noise impact assessment method for noise policy", *Inter-Noise 2007 Proceedings*, Istanbul, Turquia.

Brink, M.; Wirth, K.; Schierz, C. (2008). "Annoyance responses to stable and changing aircraft noise exposure", *Journal of the Acoustical Society of America*, 124 (5), pp 2930-2941.

Bruck, P.; Grutzmacher, M.; Meiter, F.; Muller, E.; Matschat, K. (1965). *Fluglarm, Gutachten erstatten im Auftrag des Bundesministerium fur Gesundheitwesen (Aircraft Noise: Expert Recommendations Submitted under The Commission for the German Federal Ministry for Public Health)*, Gottingen, Alemanha.

Burgess, M.; Finegold, L. (2007). "Environmental Noise Impact Assessment", em *The Handbook of Acoustics*, Ed. Malcolm J. Crocker, Wiley-Interscience, 2007.

CALM-network (2007). *Noise Research for the year 2020*.

Campbell, J.; Isles, S. (2001). *RTA Environmental Noise Management Manual*, Roads And Traffic Authority of New South Wales, RTA-Pub.01.142, NSW, Austrália.

Crocker, M. (2007). "Rating measures, descriptors, criteria and procedures for determining human response to noise", em *The Handbook of Acoustics*, Ed. Malcolm J. Crocker, Wiley-Interscience, 2007.

De Coensel, B. ; Botteldooren, D. ; Berglund, B. ; Nilsson, M. ; De Muer, T. ; Lercher, P. (2007). "Experimental Investigation of Noise Annoyance caused by High-speed Trains", *Acta Acustica united with Acustica*, vol. 93, pp 589-601.

Eagan, M. (2007). "Using supplemental metrics to communicate aircraft noise effects", *Transportation Research Board*, National Research Council (USA), Vol. nº2011, pp 175-183.

Edge, P.; Cawthorn, J. (1976). "Selected Methods for Quantification of Community Exposure to Aircraft Noise.", *NASA Technical Note D-7977*, Langley Research Center, Virginia, Estados Unidos.



EPA-Wyle Laboratories (1971). *Community Noise*, U.S. Environmental Protection Agency.

EPA (U.S. Environmental Protection Agency) (1999). *EPA's Framework for Community-Based Environmental Protection*, EPA 273-K-99-001, February 1999.

Expert Panel on Noise (EPoN) (2010). *Expert Guidance on noise exposure and potential health effects*, Position Paper of the on behalf of the European Environmental Agency (to be published).

Ferry, B. (2004). *Review and analysis of published research into the adverse effects of industrial noise, in support of the revision of planning guidance – Final Report*, DEFRA ref. NANR 5, Surrey, Reino Unido.

Fidell, S. (2007). "Noise-Induced Annoyance", em *Handbook of Noise and Vibration Control*, Ed. Malcolm J. Crocker, John Wiley & Sons, New York, 2007.

Fidell, S. (2003). "The Schultz curve 25 years later: A research perspective", *Journal of the Acoustical Society of America*, 114 (6), 3007-3015.

Fidell, S. (1982). "Community Response to Noise", em *The Handbook of Noise Control*, ed. Cyril Harris, McGraw-Hill, 1982.

Field, J. M.; Hall, F. L. (1987). "Community Effects of Noise", em *Transportation Noise-Reference Book*, Ed. P. M. Nelson, Butterwoths & Co. (Publishers) Ltd., 1987.

Finegold, L. S.; Muzet, A. G.; Berry, B. F. (2007). "Sleep Disturbance due to Transportation Noise Exposure", em *Handbook of Noise and Vibration Control*, Ed. Malcolm J. Crocker, John Wiley & Sons, New York, 2007.

Fog, H.; Jonsson, E. (1968). *Traffic Noise in Residential Areas*, Report 36 E/1986, The National Swedish Institute for Building Research, Estocolmo, Suécia.

Ford, R. D. (1987). "Physical Assessment of Transportation Noise", em *Transportation Noise-Reference Book*, Ed. P. M. Nelson, Butterwoths & Co. (Publishers) Ltd., 1987.



Gottlob, D. (1995). "Regulations for Community Noise", *Noise/News International*, Vol. 3, No. 4, 1995 Dezembro, pp. 223-236.

Harris, A. S.; Fleming, G. G.; Lang, W. W.; Schomer, P. D.; Wood, E. W. (2003). "Reducing the Impact of Environmental Noise on Quality of Life Requires an Effective National Noise Policy", *Noise Control Eng. J.*, Vol. 51, No. 3, May-June 2003, pp. 151-154.

Hassal, J.; Zaveri, K. (1988). *Acoustic Noise Measurements*, 5th Edition, Bruel&Kjaer, Dinamarca.

Hoeger, R.; Schreckenber, D.; Felscher-Suhr, U.; Grieffhan, B. (2002). "Night-time Noise Annoyance: State of the Art", *Noise Pollution & Health*, 51.

Jacobsen, F.; Poulsen, T.; Rindel, J.; Gade, A.; Ohlrich, M. (2007). *Fundamentals of Acoustics and Noise Control*, DTU, Universidade Técnica da Dinamarca, Orsted, Dinamarca.

Klaeboe, R.; Kolbenstedt, M.; Fyhri, A. (2005). "The Impact of an Adverse Neighbourhood Soundscape on Road Traffic Noise Annoyance", *Acta Acustica united with Acustica*, vol. 91, pp 1039-1050.

Lambert, J.; Vallet, M. (1994). *Study Related to the Preparation of a Communication on a Future EC Noise Policy – Final Report*, LEN Report nº 9420, INRETS, França.

Lambert, J.; Champelovier, P.; Vernet, I. (1998). "Assessing the Railway Bonus: The Need to examine the New Infrastructure Effect", *Inter-Noise 1998 Proceedings*, Christchurch, Nova Zelândia.

Lambert, J. (2006). *Synthesis of knowledge concerning the dose-effects relationship related to transport noise*, comunicação para a Agência de Protecção Ambiental do Piemonte, Itália.

Lang, W. W. (2001). "Is Noise Policy a Global Issue, or Is It a Local Issue?", *Noise Control Eng. J.*, Vol. 49, No. 4, 2001 July-Aug, pp. 155-158.



Lercher, P.; Botteldooren, D. (2006). "General and/or local assessment of the impact of transportation noise in environmental health impact studies", *EuroNoise 2006 – 6th European Conference on Noise Control Proceedings*, Tampere, Finlândia.

Licitra, G. (2007). "Directive 2002/49/CE: the difficult path to the implementation in Italy", *International Workshop on Noise Mapping*, Pisa, Itália.

Maling, G. C.; Finegold, L. S. (2004). "A Review of United States Noise Policy", *Inter-Noise 2004 Proceedings*, 2004.

Maurin, M. (2005). "The Sinuous Progression of Impact Magnitudes and Impact Laws in Environmental Acoustics", *ICSV12 Proceedings*, Lisboa, Portugal.

Miedema, H.; Oudshoorn, C. (2001). "Annoyance from Transportation Noise: Relationships with Exposure Metrics DNL and DENL and their Confidence Intervals", *Environmental Health Perspectives*, vol. 109, nº4, pp 409-416.

Miedema, H. (2002). "Relationship between exposure to single or multiple transportation noise sources and noise annoyance", *Technical Meeting on exposure-response relationships of noise on Health*, WHO-Europe, Bonn, Alemanha.

Muzet, A. (2002). "Noise Exposure from various sources, Sleep Disturbance, Dose-Effect relationships on adults", *Technical Meeting on exposure-response relationships of noise on Health*, WHO-Europe, Bonn, Alemanha.

Psychas, K.; Tzekakis, E.; Vasiliadis, V. (2005). "Long term noise monitoring applications in Greece according to the 2002/49/EC directive requirements", *ICSV12 Proceedings*, Lisboa, Portugal.

Reichel, D. (2006). "Criteria and Regulations for Noise Control", em *The Science and Applications of Acoustics*, ed. Daniel R. Raichel, Springer Science, 2006.

Rossi, F.; Asdrubali, F.; Filipponi, M. (2005). "Una Metodologia per la conversione del Livello Equivalente Continuo di rumori nel nuovo indicatore europeo L_{den} ", *32^o Congresso Nazionale AIA Proceedings*, Ancona, Itália.



Schomer, P. (2005). "Criteria for assessment of noise annoyance", *Noise Control Eng.*, 53(4).

Smith, M. J. T. (1989). *Aircraft Noise*, Cambridge University Press, 1989.

Verkeyn, A. (2004). "Fuzzy modeling of noise annoyance", *Tese de Doutoramento*, Universidade de Gent.

Vogiatis, C.; Chaikali, S.; Chatzopoulou, A. (2005). "Existing legal framework for environmental acoustics in Greece", *ICSV12 Proceedings*, Lisboa, Portugal.

Yamazaki, K.; Tachibana, H. (1999). "New Japanese Environmental Quality Standards for Noise", *Proceedings Inter-Noise99*, Vol. 3, pp. 1970–1974.

World Health Organization (2009). *Night Noise Guidelines (NNGL) for Europe*, WHO report, 2009.

Working Group 1 – Noise indicators (2000). *Position Paper on EU noise indicators*, European Commission, Bruxelas.

Working Group 2 – Dose/Effect (2004). *Position Paper on dose response relationships between transportation noise and annoyance*, European Commission, Bruxelas.

Working Group on Health and Socio-Economic Aspects (2004). *Position Paper on dose-effect relationships for night time noise*, European Commission, Bruxelas.

Legislação nacional e internacional

Portugal

Regulamento Geral sobre o Ruído, Decreto-Lei n.º 251/87 de 24 de Junho; Decreto-Lei n.º 292/89 de 2 de Setembro.

Regime Legal sobre a Poluição Sonora, Decreto-Lei n.º 292/2000 de 14 de Novembro.



Transposição da Directiva Europeia 2002/49/CE, Decreto-Lei n.º 146/2006 de 31 de Julho; Declaração de Rectificação n.º. 57/2006 de 31 de Agosto.

Regulamento Geral do Ruído, Decreto-Lei n.º 9/2007 de 17 de Janeiro; Declaração de Rectificação n.º 18/2007 de 16 de Março; Decreto-Lei n.º 278/2007 de 1 de Agosto.

Alemanha

Verkehrslarmschutzverordnung – 16.BImSchV, de 1990, modificada em 2006. Critérios e valores limite.

Austrália

Environmental criteria for road traffic noise, Noise Policy Section, Environmental Protection Authority, New South Wales, 1999.

Environmental Protection Policy (Noise) 1997, SL No. 73, Queensland, Environmental Protection Act 1994, with amendments up to 2003.

Road Traffic Noise Management: Code of Practice, Department of Main Roads, Government of Queensland, 2008.

Traffic Noise Reduction Policy, Victoria Roads Corporation, Victoria, 2005.

Dinamarca

Recommended Noise Limits (tradução inglesa), EPA-Denmark, 2006.

Espanha

REAL DECRETO 1367/2007 de 19 de outubro que desenvolve a Ley 37/2003, de 17 de novembro, referente ao Ruído, zonamento, objectivos de qualidade e emissões acústicas.

Estados Unidos da América



National Environmental Policy Act of 1969, U.S. Congress, Public Law 91–190.

Procedures for Abatement of Highway Traffic Noise and Construction Noise, 23 United States Code of Federal Regulations, Part 772 (22 CFR 772), 1982.



Highway Traffic Noise Analysis and Abatement Policy and Guidance, Federal Highway Administration (FHWA), Noise and Air Quality Branch, Washington D.C., 1995.

Guidelines for Analysis and Abatement of Highway Traffic Noise, Texas Department of Transportation (TxDOT), 1997.

Abatement of Highway Traffic Noise and Construction Noise, Environmental Policy and Procedure Manual, North Carolina Department of Transportation (NCDOT), 2001.

Highway Traffic Noise, Illinois Department of Transportation, 2008.

Highway Traffic Noise Abatement, Utah Department of Transportation (UDOT), 2008.

Traffic Noise Analysis Protocol, California Department of Transportation (Caltrans), Division of Environmental Analysis, 1998; *Traffic Noise Analysis Protocol*, California Department of Transportation (Caltrans), Division of Environmental Analysis, edição revista, 2006.

Policy for Construction of Noise Barriers in Residential Areas, New Jersey Turnpike Authority, Outubro 2006.

Aviation Safety and Noise Abatement Act of 1979, U.S. Congress, Public Law 96–193.

Noise Control and Compatibility Planning for Airports, Advisory Circular AC 150/5020- 1, U.S. Department of Transportation, Federal Aviation Administration, 1983.

França



Circulaire n°97-110 du 12 décembre 1997 - relative à la prise en compte du bruit dans la construction de routes nouvelles ou l'aménagement de routes existantes du réseau national.

Décret n°2006-1099 du 31 août 2006 - relatif à la lutte contre les bruits voisinage.

Circulaire n°04-525 du 25 mai 2004 – relative au Bruit des infrastructures de transports terrestres.

Holanda

Netherlands Noise Abatement Act, 2007.

Japão

Noise Regulation Law, Law No. 98 of 1968, Latest Amendment by Law No. 91 of 2000, Japan Ministry of the Environment.

Environmental Quality Standards for Noise, Environmental Agency Notification No. 64, Japan Ministry of the Environment, 1998.

Environmental Quality Standards for Aircraft Noise, Environmental Agency Notification No. 91, Japan Ministry of the Environment, 1993.

Environmental Quality Standards for Shinkansen Superexpress Railway Noise, Environmental Agency Notification No. 91, Japan Ministry of the Environment, 1993.

EU

Directiva 2002/49/EC do Parlamento e Conselho Europeu relativa à avaliação e gestão do ruído ambiente, Jornal Oficial da União Europeia, 2002.

Recomendação 2003/613/CE da Comissão Europeia sobre os métodos de cálculo provisórios para o ruído industrial, o ruído de aeronaves e o ruído do tráfego rodoviário e ferroviário, Jornal Oficial da União Europeia, 2003.



Comunicações pessoais

Nathalie F rst, Centre d' tudes sur les Réseaux, les Transports, l'Urbanisme et les constructions publiques (CERTU), ex Membro do WG-AEN, França ;

Matthias Hintzsche, Federal Environmental Agency, Membro do WG-AEN, Alemanha;

Peter Lercher, Professor da Universidade Técnica de Viena (TUWien), colaborador de trabalhos preliminares de desenvolvimento da Directiva 2002/49/CE, Áustria;

S ren Rasmussen, Cowi, Membro do WG-AEN, Dinamarca;

Rupert Thornely-Taylor, consultor, Fellow do Institute of Acoustics (Reino Unido), Director do International Institute of Acoustics and Vibration (IIAV), Director-Geral da Rupert Taylor Acoustics and Vibration, Reino Unido;

Martin Van den Berg, Ministério do Ambiente dos Países Baixos, Membro do WG-AEN, Holanda.





OS AUTORES

O presente estudo foi desenvolvido pela equipa do Grupo de Acústica e Controlo de Ruído do Centro de Análise e Processamento de Sinais (CAPS) do Instituto Superior Técnico, Lisboa.

Apresenta-se uma breve Biografia dos principais autores:

J. L. Bento Coelho

Licenciado em Engenharia Electrotécnica pelo Instituto Superior Técnico, MSc. em Som e Vibrações, Doutorado em Acústica pelo Institute of Sound and Vibration Research da Universidade de Southampton e Agregado pelo Instituto Superior Técnico, Universidade Técnica de Lisboa. É Engenheiro Especialista em Acústica pela Ordem dos Engenheiros e Fellow do International Institute of Acoustics and Vibration. É Professor Associado Agregado de Acústica no Instituto Superior Técnico, Coordenador do Grupo de Acústica e Controlo de Ruído do Centro de Análise e Processamento de Sinais do Instituto Superior Técnico (CAPS/IST) e Presidente do CAPS/IST. É Presidente do International Institute of Acoustics and Vibration, Presidente da Mesa da Assembleia Geral da Sociedade Portuguesa de Acústica, Membro do Conselho Consultivo do Portal Ambiente & Saúde da Fundação Calouste Gulbenkian, Membro do International Institute of Noise Control Engineering, Membro do European Committee on Room and Building Acoustics. É o Coordenador da Especialização em Engenharia Acústica da Ordem dos Engenheiros. É o responsável e Coordenador do curso de pós-graduação Diploma de Formação Avançada (DFA) em Engenharia Acústica do IST. É membro do European Expert Panel on Noise, da Agência Europeia do Ambiente (ex EU Noise Policy Working Group on Assessment of Exposure to Noise e Group 4 on Noise Mapping) e membro do painel de avaliação do European Green Capital City Award Scheme.

António José Ferreira

Frequentou o curso de Engenharia Química do Instituto Superior Técnico (IST). Diploma em Sonologia/Informática Musical (Conservatório Real de Haia, Holanda). Curso de Controle e Informatização em Ruído Ambiente do Centro de Análise e Processamento de Sinais do Instituto Superior Técnico (CAPS/IST). Diploma de Formação Avançada em Engenharia Acústica DFAEAC (IST). Foi Bolseiro da Junta

Nacional de Investigação Científica e Tecnológica em investigação de Acústica Submarina (Captação de Sinais Biológicos) no CAPS/IST e Investigador do CAPS, no âmbito do Projecto Europeu BRITE/EURAM. Ex-investigador da Linha de Acústica e Instrumentação do CAPS, consultor em empresas privadas, nos mais diversos trabalhos e projectos de Engenharia Acústica e Controlo de Ruído (Acústica de Edifícios e Ambiental). Desenvolve uma importante carreira, de alcance internacional, como compositor de música electroac stica, de carácter erudito, tendo recebido vários pr mios e menções e editado três CD's de obras suas.

