



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Valutazione dell'esposizione al rumore della popolazione: stato dell'arte, analisi critica, proposte operative

Rapporto finale



RAPPORTI



ISPRA

Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Valutazione dell'esposizione al rumore della popolazione: stato dell'arte, analisi critica, proposte operative

Rapporto finale

Informazioni legali

L'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e le persone che agiscono per conto dell'Istituto non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

La Legge 133/2008 di conversione, con modificazioni, del Decreto Legge 25 giugno 2008, n. 112, pubblicata sulla Gazzetta Ufficiale n. 195 del 21 agosto 2008, ha istituito l'ISPRA - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale.

L'ISPRA svolge le funzioni che erano proprie dell'Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici (ex APAT), dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (ex INFS) e dell'Istituto Centrale per la Ricerca scientifica e tecnologica Applicata al Mare (ex ICRAM).

La presente pubblicazione fa riferimento ad attività svolte in un periodo antecedente l'accorpamento delle tre Istituzioni e quindi riporta ancora, al suo interno, richiami e denominazioni relativi ai tre Enti soppressi.

ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale
Via Vitaliano Brancati, 48 – 00144 Roma
www.isprambiente.it

ISPRA, Rapporti 115/2010

ISBN 978-88-448-0449-7

Riproduzione autorizzata citando la fonte

A cura di

Elaborazione grafica

ISPRA

Grafica di copertina: Franco Iozzoli

Coordinamento tipografico:

Daria Mazzella

ISPRA - Settore Editoria

Amministrazione:

Olimpia Girolamo

ISPRA - Settore Editoria

Distribuzione:

Michelina Porcarelli

ISPRA - Settore Editoria

Impaginazione e Stampa

Tipolitografia CSR - Via di Pietralata, 157 - 00158 Roma

Tel. 064182113 (r.a.) - Fax 064506671

Finito di stampare

Dicembre 2010

AUTORI

G. Licitra ^(a) **M. Nolti** ^(a) **G. Brambilla**

^(a) ARPAT: Agenzia Regionale per la Protezione dell’Ambiente della Toscana
Via N. Porpora, 22 FIRENZE
g.licitra@arpat.toscana.it, m.nolti@arpat.toscana.it

^(b) CNR Istituto di Acustica “O.M. Corbino”
Via del Fosso del Cavaliere 100, ROMA
giovanni.brambilla@idac.rm.cnr.it

INDICE

PREFAZIONE	9
INTRODUZIONE	11
1. RACCOLTA E STUDIO DELLA BIBLIOGRAFIA DI ESPERIENZA NEL SETTORE	13
1.1 La Direttiva Europea 2002/49/CE	13
1.2 La ISO/TS 15666 “Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustic surveys”	16
1.3 Le raccomandazioni dell’ICBEN “Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: research and a recommendation” ...	19
2. ANALISI DELLA METODOLOGIA DEL NOISE SURVEY	21
2.1 Le diverse tipologie di survey	22
3. ANALISI DELLE ESPERIENZE INTERNAZIONALI NEL SETTORE DELLA VALUTAZIONE DELL’ESPOSIZIONE	25
3.1 L’annoyance	25
3.2 Sonno e qualità del sonno	27
3.3 Altre influenze del rumore sullo stato di salute	31
4. CAUSALITÀ TRA ESPOSIZIONE SONORA ED EFFETTI EXTRAUDITIVI	33
5. EFFETTI EXTRAUDITIVI	37
5.1 Reazioni fisiologiche all’esposizione al rumore	38
<i>a - Reazioni della muscolatura volontaria</i>	38
<i>b - Reazioni della muscolatura liscia e delle ghiandole</i>	38
<i>c - Riflessi di orientamento e di difesa</i>	39
<i>d - Stress</i>	39
<i>e - Effetti sul sistema nervoso centrale</i>	40
<i>f - Effetti neuroendocrini</i>	40
<i>g - Effetti sul sistema immunitario</i>	41
<i>h - Effetti sulla salute mentale</i>	41
<i>i - Effetti sull’apparato cardiocircolatorio</i>	42
<i>j - Effetti sull’apparato respiratorio</i>	43
<i>k - Effetti sull’apparato digerente</i>	43
<i>l - Effetti sull’apparato visivo</i>	43
<i>m - Effetti sull’apparato riproduttivo</i>	44
<i>n - Effetti sul rendimento e sull’efficienza</i>	44
<i>o - Effetti sull’apprendimento</i>	45

6. GLI STUDI EPIDEMIOLOGICI INTERNAZIONALI	47
6.1 Studi relativi alla dimostrazione dell'esistenza di relazioni dose-effetto	49
<i>a - L'aumento della motilità istantanea</i>	50
<i>b - I risvegli</i>	52
<i>c - Aumento cronico della motilità media</i>	53
<i>d - Gli effetti cardiovascolari</i>	54
<i>e - Gli effetti sull'apprendimento di bambini e adolescenti</i>	55
<i>f - Altri effetti ipotizzati: le secrezioni del sistema endocrino e le ripercussioni sulla salute mentale</i>	59
7. GLI EFFETTI SPECIFICI DA TIPOLOGIA DI SORGENTE SULL'ANNOYANCE	61
8. ESTERNALIZZAZIONE DEL RUMORE AMBIENTALE	65
8.1 Rumore in termini di DALY (Disability Adjusted Life Year)	65
8.2 Rumore e WTP (willingness to pay)	67
9. ANALISI E CONFRONTO DELLE INDAGINI SOCIOACUSTICHE IN LABORATORIO ED IN CAMPO	71
9.1 Indagini in laboratorio	71
9.2 Indagini in campo	72
9.3 I soggetti acusticamente vulnerabili	74
10. MODELLI MULTIESPOSIZIONE-ANNOYANCE	75
10.1 Aspetti teorici dei modelli	76
10.2 Classificazione dei modelli: psicofisici e percettivi	77
<i>a - Energy summation model</i>	78
<i>b - Pressure summation model (Flindell, 1983)</i>	79
<i>c - Constant correction model</i>	80
<i>d - Level dependent correction model (Vos J., 1992)</i>	80
<i>e - Response summation model (Ollerhead J., 1978)</i>	81
<i>f - Energy difference model</i>	81
<i>g - Summation and inhibition model (Powell C., 1979)</i>	82
<i>h - Independent effects model</i>	84
<i>i - Dominant source model</i>	84
<i>j - Vector summation model (Berglund B., 1981)</i>	84
<i>k - Summation and inhibition model (Powell, 1979)</i>	84
<i>l - Strongest component model</i>	85
10.3 Considerazioni generali sui modelli	85
10.4 Sviluppi futuri	87
11. ANALISI DEI DIVERSI MODELLI DI SIMULAZIONE DEI LIVELLI SONORI: CARATTERIZZAZIONE, APPLICABILITÀ, INTERCONFRONTI	89
11.1 La normativa di riferimento	89
11.2 Considerazioni generali	90
11.3 Dati in ingresso ai modelli	93

<i>a - Sorgente</i>	93
<i>b - DGM (Digital Ground Model)</i>	93
<i>c - Propagazione</i>	93
11.4 Problematiche generali sui dati in ingresso	94
11.5 Incertezza complessiva sulla mappatura acustica	94
11.6 Il rumore ferroviario: il modello RMR II	96
<i>a - Descrizione del modello</i>	97
<i>b - Metodo di calcolo standard semplificato (SRM I)</i>	97
<i>c - Descrizione della sorgente</i>	98
<i>d - Metodo di calcolo</i>	99
<i>e - Adeguamenti necessari alla END e problematiche aperte</i>	99
11.7 Rumore stradale: il modello NMPB-96	99
<i>a - Parametri</i>	102
<i>b - Descrizione della sorgente</i>	103
<i>c - Correzione meteorologica</i>	104
<i>d - Adeguamenti alla END</i>	104
11.8 Rumore aeroportuale: confronto tra il modello INM (Integrated Noise Model) e le direttive ECAC (Standard Method of Computing Noise Contours around Civil Airports): similitudini e differenze	104
<i>a - Parametri in ingresso</i>	105
<i>b - Procedure di calcolo</i>	106
<i>c - Calcolo dei parametri fisici e geometrici per ogni segmento</i>	108
<i>d - Interpolazione o estrapolazione del livello di rumore</i>	109
<i>e - Correzione dell'impedenza acustica</i>	109
<i>f - Correzioni per la frazione di rumore generata da ogni segmento del flight path</i>	110
<i>g - Correzione per la velocità dell'aeromobile</i>	110
<i>h - Correzioni per l'attenuazione laterale</i>	110
<i>i - Ulteriori correzioni</i>	111
12. GLI STUDI SOCIO ACUSTICI IN ITALIA	113
13. STIMA DELLA POPOLAZIONE ESPOSTA	117
13.1 Procedure semplificate	117
<i>a - Procedure dettagliate</i>	119
13.2 Traffico veicolare urbano	121
<i>a - Stima statistica dei livelli sonori</i>	121
<i>b - Stima della popolazione esposta</i>	125
13.3 L'esposizione al rumore da traffico ferroviario	128
<i>a - Metodo analitico dettagliato</i>	129
<i>b - Stima della popolazione esposta</i>	130
13.4 L'esposizione al rumore da traffico aeroportuale	130
<i>a - Stima dei livelli sonori</i>	131
<i>b - Stima della popolazione esposta</i>	132
<i>c - Metodo DUSAF</i>	133
<i>d - Metodo TeleAtlas</i>	134

14. SPECIFICHE TECNICHE, LINEE GUIDA E “BEST PRACTICES” AI FINI DI STANDARDIZZARE UNA METODOLOGIA DI RACCOLTA, ARCHIVIAZIONE E TRATTAZIONE DATI	137
14.1 La correzione per la mancata risposta selettiva	137
14.2 Gli elementi confondenti la determinazione dell’annoyance	138
<i>a - L’età del rispondente</i>	139
<i>b - Il sesso del rispondente</i>	140
<i>c - Il livello d’istruzione del rispondente</i>	140
<i>d - Lo stato occupazionale</i>	141
<i>e - Il numero di componenti del nucleo familiare</i>	142
<i>f - La sensibilità a rumore</i>	142
<i>g - L’uso di farmaci sonno - inducenti</i>	144
14.3 La valutazione dell’incertezza	145
15. CONCLUSIONI	149
15.1. Le criticità emerse	149
<i>a. Lo stato delle indagini socio-acustiche in Italia</i>	149
<i>b. L’esperienza partecipativa degli italiani ai sondaggi ambientali</i>	150
<i>c. I protocolli sperimentali delle indagini socioacustiche</i>	150
<i>d. Gli ambiti territoriali oggetto di indagine</i>	151
<i>e. La pianificazione delle indagini socio-acustiche</i>	151
<i>f. I gruppi di popolazione acusticamente vulnerabili</i>	151
<i>g. Le relazioni dose-effetto</i>	152
<i>h. Le autovalutazioni sugli effetti richieste e quelle spontanee</i>	152
<i>i. Dalla monoesposizione alla multiesposizione</i>	153
<i>j. Il clima acustico nelle aree quiete</i>	153
<i>k. L’esternalizzazione dei costi del rumore ambientale</i>	153
<i>l. Le limitazioni della Direttiva 2002/49/CE</i>	154
BIBLIOGRAFIA	159
ALLEGATO A: IL GLOSSARIO DEGLI INDICI ACUSTICI	167
ALLEGATO B: ESEMPIO DI DOCUMENTAZIONE CONSEGNATA ALLA POPOLAZIONE	171
ALLEGATO C: ALCUNI ESEMPI DI NOISE MAPPING	195

PREFAZIONE

Il lavoro presentato in questo documento si riferisce alla convenzione siglata il 22.09.05 fra gli enti di protezione ambientale APAT (Agenzia per la Protezione dell’Ambiente e dei Servizi Tecnici) e ARPAT (Agenzia Regionale per la Protezione dell’Ambiente della Toscana).

ARPAT ha poi stipulato un contratto di ricerca con CNR - Istituto di Acustica "O.M. Corbino", incaricato di svolgere una ricognizione degli studi e dei protocolli seguiti nella valutazione dell’esposizione al rumore della popolazione, effettuando una revisione critica che mettesse in evidenza quali sono gli elementi qualificanti e le necessità di approfondimento.

Lo scopo della ricerca in questione, come riferito nell’art. 2 (“Oggetto”) della sopra indicata Convenzione tra APAT e ARPAT, è quello di operare un’analisi dello stato dell’arte dei protocolli sperimentali impiegati nelle indagini sull’esposizione al rumore della popolazione e sugli effetti indotti sulla salute e sul benessere, nonché la valutazione delle criticità rilevate, definendo, infine, proposte operative per una futura indagine della stessa tipologia da realizzare in Italia.

Questo documento raccoglie ed integra i due precedenti report d’interim, previsti nell’art. 3 della convenzione, (“Modalità della prestazione”), rapporti conclusivi delle fasi d’indagine: “Studi di valutazione del livello di esposizione a rumore in ambito comunitario: qual è lo stato dell’arte” e “Analisi delle criticità rivelate nella valutazione dell’esposizione al rumore della popolazione”.

INTRODUZIONE

La Direttiva Europea sulla gestione del rumore ambientale 2002/49/CE, nello spingere gli Stati Membri a dare risposta, secondo le scadenze previste, alle sue disposizioni, fa trasparire l'urgenza di definire l'entità dell'esposizione a rumore, la sua gravità e la correlazione del fenomeno fisico dell'immissione sonora, alle ripercussioni in termini di disturbo o deterioramento della qualità della vita provocati sulla popolazione.

Per affrontare in modo organico e con risoluzioni durature il problema del rumore ambientale è quindi necessario raggiungere una quantificazione degli effetti biologici del rumore esterno, sia per prevedere nuovi impatti socio-economici in ambito sanitario, sia per sviluppare nuove strategie ed orientamenti di *policy*, volti all'alleggerimento della gravità del problema, e, nel medio-lungo termine, al raggiungimento degli obiettivi prefissi da WHO (*World Health Organisation*).

Proprio alla luce di quanto detto, tre dei sei indicatori di rumore approvati da WHO, nell'ambito della costituzione del Sistema Informativo della Commissione Europea, mirano alla quantificazione dell'esposizione della popolazione ai diversi livelli sonori, suddivisi in classi di 5 dB, per il periodo diurno e notturno.

Ai fini dell'implementazione delle attività previste nel progetto Ambiente e Salute di APAT, si è convenuto sulla scelta della necessità dello sviluppo di metodologie per la valutazione della percentuale di popolazione esposta al rumore, come opera prioritaria, a supporto delle politiche di gestione dei determinanti ambientali di salute.

Tutti questi studi fanno uso di indagini socio-acustiche trasversali su campioni predefiniti e prelezionati di popolazione. In Italia, ad oggi, purtroppo esistono rari esempi di indagini di questa tipologia, che tra l'altro sono state condotte in assenza di un protocollo definito e condiviso, per finalità diverse e scenari indagati differenti.

Nel presente lavoro, viene compiuta una analisi attenta del materiale bibliografico in materia, e, sulla base di essa, vengono definite linee guida e "*best practice*", ai fini di standardizzare una metodologia di raccolta, di archiviazione, di trattazione dati, di procedure demostatistiche di computazione del numero di esposti ai diversi livelli sonori calcolati per la progettazione e strutturazione di uno studio di indagine a survey.

A conclusione, viene presentata un'analisi delle criticità riscontrate nell'approfondimento di questa tematica ed una proposta operativa per uno studio socio-acustico da realizzare in Italia, per la valutazione dell'esposizione al rumore provocato da infrastrutture di trasporto.

1. RACCOLTA E STUDIO DELLA BIBLIOGRAFIA DI ESPERIENZA NEL SETTORE

I riferimenti normativi con cui contestualizzare questo lavoro possono ritrovarsi, a livello comunitario, nella Direttiva Europea 2002/49/CE “*Assessment and management of environmental noise*” e, come supporto tecnico universale, nella ISO/TS 15666:2003(E), “*Acoustics – Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustical surveys*”.

1.1 La Direttiva Europea 2002/49/CE

La Direttiva Europea 2002/49/CE fa trasparire l’urgenza di quantificare l’entità della popolazione esposta al rumore, la sua gravità e la correlazione del fenomeno fisico dell’emissione sonora alle ripercussioni di disturbo o degrado della qualità della vita indotti sulla popolazione.

Per affrontare, in modo organico e con risoluzioni durature, il problema del rumore ambientale è quindi necessario raggiungere una ragionevole stima di quali possono essere gli indici di prevalenza degli effetti dannosi provocati dal rumore esterno. Ciò affinché lo sviluppo delle strategie di *noise policies* possano prevedere i futuri impatti dovuti al rumore ambientale in ambito sanitario, nonché socio-economico, e così più sapientemente realizzare interventi volti a diminuire la gravità del problema, e a raggiungere gli obiettivi prefissi dal WHO (*World Health Organisation*) nel medio-lungo termine.

A livello operativo, inoltre, diversi progetti della Commissione Europea, in atto, o recentemente conclusi, relativi alla tematica ambientale del rumore esterno, cercano di far luce proprio sull’entità dell’esposizione, sulla sua effettiva incidenza sullo stato di salute, o sulla sua quantificazione a livello statistico-matematico.

Ad esempio, il progetto ECOEHIS (*European Commission Environment and Health Information System*) del WHO (2001-2003) si proponeva di fornire un sistema informativo a supporto della salute pubblica e delle politiche ambientali nei Paesi dell’Unione Europea.

Gli indicatori da esso proposti sono stati definiti, da diverse commissioni di esperti, seguendo lo schema DPSEEA (*Driving forces, Pressure, State, Exposure and Effects, Actions*): modello di intercasualità fra determinanti ambientali, effetti sulla salute umana e azioni di rimedio, (Corvalan et al., 1999, 2000), sempre più spesso utilizzato nella definizione e selezione di indicatori di un processo di tipo causale fra agenti determinanti ed effetto determinato.

Nel 2000, 51 indicatori ambientali sono stati proposti per il test di fattibilità a livello nazionale in 14 diversi Paesi Membri, fra cui l’Italia: di questi 13 riguardavano l’area tematica del rumore ambientale (Beamont, J. et al., 2003).

Alla conclusione dei lavori, solo 4 di essi sono stati approvati dalla Commissione Europea, in quanto ritenuti atti ad essere effettivamente implementati a livello comunitario nell’immediato futuro.

In particolare, fra questi, vi è la percentuale di popolazione esposta a fasce di livelli d’emissione sonora per specifica sorgente (aerea, ferroviaria, stradale ed industriale). Quest’indicatore è fondamentale per il calcolo degli effetti sanitari complessivi del rumore, poiché fornisce dati d’esposizione specifica, rilevatori della situazione di inquinamento da rumore in ogni Paese Membro.

Gli altri indicatori d'effetto, ossia: la consapevole manifestazione d'*annoyance* e di disturbo del sonno provocato dal rumore ambientale espressi dall'individuo esposto, permetteranno, invece, tramite le relazioni di questi *health endpoints*, di verificabilità più immediata, all'esposizione a rumore, di stimare le ripercussioni sanitarie dovute alla problematica dell'inquinamento acustico, sia in ogni Paese Membro che nella totalità dell'Unione Europea.

Altre fonti, tra cui le "*Guidelines for Community Noise*" (WHO, Berglund et al., 1999) e il report di EMSO *Evaluation and Monitoring Programme for Schiphol* (Franssen, 1999), ribadiscono l'essenzialità degli indicatori d'esposizione su citati, e, li suggeriscono come strumenti di ottenimento di potenziali banche-dati, nelle indagini di monitoraggio ambientale a lungo termine.

Le diverse fasi evolutive del progetto ECOEHIS, in particolare il suo studio di fattibilità relativo alla prima procedura d'implementazione degli indicatori proposti, hanno evidenziato carenze di dati in molti Stati Membri.

L'approvazione di tali indicatori per la valutazione della percentuale di popolazione esposta, infatti, mentre attribuisce tutta la sua rilevanza al problema dei diversi effetti sanitari dannosi che l'esposizione a rumore ambientale può far insorgere, si fa al contempo portavoce di una sottintesa denuncia della mancanza, in alcuni Paesi del sud dell'Europa quasi totale, d'informazioni di questo genere.

Queste, infatti, permetterebbero concretamente di dare la giusta dimensione al problema socio-sanitario dell'esposizione al rumore ambientale, senza incorrere in pericolose sovrastime o sottostime, oppure omologazioni a Paesi che possiedono questi dati, con il probabile effetto di portare a scelte non rispondenti alla reale situazione locale che si vuole descrivere.

E' stato, inoltre, sottolineato da diversi *Working Groups* della Commissione Europea come proprio le indagini socio-acustiche sull'esposizione al rumore ambientale condotte con specifici protocolli sperimentali, (*noise survey*), siano lo strumento necessario per dare "vero corpo" all'ancora spesso incompleta raccolta di informazioni sugli effetti di tale determinante ambientale e, al contempo, infittire o migliorare i sistemi di monitoraggio.

La carenza di informazioni sull'esposizione della popolazione al rumore si inserisce in un contesto ove da un lato si rincorrono le imminenti scadenze di mappatura del rumore esistente, volute dalla Direttiva Europea 2002/49/CE, e dall'altro si sentono gli echi preoccupati provenienti da fonti autorevoli dei più importanti centri internazionali di studio sul trasporto sostenibile. Questi ultimi rivelano come il rumore provocato dal traffico sia in forte crescita, a causa sia dell'accresciuta densità veicolare che dell'infittimento della rete infrastrutturale. (OECD *Organisation for Economic Co-operation and Development: "Policy Instruments for Achieving EST (Environmentally Sustainable Transportation: Report on phase 3 of the EST project"*, 2002).

Sorge, quindi, spontaneo il dubbio, nella comunità d'esperti sul rumore ambientale, in merito all'accuratezza e, soprattutto, alla durata che lo *strategic mapping*, richiesto dalla Direttiva Europea 2002/49/CE, possa in realtà assicurare.

Si è ben consci, inoltre, che in Italia, come in altri Paesi Membri, i risultati delle disposizioni della Direttiva Europea 2002/49/CE, ottenibili attraverso la mappatura strategica degli agglomerati più densamente abitati, descriveranno solo marginalmente il problema dell'esposizione al rumore della popolazione.

Si è calcolato che nel nostro Paese, proprio per la strutturazione urbanistica delle residenze in piccoli o medi centri abitati, si potrà raggiungere una rappresentazione, mediante la seconda fase di *strategic noise maps* prevista per il 2012, riguardante solo il 25% della popolazione totale.

Ciononostante, per la DG ENV della Commissione Europea, forse anche come primo passo procedurale, è fondamentale disegnare un'immagine, per quanto verosimilmente approssimata, della situazione dell'inquinamento prodotto dal rumore delle infrastrutture in tutti gli Stati Membri. E' stato, infatti, stimato che nei Paesi dell'Unione Europea circa 80 milioni di persone sono esposte a livelli di immissione di rumore esterno ritenuti inaccettabili dalla comunità scientifica e dagli esperti sanitari di Commissioni Internazionali. Altri 170 milioni vivrebbero in aree definibili "grigie", ove tali livelli sono, comunque, sufficientemente elevati da causare l'insorgenza di generalizzati fenomeni di disturbo.

Il traffico, specie quello stradale, è la sorgente di rumore ambientale principale. I costi sanitari che il traffico su terra (quindi stradale e ferroviario) possono provocare sono stati stimati nello 0,4% del PIL (ECMT - *European Conference of Ministers of Transport, Annual Report 2004*).

Altri progetti della Commissione Europea presentano fra i propri obiettivi quello di quantificare opportunamente il problema del disturbo dovuto al rumore ambientale e fornire tutte le conoscenze possibili affinché esso sia definito e affrontato, attribuendogli la giusta rilevanza nel futuro. Progetti europei come STAIRRS, SOURDINE, IMAGINE, HEARTS, ad esempio, si preoccupano di fornire informazioni sulle tendenze e le previsioni dei livelli di rumore da traffico, in un'ottica di tutela della popolazione dall'esposizione privilegiando, nel contempo, lo studio delle sorgenti di emissione e le strategie d'abbattimento del rumore. Ciò, soprattutto, in considerazione dell'errore associato alle elaborazioni delle mappature strategiche del rumore, dovuto alle variazioni meteorologiche o alle variazioni nel tempo dei volumi di traffico stradale e ferroviario, che non può, per la sua significatività, essere trascurato.

Tra gli obiettivi primari di tutti questi progetti vi è, inoltre, quello di raccogliere il maggior numero possibile di *datasets* su cui elaborare curve dose-effetto per il rumore. Altro scopo è quello di creare un *background* scientifico per poter avanzare commenti e, forse, una proposta di modifica alla metrologia riguardante la valutazione dell'esposizione al rumore della popolazione, introdotta nel paragrafo 1 dell'allegato I alla Direttiva Europea 2002/49/CE, sulla quale, ancora oggi, si esprimono diversi dubbi sull'efficacia di rappresentatività.

In particolare per il rumore urbano, al quale indubbiamente sono esposte molte persone, è ampia la carenza di conoscenze sulle sue caratteristiche, tipologie, contenuti spettrali ed effetti da esso indotti. Le valutazioni oggi svolte sull'entità del rumore da traffico su terra in contesti intensamente urbanizzati sono ancora molto limitate.

Indicatori atti a caratterizzare tale rumore dovrebbero considerare sinergicamente: la percezione del rumore da parte della popolazione, la sua previsione, la sua misurabilità e la comunicazione di tali risultati ai gestori delle infrastrutture, agli organi di gestione territoriale, ed, infine, alla popolazione stessa.

La necessità di una raccolta dati sul disturbo da rumore ambientale esterno, che sia rappresentativa della popolazione urbana in tutta la trasversalità socio-demografica, e l'acquisizione di tali informazioni, ottenuta interrogando direttamente il cittadino esposto, hanno indicato, ormai da anni, la metodologia del *questionnaire-based survey* come la più consona. In alcuni casi, è il solo modo possibile per raccogliere informazioni su campioni statisticamente rappresentativi, ed è certamente strumento di *screening* immediato dell'esposizione a rumore, così come viene "sentita" dal singolo abitante.

Lunga è l'esperienza di survey sul rumore aeroportuale, effettuati ormai con periodicità, nei Paesi Bassi, nel Regno Unito, in Germania, recentemente anche in Spagna. Per il rumore da traffico stradale esistono indagini sistematiche svolte in Francia, con protocolli consolidati.

Altri importanti studi di questo tipo si svolgono nei Paesi Scandinavi, in Austria ed in Svizzera ed oltreoceano in Canada, negli Stati Uniti d'America ed in Australia.

Tutti questi studi fanno uso di indagini socioacustiche trasversali, su campioni predefiniti e preselezionati di popolazione, che vengono coinvolti direttamente, con questionari sull'argomento prestrutturati, utilizzando la ISO/TS15666 e le più recenti raccomandazioni dell'ICBEN (*International Commission on Biological effects of noise*), come le “*Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: research and a recommendation*” pubblicate nel 2000.

Prima di entrare nei dettagli, sia teorici che operativi, che hanno promosso alcuni fra i più importanti di questi studi, è bene chiarire di che cosa si tratti con indagine socio-acustica, quali sono le sue metodologie, i suoi limiti, pregi o difetti, nonché riferirsi in modo più dettagliato alla ISO/TS15666 e alle raccomandazioni ICBEN di ultima produzione.

1.2 La ISO/TS 15666 “Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustic surveys”

La ISO/TS 15666:2003(E) specifica le modalità di svolgimento delle indagini socio-acustiche per l'effetto specifico del *noise annoyance*, alle quali tutti gli studi di questo genere dovrebbero ricondursi.

In essa sono contenute le due definizioni importanti di: *socio-acoustic survey* e di *noise-induced annoyance*. S'intende per “*socio-acoustic survey: a social survey in which noise-induced annoyance is assessed and values of measured or calculated noise metrics are attributed to the subject's residential environment*”, mentre si definisce con l'espressione “*noise-induced annoyance*”: “*one person's individual adverse reaction to noise*”.

Il fenomeno del *noise-annoyance* è di tipo generalizzato. Esso è un concetto psicologico molto più complicato di quanto si creda ad un primo approccio, legato fundamentalmente alla sensibilità al rumore ed all'ansia.

Le più comuni definizioni di *annoyance* raccolgono una serie di espressioni o sensazioni che producono malcontento dell'individuo esposto al verificarsi dell'agente o della condizione d'esposizione, che sono comunemente noti o, quantomeno, dall'esposto fortemente considerati, come “provocatori” di un degrado, qualsivoglia lieve ma comunque sempre percepibile, della qualità della propria vita.

La popolazione esposta generalmente esprime il proprio stato di *annoyance* utilizzando i termini di: rabbia, insoddisfazione, delusione, senso di abbandono, crisi d'ansia, depressione, agitazione, irritabilità, demotivazione o stanchezza.

Si intende poi come “*Community Noise Annoyance*” il tasso di prevalenza di questo insieme di reazioni individuali nell'intera comunità, secondo ciò che è dedotto statisticamente, dalle risposte a dei quesiti, per lo scopo appositamente elaborati ed espressamente suggeriti dalla norma.

La finalità della norma è, dunque, quello di specificare dettagliatamente le domande da rivolgere alla popolazione, le scale di risposta da adottare, gli aspetti chiave della formulazione del questionario e della formazione del personale incaricato delle indagini, affinché queste siano svolte in modo da conseguire un ragionevole successo e che i loro risultati siano fruibili al pubblico.

I *noise surveys* devono essere svolti in campo, ossia nel luogo che il rispondente definisce come la sua casa e, quindi, tutte le informazioni in merito all'*annoyance*, che egli percepisce e

comunica, debbono riferirsi specificamente ai determinanti ambientali che caratterizzano tale luogo. La casa, inoltre, deve essere intesa come comprensiva di tutti i suoi ambiti di pertinenza e quindi anche giardini, terrazzi o balconi.

La progettazione del *noise survey* deve essere incentrata nella formulazione di quesiti di valutazione dell'indice di *annoyance*. A tale scopo, la ISO/TS 15666 indica due formulazioni, con relativa scala di giudizio:

- un quesito che presuppone un'espressione di giudizio verbale (niente affatto, leggermente, moderatamente, molto, in modo estremo);
- un quesito che presuppone una scala di giudizio categorico numerico, generalmente espresso su una scala numerica, preferibilmente con numero dispari di categorie.

Entrambe le scale hanno un proprio intrinseco vantaggio. La scala verbale è sicuramente più chiara ed immediata, non ha la sofisticatezza di una scala numerica, che presuppone un *background* di conoscenza della valutazione scolastica, da cui fondamentalmente essa è stata tratta. E', pertanto, generalmente più utilizzabile per tutta la popolazione, indipendentemente dalla formazione culturale dell'intervistato.

Il principale inconveniente di questa scala, che ha indotto negli ultimi anni a preferire l'uso della scala numerica, è la necessità di una sua conversione a posteriori in un indice categorico numerico, che tra l'altro suddivida in intervalli equispaziati il *continuum dell'annoyance*. In altri termini non è detto che la differenza d'*annoyance* fra i giudizi "molto" ed "in modo estremo" sia la stessa fra quelli di "moderatamente" e "molto" e, tra l'altro, non è scontato che tale differenza sia interpretata negli stessi termini da ogni individuo.

La scala numerica, invece, se è compresa nella sua funzionalità dal rispondente, permette di superare i problemi di quantificazione delle espressioni verbali e risulta di grande vantaggio nelle procedure di comparabilità dei dati a livello internazionale.

In previsione di una futura trattazione statistica e, quindi, della conversione del punteggio di giudizio sull'*annoyance* in una variabile dicotomica, la norma suggerisce l'utilizzo di una scala con numero dispari di categorie, ad esempio 5 (la verbale), 7, 9 o 11.

Fra le varie scale numeriche la scala 0-10 sembra essere la più avvalorata ed utilizzata nell'ultimo quinquennio, forse proprio in riferimento al sistema numerico di votazione scolastica o al regime monetario di molti Paesi. Essa sembra essere più velocemente acquisita ed utilizzata correttamente dall'intervistato. E' sempre bene, comunque, chiarire all'intervistato che lo zero rappresenta "per nulla" e, quindi, la totale assenza di disturbo, mentre il "10" indica un disturbo estremo.

Per ogni tipo di domande da includere nel questionario è fortemente consigliato l'uso di quelle a risposta multipla e chiusa. Questo per evitare espressioni di sensazioni e non di giudizio, o comunque per contenere la variabilità di valutazione individuale del fenomeno, riconducendola in una più o meno vasta classificazione predefinita dal protocollo sperimentale.

Vanno evitate richieste di interparagoni fra sorgenti rumorose e qualsiasi invito ad espressioni di lamentela o comportamenti sociali, spesso più spontaneamente o semplicemente esternabili di quanto lo siano le espressioni di giudizio o di atteggiamento personale consciamente riscontrate.

Sebbene la ISO/TS 15666 traduca i quesiti in altre otto lingue oltre all'inglese, non esiste, purtroppo, una versione in italiano. Ne conseguono delle potenziali limitazioni all'applicazione dei test proposti alla realtà del nostro Paese, a causa delle variazioni culturali e linguistiche.

Si consiglia che il "*wording*" italiano, ovvero le espressioni lessicali in lingua nazionale uti-

lizzate nel questionario, avvenga riferendosi alla traduzione letterale dalla lingua più vicina e consona alle conoscenze del formulante il questionario.

Altre importanti notazioni contenute nella ISO/TS15666 riguardano gli aspetti sottoelencati:

- la necessità di distinguere i quesiti sulla udibilità della sorgente da quelli sul disturbo da essa provocata. E' consigliabile formulare due quesiti separati, oppure attribuire alla non udibilità una ben precisa classificazione di "assenza di giudizio";
- il questionario deve seguire uno "sviluppo in crescendo" dalla generalità alla particolarità più specifica, in modo che il rispondente non venga confuso o sia spaventato da domande troppo dettagliate, fin dall'inizio della compilazione;
- è bene che le domande iniziali siano di tipo generale nello spazio e nel tempo, senza far riferimento a tempi o luoghi specifici della casa, o a particolari situazioni di apertura degli infissi, per avere sempre come riferimento un'espressione generale di *annoyance*. Altre domande più specifiche possono essere incluse successivamente e, comunque, si consiglia il loro inserimento in piccoli elenchi;
- qualora il survey sia condotto con intervista personale, è necessario che l'intervistatore sia preparato a far fronte a richieste di chiarimento, sappia incoraggiare la scelta di un'opzione, senza imporla, e sappia mascherare le ripetizioni che il questionario inevitabilmente implica, essendo spesso articolato sui due tempi di riferimento diurno e notturno;
- i risultati dell'*annoyance* devono essere espressi come distribuzioni cumulative o di frequenza degli *score* individuali. Le curve cumulative più utilizzate sono la *S-curve* o logistica. Nella norma tecnica non viene indicato o suggerito un preciso *cutpoint* oltre il quale l'*annoyance* debba reputarsi "seria", contrariamente a quanto oggi giorno è spesso indicato in importanti studi internazionali, ormai acquisiti come standard di riferimento.

La ISO/TS 15666 definisce delle specifiche minime alle quali l'indagine socio-acustica dovrebbe adeguarsi affinché possa essere scientificamente avvalorata e comparabile con altre già condotte. Questi requisiti comprendono:

1. l'indicazione del luogo di svolgimento dell'indagine;
2. l'indicazione del periodo di svolgimento dell'indagine;
3. il dimensionamento spaziale del sito indagato;
4. gli obiettivi dello studio;
5. il metodo di selezione del campione della popolazione;
6. i criteri di eleggibilità (età, nazionalità...) degli individui del campione;
7. la metodologia di sondaggio (survey postale, survey *face to face*, telefonico...);
8. il calcolo del *response rate*;
9. le motivazioni di *non-response*;
10. la scala di riferimento utilizzata per la valutazione del grado d'*annoyance*;
11. il numero di risposte incluse nella trattazione statistica;
12. i punteggi di *annoyance* relativi ad ogni specifica sorgente;
13. il descrittore acustico utilizzato nel monitoraggio e nel calcolo;
14. i periodi di riferimento dei livelli di esposizione misurati o calcolati;
15. le procedure di monitoraggio;
16. l'incertezza di misura o di calcolo;
17. la distribuzione di frequenza dell'effetto d'*annoyance* per ogni fascia di livello di esposizione a rumore.
18. gli intervalli di confidenza relativi a tale distribuzione di frequenza.

1.3 Le raccomandazioni dell'ICBEN “Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: research and a recommendation”

L'ICBEN (*International Commission for the Biological Effect of Noise*) nel 1993 ha istituito un gruppo di esperti con l'obiettivo di formulare alcuni quesiti standard da impiegare nei *noise surveys* al fine di conseguire, almeno per questi, un alto livello di comparabilità di metodologie e risultati sulle reazioni della popolazione a rumore. Il documento “*Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: research and a recommendation*”, pubblicato nel 2000, segna un vero e proprio percorso da seguire nello svolgimento delle indagini socio-acustiche a livello internazionale. Gran parte dei suoi contenuti sono quelli ripresi successivamente nella norma tecnica ISO/TS 15666, con l'aggiunta di alcune raccomandazioni procedurali.

La conoscenza della reazione dei residenti al rumore viene da una lunga ed attenta analisi di circa 300 *surveys* socio-acustici in cui l'espressione del disturbo individuale è messa in relazione con il rumore ambientale strumentalmente monitorato.

L'utilizzo di domande standard paragonabili in diversi contesti sia geografici che socioculturali è estremamente importante per due ragioni:

1. Una delle principali finalità di un *noise survey* è quella di valutare l'entità del disturbo da rumore, ad esempio come percentuale di popolazione seriamente disturbata, in un dato sito di una data città di un Paese, e poi poter giudicare se l'esposizione agli stessi livelli di rumore, in una diversa localizzazione, provochi l'insorgenza di effetti di disturbo socio-sanitari paragonabili. Ciò allo scopo di standardizzare, se possibile, delle curve dose-effetto fra esposizione ed *annoyance* che possano prescindere dalle diversità territoriali e culturali.
2. La sola uniformità del descrittore acustico, utilizzato per valutare l'esposizione, non è sufficiente per ottenere risposte comparabili. E' stato provato, tramite il confronto fra studi di letteratura che utilizzavano questionari contenenti quesiti differenti, che, pur adottando lo stesso indice acustico di valutazione dell'esposizione, si verificano *bias* nei valori di stima dell'esposizione quantificabili anche in 30 dB.

Se probabilmente ancora oggi non si può stabilire la formulazione ottimale di un questionario socio-acustico (e ciò, verosimilmente, non è neppure percorribile in termini generali in quanto detta formulazione è fortemente dipendente dagli obiettivi dell'indagine, assai diversificati tra le stesse), è altrettanto vero che la mancanza di uno standard condiviso, che proprio la ISO/TS 15666 si propone di introdurre, nasconde il vasto patrimonio delle possibili informazioni che tutti questi studi racchiudono in se stessi, ma che purtroppo non possono essere né paragonate né esaminate congiuntamente.

L'obiettivo ultimo è, quindi, quello di ottenere risultati trasparenti, di massima fruibilità per i rispondenti all'indagine stessa, per i politici ed i cittadini di ogni nazione e, dunque, trasferibili in ogni realtà culturale.

L'ICBEN sommariamente raccomanda l'utilizzo, se possibile combinato, delle due domande sul disturbo da rumore, sia quella verbale con scala a 5 categorie, sia quella numerica a 11 cifre, anche per avere una controprova dell'attendibilità della risposta al questionario.

Lo sviluppo di diversi *noise surveys*, dopo il lavoro pionieristico di Miedema e Vos “*Exposure-response relationships for transportation noise*” (1998), che mirano alla determinazione della percentuale di popolazione altamente disturbata da rumore, ha portato a definire diversi *cutpoints*, specificatamente relazionabili alla scala di giudizio adottata.

2. ANALISI DELLA METODOLOGIA DEL NOISE SURVEY

Un importante vantaggio dell'indagine tramite *noise survey* è la raccolta di dati da un campione consistente di persone in un modo relativamente semplice ed in un tempo ragionevole. I dati così raccolti includono anche le caratteristiche d'individualità della percezione tramite le indicazioni di giudizio del soggetto intervistato sul suo *status vivendi*.

Questa metodologia, inoltre, sembra essere molto efficace nel portare alla luce lievi deterioramenti della qualità della vita dell'intervistato, molto prima e indipendentemente dalla conscia evidenza di uno stato di malessere e, quindi, non ancora da esso dichiarati in una manifesta patologia (*mild effect*).

Il metodo del *self reporting*, attraverso la richiesta di compilazione del questionario, può essere un'occasione di presa di coscienza di come l'esposizione presunta, attraverso simulazioni e calcoli, può comunque essere "alterata" dal particolare atteggiamento comportamentale degli abitanti e dalle caratteristiche interne degli ambienti abitati.

Nell'indagine socio-acustica gli effetti, ovvero le variabili dipendenti, sono determinate simultaneamente ai loro determinanti, ovvero le cause scatenanti, o variabili esplicative, in un limitato arco di tempo, coinvolgendo generalmente un numero di cittadini statisticamente significativo, di cui si possono indagare un discreto numero di forme di conoscenza ed esperienza del fenomeno dell'inquinamento acustico e delle conseguenti azioni o reazioni fisico-comportamentali.

Gli obiettivi di ogni indagine socio-acustica dovrebbero includere quelli di seguito elencati.

- Analizzare la prevalenza dei principali effetti avversi provocati dalla reazione all'esposizione al rumore: tecnicamente l'*annoyance* o il *sleep disturbance* in un campione prescelto della popolazione;
- Studiare le relazioni dose-effetto tra i suddetti fenomeni di reazione e il livello di esposizione a rumore all'esterno delle abitazioni, simulato o monitorato, tenendo conto delle raccomandazioni per la caratterizzazione sonora, presenti negli Allegati Tecnici della Direttiva Europea 2002/49/CE e nella Raccomandazione della Commissione Europea sulle linee guida relative ai metodi di calcolo aggiornati per il rumore. (Si veda a questo proposito quanto esposto nel successivo capitolo 11: *Analisi dei diversi modelli di simulazione dei livelli sonori: caratterizzazione, applicabilità, interconfronti*");
- Effettuare associazioni statistiche fra l'*annoyance* specifica e l'esposizione al rumore da traffico viario, ferroviario ed aereo, se presenti, che siano riflesso di una vera relazione causale, correggendo le stesse per ogni fattore individuale che può apparire come "confondente" per tale determinazione.
- Confrontare i risultati di percentuale di popolazione seriamente disturbata da rumore infrastrutturale ai diversi livelli di esposizione con curve disponibili nella letteratura e con esperienze analoghe effettuate in altri Paesi d'Europa.
- Costituire i presupposti operativi per svolgere esperienze future analoghe, sia in altre zone della stessa o di altre città, perché possa in breve tempo costruirsi un quadro dell'entità dell'impatto del rumore ambientale sulla qualità della vita della popolazione a livello nazionale.
- Valutare fenomeni di ripetitività fenomenologica negli anni ed eventuali effetti di variabilità stagionale. Un *survey* ideale, infatti, dovrebbe ripetersi nelle stesse modalità operative per ogni stagione dell'anno, o almeno due volte l'anno, nelle due stagioni climaticamente intermedie, quali la primavera e l'autunno.

Il vero presupposto al successo di un *survey* risiede nell'entità del *response rate*. Il numero elevato di risposte è premessa indispensabile per qualsiasi futura elaborazione statistica, la cui sofisticatezza può essere comunque irrimediabilmente limitata da tale valore, al di là degli strumenti e delle intenzioni dell'indagine.

Esistono alcuni suggerimenti, forniti dall'ICBEN e da altri Organismi Internazionali che hanno sperimentato ormai da tempo l'utilizzo di tale metodologia di raccolta dati, per innalzare il *response rate*. Fra essi:

- chiarire che lo studio è finanziato e supportato da Organi Istituzionali, che sono ben conosciuti e rispettati all'interno della comunità;
assicurare il carattere confidenziale e l'anonimato;
- creare un questionario che sia il più possibile corto e semplice e, soprattutto, far percepire queste sue caratteristiche, in modo prospettico, al soggetto compilante;
- offrire la possibilità di una seconda partecipazione, in giorni e tempi più opportuni per il rispondente;
- eseguire dei solleciti di risposta;
- iniziare il questionario con sezioni di carattere generale, che non si focalizzino subito sull'obiettivo di ricerca e che tranquillizzino, senza annoiare, il rispondente;
- se possibile, offrire una remunerazione, anche simbolica, per ricompensare il rispondente del tempo dedicato alla compilazione del questionario.

2.1 Le diverse tipologie di survey

Forse, ancora oggi, è impossibile stabilire quale fra le diverse metodologie di acquisizione dei dati forniti dall'intervistato in un sondaggio sia quella che assicuri una miglior affidabilità del risultato. Tuttavia, analizzando gli studi riportati in letteratura, emerge che un più elevato *response rate* è conseguibile nell'intervista frontale *face to face*, dopo un avviso e un appuntamento fra intervistatore ed intervistato, conseguenti alla confermata disponibilità alla partecipazione da parte di quest'ultimo.

E' ovvio che questa metodologia comporterà, in un secondo momento, l'operazione di correzione di tutti i *bias*, di carattere socio-comportamentale, relativi all'individualità del rispondente, ai quali probabilmente si dovrebbero aggiungere quelli introdotti, forse anche inconsciamente, dall'intervistatore stesso. Egli potrebbe interpretare, magari in modo non sistematico, le risposte dell'intervistato che tardano a quantificarsi in uno *score*, spesso anticipandole o suggerendole, aggiungendo, dunque, un'ulteriore caratteristica di variabilità soggettiva agli esiti dello studio.

Gli intervistatori dovrebbero assumere un atteggiamento il più possibile neutro, imparziale, cercando di frenare i tentativi del rispondente di utilizzare il pretesto per "parlare d'altro", d'altri problemi ambientali o sociali che gli stanno più a cuore e, dunque, al tempo stesso, far sì che ogni intervista rimanga nei tempi medi necessari per il suo svolgimento.

L'intervistatore potrebbe, a giovamento dell'elaborazione a posteriori, operare una perfetta stratificazione in fasce d'età andando a scegliere solo persone coinvolte e coinvolgibili nel *noise survey*, che siano maggiorenni e di età inferiore ai 75 anni, in caso contrario, non iniziare nemmeno la compilazione del questionario. La stessa operazione si potrebbe mettere in atto scaricando le abitazioni in affitto, i cui coinquilini non si sentono responsabilizzati a rispondere, né interessati agli esiti dello studio. Egli potrebbe far sì che tutte le domande vengano compilate,

evitando sviste, o salti più o meno intenzionali di alcune sezioni, tra l'altro spesso quelle essenziali, problema che si presenta, invece, come ricorrente in un *postal survey*.

Al termine dell'intervista, potrebbe fornire un breve giudizio, che può essere in ogni caso utile, sulle condizioni della casa, l'affidabilità dell'intervista, ed il rumore che egli, di persona, ha sperimentato all'interno di quella abitazione.

E' altrettanto ovvio che la metodologia *face to face* è adatta per campioni di piccole dimensioni, dove l'aspetto organizzativo e di dispendio di personale sono relativamente contenuti.

Ciò in pratica non accade quasi mai, in quanto spesso ci si propone di studiare sempre più numerose variabili attinenti ai possibili scenari di percezione e disturbo dal rumore, comportando quindi statisticamente, tramite ben note applicazioni di formule di *sample sizing*, un allargamento dimensionale del campione di popolazione sotto indagine.

Il questionario postale, *postal survey*, permette di utilizzare personale anche non preparato sullo svolgimento d'analisi socio-acustiche; il tempo di consegna può essere stimato in un numero di ore complessive notevolmente inferiore a quello da dedicare alle interviste. Il recapito del questionario nella buca delle lettere, corredato da tutte le informazioni sugli Enti promotori della ricerca, può inoltre incoraggiare, tramite documenti d'editoria e presentazioni formali da parte delle autorità cittadine, la partecipazione all'indagine.

Il tempo lasciato ai potenziali rispondenti per la lettura e compilazione del questionario, nella pratica spesso superiore ad un mese, può permettere loro di eseguirne la compilazione, nei momenti in cui più lo ritengano opportuno.

Vi sono, però, dei particolari svantaggi, ovvero:

- l'ordine di compilazione, sebbene sia fissato secondo una certa logica costruttiva, può essere del tutto stravolto dal rispondente, che, trovandosi da solo nell'atto di riempimento del documento, può scegliere di rispondere prima ad alcune domande, per lui più semplici ed immediate, e poi ad altre, con il rischio di dimenticanze, fraintendimenti o fuorvianze;
- non è possibile aggiungere altre spiegazioni a quelle stampate nella modulistica. Ciò che il rispondente trova poco chiaro, non sarà chiarito, e, quindi, la risposta può generalmente perdere di attendibilità;
- tipicamente in un *postal survey* il *response rate* si attesta su valori piuttosto bassi (inferiori al 30%), che possono essere anche raddoppiati in un *survey* in modalità *face to face*, magari su appuntamento. In questo secondo caso, però, il successo dell'indagine dipende moltissimo dalle abilità mostrate dagli intervistatori nel coinvolgere l'intervistato nello studio e nel chiarirne la serietà e le motivazioni d'origine.

Vi sono poi anche degli indiscutibili vantaggi, quali:

- il *postal survey*, specialmente se in consegna a porta a porta, dà la possibilità di raggiungere nuclei familiari che non risultano negli elenchi telefonici, il cui telefono figura ad altri intestatari o che comunque sono raramente a casa, specialmente negli usuali orari lavorativi;
- è probabile che l'anonimato del documento, la mancata presenza di personale nell'atto di compilazione e la consegna in urne raccoglitive comuni permettano di ottenere risposte più sincere e realistiche, invece che "politicamente corrette" o "socialmente desiderabili";
- date le dimensioni non di certo piccole del campione, il *postal survey* si dimostra sicuramente vantaggioso in termini di risparmio di tempo e personale.

Non può essere dimenticato che vi sono degli inevitabili svantaggi in un qualsiasi *noise survey*, indipendentemente dalla metodologia di raccolta dei dati utilizzata. Esso, infatti:

-
- introduce un punto di vista soggettivo (*respondent's self-reporting*), la cui variabilità estrema è spesso poco controllabile;
 - introduce tutta una gamma di elementi confondenti, dati dalle caratteristiche socio-demografiche ed attitudinali dell'individuo, da cui la necessità di fare sforzi ulteriori per valutarli, e correggere le stime ottenute, alla luce della loro considerazione;
 - analizza effetti a corto-medio termine, (“*ciò che il rispondente ricorda*”);
 - è retrospettivo; s'indaga l'*annoyance* da rumore esistente, passata o che il rispondente ha comunque sperimentato almeno una volta;
 - dipende fortemente dall'affidabilità ed incertezza della variabile indipendente, ovvero l'esposizione, a cui questi giudizi di *annoyance* devono essere correlati; questo parametro, tra l'altro, influenza in modo incontrollabile, soprattutto nella realtà italiana, la parziale o limitata stratificazione in livelli sonori;
 - vi è una forte influenza sulla riuscita dello studio, e concretamente sul valore di *response rate*, data dalla percezione che gli intervistati possiedono: dello scopo del *survey*, del perché di questa metodologia d'indagine, delle motivazioni che spingono gli Enti promotori alla sua esecuzione.

Per tutta questa serie di motivi, gli indicatori di tipo “*self-reporting*” derivanti dalle indagini socio-acustiche devono essere inevitabilmente affiancati da altri indicatori d'esposizione di carattere fisico, supportati da metodologie di valutazione applicabili in modo operativo su grandi scale, e rappresentativi di realtà urbane nazionali.

3. ANALISI DELLE ESPERIENZE INTERNAZIONALI NEL SETTORE DELLA VALUTAZIONE DELL'ESPOSIZIONE

3.1 L'annoyance

Secondo il WHO (*World Health Organisation*), è definibile come effetto avverso del rumore ogni cambiamento nella morfologia e fisiologia dell'organismo che risulti in un danneggiamento di alcune capacità funzionali, o in una decrescita delle abilità compensatrici ad un aumento di *stress*, o in una crescita della suscettibilità dell'organismo agli effetti dannosi, sia del rumore stesso, che di quelli derivanti da altri fattori ambientali.

Tale definizione include qualsiasi abbassamento, temporaneo o che si sviluppi sul lungo periodo, delle prestazioni fisiche, psicologiche o sociali dell'uomo.

Ciò che generalmente si definisce "inquinamento da rumore" si esplica in diversi effetti specifici quali:

- danneggiamento delle facoltà uditive;
- interferenze nel parlato e difficoltà di comunicazione;
- disturbo del sonno;
- effetti cardiocircolatori;
- effetti sulla performance lavorativa, disturbi mentali e di comportamento;
- calo dell'apprendimento in età scolare;
- perdita di valore delle proprietà immobiliari;
- insorgenza d'insoddisfazione nei residenti, esplicabile in una serie di cambiamenti di comportamenti degli esposti, dovuti ad un generale senso di disturbo ("*annoyance*").

Come sopra elencato, il rumore può produrre effetti socio-comportamentali negli esposti che vanno ben al di là della semplice sensazione di disturbo. Tali effetti sono spesso complessi, indiretti e sottili, risultato di interazioni causali fra variabili non uditive. Tra questi si possono elencare cambiamenti nelle normali azioni quotidiane (chiusura delle finestre, riluttanza nell'uso di balconi e terrazze, innalzamento del volume di televisione e radio), ma anche mutamenti caratteriali come: aggressività, scortesia, disimpegno, scarsa partecipazione sociale, depressione. Vi sono poi alcuni atteggiamenti sociali della popolazione in genere che possono essere ricondotti all'esposizione a rumore, come la mobilità abitativa, l'utilizzo di farmaci, l'occorrenza di incidenti.

Gli effetti extrauditivi del rumore si originano in sede cocleare, là dove fluisce l'eccitazione nervosa che è direttamente ed indirettamente connessa con il sistema nervoso. Il rumore quindi interagisce con numerosi organi ed apparati, attraverso una complessa azione sui sistemi neuro-regolatori.

Spesso il rumore esterno non è la sola causa generante queste alterazioni socio-comportamentali, ma se concomitante con altre, o in un soggetto psichicamente già di per sé fragile, può, comunque, essere elemento scatenante di aggressività. Può inoltre dar luogo ad effetti non specifici, come l'aggravamento della sintomatologia di una malattia già dichiarata o latente.

Da tempo si rivolge l'attenzione ad esposizioni continue a livelli d'emissione medio - alti e alle possibili relazioni con la sensazione di incapacità e la poca dedizione all'apprendimento dei bambini in età scolare. (Hygge 2003, Huggins 2003, Evans 1995).

Vari studi che hanno esaminato l'effetto di *noise annoyance* sulle stesse persone, in vari momenti della giornata, hanno mostrato che tale effetto subisce spesso rilevanti fluttuazioni: molte persone sono soggette ad *annoyance* occasionale, non ripetitiva e non quotidiana, ma tuttavia ne conservano spesso un vivo ricordo.

In tali casi il soggetto, almeno fisiologicamente, può neutralizzare i possibili effetti dannosi che l'evento rumoroso potrebbe aver originato. Le persone che, invece, sono sottoposte continuamente a *serious annoyance* subiscono l'influenza di questo agente stressogeno permanentemente nella loro vita e la loro salute ne è inevitabilmente influenzata.

Le relazioni tra l'*annoyance* e le attività antropiche disturbate non sono necessariamente dirette. Ci sono situazioni in cui anche un basso livello d'esposizione determina un alto livello di disturbo. Rari eventi impulsivi e ad elevata emissione sonora interferiscono anche con le più elementari azioni di veglia, come la conversazione, il guardare la televisione. Il rumore che comporta movimenti vibratorii e con contenuto spettrale in basse frequenze, come il rumore aereo, comporta reazioni di disturbo assai più evidenti d'altre tipologie di rumore, come, ad esempio, la tachicardia (Freedman, 2001).

Per quanto riguarda il rumore da traffico veicolare, che presenta una certa continuità e ripetitività, sembra che l'effetto predominante sia il disturbo sul sonno, in diverse specifiche manifestazioni (Berglund et Lindvall, 1995).

Un discreto numero d'indagini ha evidenziato che uguali livelli di rumore, ma prodotti da diverse tipologie di sorgenti, comportano differenti gradi di *annoyance*. Il rumore aereo è più disturbante di quello stradale, a parità del valore assunto dall'indice acustico utilizzato, che a sua volta è più disturbante di quello da traffico ferroviario.

Pietra miliare in questo tipo di evidenze è il lavoro di Miedema e Vos "*Demographic and attitudinal factors that modify annoyance from transportation noise*" (1999), dove vengono messi a confronto ben 45 *datasets* provenienti da tutto il mondo sul *noise annoyance*. In esso emerge chiaramente come non si possa prescindere dalla tipologia di rumore da traffico.

L'*annoyance* della popolazione, tuttavia, non varia solo in relazione alle caratteristiche acustiche di sorgente e livello d'emissione, ma anche secondo una molteplicità di fattori non acustici di carattere sociale, psicologico, economico od educativo. Questi fattori includono, con evidenti ripercussioni nei risultati di correlazione, la sensibilità personale al rumore, la paura della sorgente rumorosa, il senso di auto-adattamento al rumore come agente stressogeno (*stress-coping*), la consapevolezza delle implicazioni economiche correlate all'esercizio di una sorgente di rumore. Altre variabili demografiche come l'età, il sesso o lo status socio-economico esprimono un'associazione più moderata. Le esperienze di *surveys* svolti a livello internazionale mostrano che solo meno del 20% della varianza associata al livello di *annoyance* è spiegabile con i parametri fisici della esposizione sonora.

Molti degli effetti extrauditivi indotti dal rumore sono indubbiamente inquadrabili nella dinamica dello stress e sono condizionati dall'atteggiamento psicologico dell'individuo, nonché dalle capacità di adattamento del suo organismo. Ne deriva che alla formazione di questi effetti concorrono numerosi altri fattori non strettamente legati alle caratteristiche fisiche del rumore, tra i quali, appunto le caratteristiche proprie dell'individuo, la sua sensibilità al rumore e l'effetto sorpresa (*startle effect*), la componente motivazionale e l'abitudine allo stimolo percepito (assuefazione), il rapporto con la sorgente di rumore, (l'accettazione è maggiore quando l'individuo stesso è responsabile dell'emissione sonora o è consapevole di poter controllare la sorgente), il tipo di attività svolta durante l'esposizione sonora.

Occorre chiarire che i lavori di ricerca volti, ormai da diversi anni alla creazione, di relazioni dose-effetto fra l'esposizione a rumore e i vari potenziali effetti dannosi sulla salute sono pure

associazioni statistiche e, per sé stesse, non possono pretendere in ogni modo di essere prova concreta di certe relazioni causali. Il vero limite di approfondimento di questo tipo di studi è che, anche qualora vi siano effetti sulla salute umana derivanti dall'esposizione a rumore, diversi da quelli ben comprovati e a breve termine dell'*annoyance*, del disturbo del sonno o dell'interferenza nella comunicazione, essi sono probabilmente di una tale complessità da essere associati a più fattori causali, di cui il rumore può rappresentare solo una delle voci coinvolte.

Un limitato effetto, ma sempre più plausibile, quantomeno per certe tipologie di rumori ad alta intensità e di carattere impulsivo (come il rumore aereo) sembra esserci anche sul rischio di induzione di malattie cardiovascolari. Alcuni studi di recente pubblicazione hanno dimostrato un innalzamento del *rate* di prevalenza di ipertensione cronica e di rischio di attacco miocardico.

Sono state riportate associazioni tra l'esposizione a rumore aereo e l'innalzamento della pressione sanguigna anche in *surveys* trasversali svolti sui bambini, anche se l'evidenza non è stata così marcata (Cohen S, Evans GW et al. 1980). L'aumento della pressione sanguigna, inoltre, è stato comprovato in studi in campo di esposizione a rumore di aeromobili militari a bassa quota (Ising et al. 1990; Michalak et al. 1990), oltre che in diversi esperimenti di laboratorio.

Una chiave di lettura del fenomeno dell'esposizione al rumore si può ottenere con l'analisi delle risposte individuali agli agenti di stress; esiste probabilmente un intero *range* di differenze fra soggetto e soggetto, in termini d'effetti sulla salute, di cui veramente pochi possono essere controllati in uno studio di inferenza statistica. I potenziali fattori confondenti e le variabili correlate includono predisposizioni genetiche a particolari effetti sanitari, stile di comportamento, strategie di adattamento, estensione temporale dell'esposizione, priorità ed esigenze di vita. Il ruolo di queste variabili può essere di mutua modificazione, oltre che d'influenza sinergica sulla variabilità del risultato.

Gli studi epidemiologici trasversali non possono essere capaci di svelare tutte queste possibili relazioni, tra l'altro spesso dipendenti dalle circostanze socio-temporali del periodo in cui l'indagine viene svolta. D'altra parte, proprio perché in ricerca non si è ancora provato un legame causale fra esposizione a rumore e molti dei supposti effetti a lungo termine, non ne è esclusa la loro plausibilità. L'ipotesi d'occorrenza, probabilmente fra gruppi della popolazione molto suscettibili al rumore, rimane dunque scientificamente ammissibile.

3.2 Sonno e qualità del sonno

Il sonno è uno stato fisiologico che necessita di tutta la sua integrità per permettere una normale capacità di recupero da parte dell'organismo umano. La sua riduzione o frammentazione, che nel lungo periodo può manifestarsi come cronica carenza, induce manifestazioni di stanchezza, scarsa attenzione nelle prestazioni lavorative, riduzione generalizzata della qualità di vita. E' indubbio che il sonno sia molto influenzabile dai fattori ambientali, probabilmente primo fra essi il rumore, poiché stimoli acustici, anche esterni all'abitazione, vengono comunque elaborati dalle funzioni sensoriali del dormiente, nonostante egli non abbia una conscia percezione del loro verificarsi.

Un recente survey britannico (Groeger, J. et al., 2004) sull'indagine della qualità del sonno, le sue difficoltà e le conseguenze di un suo degrado qualitativo, mostra come il rumore esterno sia la quarta causa di problemi del sonno, preceduta solo da problemi di origine somatica dovuti a malattia e da preoccupazioni relativi al lavoro. In tale studio emerge che coloro che con-

siderano il proprio sonno sufficientemente buono, in durata e profondità, mostrano più energie, soddisfazione e successo di coloro che ritengono di avere un sonno di qualità insufficiente. Per questi ultimi sono evidenti le conseguenze di: stanchezza, demotivazione e cambiamenti d'umore (Ohayon e Partinen, 2002).

Il disturbo del sonno inteso come fenomeno generalizzato può manifestarsi in maniera specifica in vario modo, causando:

- effetti primari: difficoltà ad addormentarsi, risveglio notturno, cambiamento negli stadi strutturali, effetti di risveglio inconscio istantaneo, aumento della motilità corporale, temporaneo aumento della pressione sanguinea, cambiamenti del respiro, rilascio di ormoni da stress;
- effetti secondari, "after effects": consapevolezza di un calo della qualità del sonno, stanchezza, cattivo umore, abbassamento della prestazione lavorativa, minore apprendimento;
- effetti a lungo termine: uso cronico di farmaci, cambiamenti caratteriali, irritabilità.

Il principale e più studiato effetto del rumore sul sonno è dato dalla reazione di risveglio. Esso può essere ottenuto con rumori d'intensità molto bassa e le sue conseguenze possono essere estremamente limitate nel tempo. I risvegli inconsci sono un evento che caratterizza spontaneamente il sonno d'ogni dormiente. Essi ammontano a circa alcune decine e il loro numero dipende dalla singola persona. La loro espressione tipica è quella di un'onda di tipo a nel EEG, contemporanea all'innalzarsi del battito cardiaco e ad una vasocostrizione periferica.

A livelli di rumore più intenso la reazione è accompagnata da movimenti corporei e cambiamenti negli stadi del sonno. Se l'intensità del fenomeno è sufficientemente elevata può avvenire una transizione improvvisa da uno stato di sonno alla veglia inconscia.

Generalmente queste piccole transizioni non vengono percepite dalla persona, ma modificano evidentemente l'architettura del sonno, in modo particolare le fasi delle onde lente e la fase REM (*Rapid Eye Movement*), provocando un accorciamento del sonno profondo a favore di un allungamento degli stadi di sonno leggeri (Thiessen, 1988). Alcuni risvegli inconsci, poi, possono essere di tale intensità da provocare una transizione ad un cosciente stato di veglia e quindi frammentare il sonno.

Gli studi condotti da Terzano e Parrino, nel 1998, hanno evidenziato che il *CAP rate* (rapporto percentuale fra il tempo totale di CAP (*Cyclic Alternative Pattern*) è un indicatore efficace dell'entità del disturbo sonno.

Il verificarsi di eventi impulsivi ed intermittenti durante il sonno provoca una specifica risposta cardiaca, descrivibile come un'iniziale decrescita del battito cardiaco, probabilmente dovuta ad un'inibizione del centro cardio-inibitore parasimpatico ed a seguire dell'attività orto-simpatica. Altro comprovato effetto è quello di una vasocostrizione periferica e del battito istantaneo della pressione sanguigna (Carter et al., 1998, 2000, 2002).

Alcune fonti riportano che il rumore ambientale notturno sia la causa del 1 – 2 % dell'assunzione di farmaci sonno-inducenti. Altre che circa il 50% delle persone con motilità notturna inconscia eccessiva sia in realtà sottoposta ad un rumore esterno superiore ai 45 dB.

Nel 1993, de Jong ed Hofman indicarono in circa 4 risvegli, anche inconsci, all'ora protratti per l'intera notte come soglia oltre la quale si possono manifestare gravosi danni sulla salute o, comunque, spiacevoli evidenti effetti "del giorno dopo", come stanchezza o calo delle prestazioni fisiche ed intellettive.

In passato, gli studi sul disturbo del sonno sono stati svolti principalmente in laboratorio. Questi stessi suggerirono che anche piccole privazioni di durata e qualità del sonno potevano comportare deterioramenti sullo stato di salute e sulle prestazioni umane.

Le più recenti indagini sul campo mostrano che l'organismo umano è considerevolmente meno sensibile al rumore quando è nella propria abitazione o in un ambiente ove si sente a proprio agio e che può facilmente controllare.

Ciò significa che gli studi in laboratorio sul disturbo del sonno hanno un valore limitato, soprattutto, ai fini delle strategie politiche di riduzione del rumore notturno.

Ad oggi, rimangono molte questioni sul tema ancora aperte, tra cui:

- quali sono i migliori indici acustici che possono descrivere le influenze del rumore sul sonno e l'insorgenza dei vari aspetti del suo disturbo?
- quali sono, alla luce del precedente quesito, i limiti di immissione da imporre nei pressi delle abitazioni per assicurare la non insorgenza di questi effetti?
- quali sono le relazioni dose – effetto, i loro andamenti e le soglie?
- quali sono, se ricavabili, i fattori di rischio dei diversi *health endpoints* a cui una privazione o degrado qualitativo del sonno può condurre (malattie cardiocircolatorie, incidenti, disordini mentali, depressione, riduzione della funzionalità del sistema immunitario, scarso apprendimento, secrezione ormonale di stress-ormoni)?
- il fattore penalizzante di 10 dB da applicare, secondo le definizioni della END, al valore di L_{night} nel calcolo di L_{den} è sufficiente, comprovato ed attendibile?

Il disturbo del sonno è considerato uno dei più gravi effetti sanitari negativi del rumore ambientale. L'OMS suggerisce che per un riposo notturno fisiologicamente sano nelle sue fasi e durata dovrebbero essere evitati eventi sonori esterni all'abitazione con L_{Amax} superiore a 45 dB(A).

Inoltre, il livello di rumore di fondo a 1 m dalla facciata esterna della camera da letto non dovrebbe superare i 45 dB(A) per consentire di tenere le finestre aperte durante la notte. Questo valore può essere considerato molto cautelativo e, nella realtà, estremamente difficile da raggiungere. Alla luce delle stime sull'ammontare totale di esposti a limiti superiori a 45 dB(A), il conseguimento dei suddetti requisiti comporterebbe, in un contesto urbano, il risanamento di ampie zone nei dintorni della sorgente o la delocalizzazione di migliaia di esposti.

Sembra che le sorgenti di rumore con maggiore influenza sul disturbo del sonno siano, in ordine decrescente, il rumore aereo, il rumore da sorgenti di vicinato e il rumore da traffico stradale.

Spesso l'autovalutazione (*self-reporting*) del degrado della qualità del sonno è l'unica possibilità per rivelare le dimensioni dell'impatto del rumore notturno sul sonno. Le registrazioni del sonno, tramite strumentazioni attimetriche, sono spesso troppo costose e difficilmente eseguibili su grandi campioni della popolazione, mentre i *self-report questionnaires* sono sicuramente strumento più semplice ed immediato. Mediante tali questionari, il disturbo del sonno può essere studiato attraverso le indicazioni del compilante sui suoi risvegli notturni, sull'allungamento del tempo necessario per addormentarsi, sul risveglio precoce, sul calo di prestazioni umane "del giorno dopo", sull'abbassamento della soglia di attenzione, sulle capacità lavorative o sul tasso di occorrenza di incidenti.

I risultati nella letteratura mostrano rilevanti differenze fra gli studi in laboratorio e le indagini epidemiologiche svolte sul campo. Una tra le più evidenti riguarda il numero di risvegli notturni che nelle esperienze sul campo sembra essere inferiore rispetto ai risultati in laboratorio. Ciò è giustificabile in termini di adattamento ed abitudine all'evento rumoroso, che effettivamente può essere comprovato per i risvegli, ma che invece non sembra essere una plausibile spiegazione per giustificare il cambiamento dell'architettura del sonno, del suo numero di stadi e della loro durata.

L'obiettivo di formulare attendibili curve dose-effetto per il disturbo del sonno provocato dall'esposizione a rumore notturno è probabilmente molto arduo da raggiungere. Le considerevoli divergenze fra i risultati di studi sul campo e quelli conseguiti in laboratorio e la loro estrema variabilità rivelano una consistente complessità del fenomeno.

Naturalmente le sorgenti di rumore notturno sono molteplici e, a volte, simultanee (esposizione multipla) per cui non si può prescindere da una minuziosa descrizione della storia temporale e spettrale di ogni singolo evento emissivo, per ritenerlo in qualche modo correlabile al disturbo del sonno. Sembrano, inoltre, comprovati dei fenomeni di accumulo degli eventi rumorosi durante la notte. Mouret e Vallet, in un lavoro del 1999, stabilirono che l'aumento del numero di eventi rumorosi per notte accrescerebbe la probabilità di indurre un risveglio conscio (tecnicamente detto "comportamentale") e che, quindi, la crescita del loro numero di occorrenze dovrebbe necessariamente essere accompagnata da una riduzione dei livelli d'emissione dei singoli eventi.

Un recente studio in campo (Passchier-Vermeer, 2003) è stato svolto su 400 adulti per verificare l'esistenza di relazioni tra l'esposizione a rumore aereo notturno ed il disturbo del sonno, così come le lamentele riguardanti alterazioni dello stato di salute dovute essenzialmente ad un degrado della qualità del sonno. I dati sono stati acquisiti tramite esperimenti d'attimetria (motilità media ed istantanea, frequenza di risveglio consapevole od inconsapevole), compilazione di un diario (*self-report sleep quality*) ed interviste frontali *face-to-face*.

I risultati hanno rivelato che l'uso di farmaci sonno-inducenti e la frequenza del risveglio consapevole del dormiente crescono al crescere del livello d'esposizione all'interno dell'ambiente. È stato stimato, inoltre, che circa il 3,5% del campione indagato presentasse una motilità corporea notturna ipersollecitata a causa di un'eccessiva esposizione a rumore.

Tale ipermotilità è associata con il numero di lamentele sulla cattiva qualità del sonno. Non sono state, però, provate relazioni fra l'esposizione a rumore notturno e le carenze di prestazione o tipiche sintomatologie "del giorno dopo".

Se è vero che il disturbo del sonno non può essere imputato solo ed esclusivamente al rumore, ma spesso alla concomitanza di diversi fattori psicofisici, è anche vero che il rumore ambientale esterno può esercitare i suoi effetti avversi, senza che il rispondente ne sia consapevole, ovvero senza comportare un'evidente degrado della qualità del sonno.

C'è una comprovata relazione fra il grado di bontà del riposo notturno ed il livello di esposizione a rumore in tale arco temporale e, inoltre, fra la qualità del sonno del dormiente e la sua sensibilità al rumore.

L'insonnia temporanea si esprime attraverso una privazione di sonno e conseguente calo delle funzioni intellettuali e psicomotorie del giorno successivo. L'insonnia cronica è diversa negli "after effects". Essa non provoca stanchezza e cali prestazionali, ma un cronico stato d'eccitazione del sistema nervoso attraverso la secrezione di ormoni HPA, che, nel lungo periodo, possono comportare disordini mentali. Gli effetti del rumore sull'insonnia di tipo cronico non sono mai stati provati e, probabilmente, sono inesistenti. È invece di facile documentazione l'associazione fra rumore, disturbo del sonno ed insonnia di carattere temporaneo. Altrettanto vero è, comunque, che il fenomeno di cronicizzazione di una patologia dipende fortemente dal ripetuto verificarsi di suoi diversi episodi acuti e temporanei.

Il rischio di incidenti o di insorgenza di stati depressivi è fortemente legato all'insonnia, indipendentemente dalle sue forme.

La percentuale di rispondenti che utilizzano farmaci sonno-inducenti rispecchia, generalmente, molto bene la dipendenza dalla frequenza del disturbo del riposo notturno dovuto al rumore am-

bientale. Il disturbo del sonno, pertanto, si pone come intermediario causale nella relazione tra l'esposizione al rumore e l'uso di farmaci psicotropi.

E' stato riscontrato un aumento d'assunzione di tali sostanze da parte delle persone che dichiaravano un accentuato fastidio indotto dal rumore ambientale esterno (Watkins et al. 1981).

3.3 Altre influenze del rumore sullo stato di salute

Il rumore, così come tutti gli altri possibili fattori di rischio ambientale, può produrre un insieme di effetti congiunti, di cui è veramente difficile riuscire a separare la specifica influenza. Spesso si tende a dimenticare gli episodi acuti e poco frequenti, per esprimere solo una generica irritabilità dovuta al rumore. Le persone che hanno già in forma manifesta alcune sintomatologie, forse anche cronicizzate, tendono a dichiarare che anche il rumore sia, se non la prima, una delle sue cause. E' estremamente difficile effettuare un'auto-diagnosi e, in ogni caso, forse impossibile riuscire a collegare in forma diretta il sintomo patologico all'agente inquinante.

E' più probabile che sia l'assenza di prevalenza di una certa sintomatologia più che la sua prevalenza stessa ad avere il ruolo d'indicatore della minor o maggior qualità dello stato di salute dell'individuo.

Tuttavia, in molti *noise surveys* sono stati riscontrati legami tra l'entità dell'esposizione a rumore ambientale e la dichiarazione di sofferenza delle seguenti manifestazioni sintomatiche:

- irritabilità e nervosismo;
- stanchezza ingiustificata;
- demotivazione;
- mal di testa;
- difficoltà nella concentrazione;
- problemi gastroenterici;
- tachicardia.

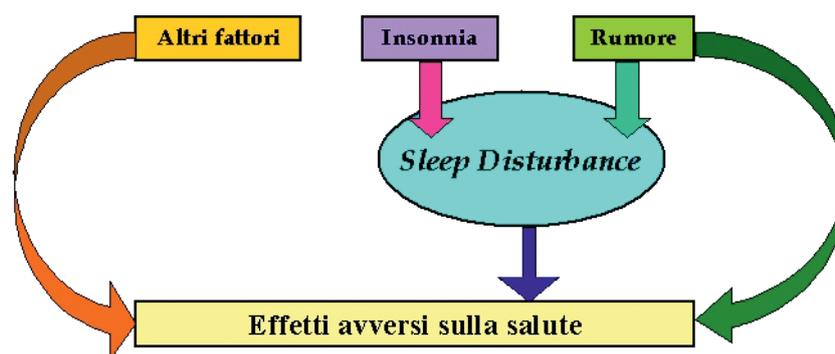


Figura 3.2.1: Possibile schema a blocchi sulle implicazioni fra rumore e salute.

4. CAUSALITÀ TRA ESPOSIZIONE SONORA ED EFFETTI EXTRAUDITIVI

In generale, è alquanto difficile ricavare delle inferenze sulla causalità dell'esposizione sonora nei confronti degli effetti extrauditivi in seguito a numerosi motivi, non ultimo il significato stesso del concetto di "causa". Relativamente alle finalità della prevenzione sanitaria, infatti, il concetto di "causa" è ambiguo, suscettibile di lenti cambiamenti nel tempo e, quindi, difficile da definire e ancor più complesso da conoscere. Causa di malattia, o più in generale di un alterato stato di salute, può essere definito un evento, un fenomeno o una condizione che inizia o permette, da sola od insieme ad altre "cause", il verificarsi di una sequenza di effetti biologici che si traducono nell'insorgenza della patologia o dell'alterazione dello stato fisiologico ipotizzate. Alla base del concetto di "causa" vi sono i seguenti assunti (Thomson S., 1995):

- i supposti fattori causali e i corrispondenti effetti sulla salute possono essere discriminati ed isolati tra loro;
- ciascun fattore è misurabile con precisione;
- la relazione temporale e quella funzionale tra causa ed effetto sono osservabili e generalizzabili;
- alterazioni dello stato di salute sono verosimilmente indotte da più fattori concomitanti, piuttosto che da un singolo fattore;
- l'interazione di un singolo fattore con gli altri fattori può accentuare l'effetto del fattore stesso;
- le caratteristiche di stato pre-espositivo dell'individuo possono influenzare l'effetto attribuito all'esposizione sonora.

Per quanto concerne la determinazione dell'esposizione sonora è da osservare che la maggior parte degli studi finora condotti sugli effetti extrauditivi hanno riguardato singole tipologie di sorgente sonora (prevalentemente traffico stradale od aereo), ed il rumore da queste immesso nell'ambiente, solitamente, è stato descritto mediante il livello continuo equivalente L_{Aeq} , non sempre misurato con la necessaria accuratezza. Altrettanto insufficienti risultano spesso i dati concernenti la posizione di misura che, frequentemente, è situata all'esterno dell'abitazione e, quindi, non è rappresentativa dell'effettiva esposizione sonora dell'individuo all'interno della stessa. L'inaccuratezza che ne deriva è un'ulteriore causa della accentuata variabilità dei dati, tipica di questi studi.

Una misura più accurata dell'esposizione sonora, ad esempio, mediante dosimetri indossati dai soggetti selezionati per lo studio, può contribuire a migliorare questo aspetto cruciale. Per contro, si è già riferito come questa tecnica sia poco praticabile in studi epidemiologici estesi su consistenti campioni di popolazione e per lunghi periodi. In alternativa, una strategia promettente potrebbe essere quella di utilizzare i dati attimetrici riguardanti campioni ristretti di popolazione (ad esempio: individui ed interni rappresentativi di varie realtà) per ponderare quelli rilevati con le tecniche tradizionali in ambiente esterno e relativi a campioni più estesi.

È da sottolineare che negli studi sugli effetti extrauditivi il rumore è considerato un fattore di stress non tanto per il suo livello d'intensità, quanto perché risulta non desiderato dalle persone esposte, anche ai suoi livelli più esigui. Questa valutazione soggettiva del rumore come stimolo indesiderato è ritenuta indispensabile per attivare la reazione di stress.

Gli studi epidemiologici in campo raramente consentono di misurare la risposta in termini di stress biologico dovuto ad una singola sorgente sonora, indipendentemente dal rumore complessivo a cui l'individuo è esposto. Le ricerche condotte finora, altresì, non hanno considerato adeguatamente i potenziali effetti additivi dovuti alla multi-esposizione sonora, ossia a quella derivante da molteplici sorgenti di rumore di diversa tipologia, operanti in simultaneità.

A tali difficoltà, nella determinazione dell'effettiva esposizione sonora si aggiungono quelle riguardanti la misura della gravità degli effetti extrauditivi, operazione assai complessa per la natura stessa di detti effetti. La risposta in termini di stress, ad esempio, tende ad essere troppo generale in quanto lo stress agisce su diverse funzioni ed apparati dell'organismo. Per contro è più facile che ad una "causa" sia attribuito un effetto specifico piuttosto che uno generale. Il rumore, inoltre, è uno solo dei numerosi agenti di stress ai quali è esposto l'individuo. Ne consegue che la maggior parte degli effetti extrauditivi a lungo termine attribuiti all'esposizione sonora, come ad esempio la variazione della pressione del sangue, di fatto siano associati anche ad altri agenti di stress. Per questo ed altri motivi occorre agire con la massima cautela nell'attribuire all'esposizione sonora la responsabilità di un'alterazione dello stato di salute. Ciò si impone, inoltre, in quanto risulta difficile determinare quando uno stimolo raggiunga un'entità tale da produrre un'alterazione significativa nello stato di salute. Questa difficoltà deriva dalla continua variabilità delle risposte fisiologiche, dipendenti dall'interazione tra individuo ed ambiente, nonché dai meccanismi di difesa dell'organismo, tendenti ad impedire cambiamenti repentini e significativi dell'equilibrio fisiologico.

Una condizione necessaria per definire una relazione di causalità è l'assoluta certezza che "la causa" preceda nel tempo "l'effetto". La maggior parte degli studi finora condotti hanno comparato gruppi di popolazione esposti al rumore di una specifica sorgente con altri non esposti (gruppi di controllo) per periodi temporali relativamente brevi. Negli studi riguardanti esposizioni a lungo termine, per le quali possono registrarsi anche cambiamenti gradualmente dello stato psicologico degli individui, è importante una adeguata pianificazione temporale dell'indagine, in quanto gli effetti possono essere mascherati od alterati a seconda che lo studio sia condotto prima o dopo il periodo significativo durante il quale l'esposizione sonora produca l'effetto in esame.

Gli studi in laboratorio presentano l'indubbio vantaggio di un accurato controllo sperimentale dei fattori influenti sullo stato di salute; per contro i tempi di esposizione sonora, necessariamente limitati soprattutto quando l'esperimento è condotto su persone, e l'ambiente d'indagine, diverso da quello di vita o di lavoro, possono influenzare anche sensibilmente i risultati. Negli studi epidemiologici a lungo termine svolti nell'ambiente reale di vita, invece, si verificano condizioni tendenzialmente opposte alle precedenti.

Le considerazioni sopra esposte possono essere ricondotte ad uno schema, illustrato nella Fig. 4.1 di pagina successiva, (Job, 1995), che evidenzia l'elevata interconnessione tra esposizione sonora, reazioni soggettive ed effetti sulla salute.

Il ruolo dei fattori psicologici connessi con il rumore, tuttavia, non è ancora ben chiaro. In particolare, è difficile determinare se la relazione tra reazione al rumore ed effetti sulla salute sia dovuta esclusivamente all'*annoyance*, che quindi è responsabile diretta degli effetti, oppure la conoscenza dei potenziali effetti sulla salute, indotti dall'esposizione al rumore, esalti la reazione allo stesso. Potrebbe, altresì, essere dovuta all'azione di un ulteriore fattore, come la sensibilità individuale al rumore, che aumenta sia le reazioni al rumore che gli effetti sulla salute (Job, 1995). Ne deriva che, nonostante le numerose ricerche finora condotte, non si è ancora pervenuti a stabilire relazioni causali tra esposizione sonora ed effetti extrauditivi che non siano

controverse o addirittura contraddittorie. Occorre tenere presente quest'importante limitazione, in quanto verrà di seguito esposto per i singoli effetti.

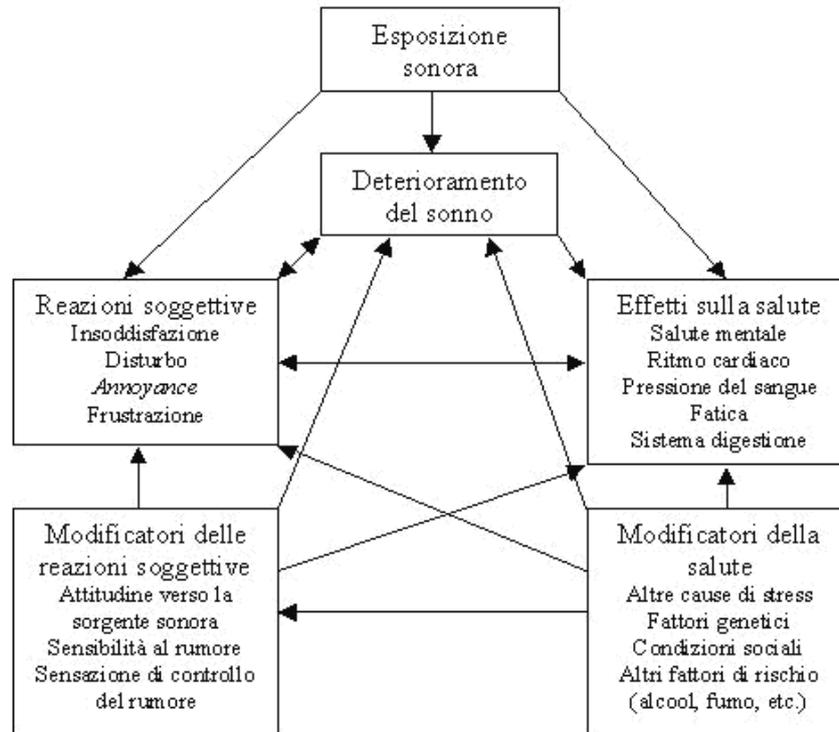


Figura: 4.1: Schema delle relazioni tra esposizione sonora, reazioni soggettive ed effetti sulla salute (Job, 1995).

5. EFFETTI EXTRAUDITIVI

Gli effetti provocati dal rumore di tipo extrauditivo sono molteplici e quelli principali riguardano sostanzialmente:

- il sistema nervoso centrale;
- il sistema neuroendocrino;
- il sistema cardiovascolare (alterazioni di tracciato nell'elettrocardiogramma, aumento della pressione arteriosa, tachiaritmia, vasocostrizione periferica);
- l'apparato respiratorio (aumento della frequenza respiratoria, riduzione del volume respiratorio, laringopatie e rinopatie);
- l'apparato digerente (aumento della motilità, fenomeni spastici, ipersecrezione cloridrica, discinesia della colecisti);
- l'apparato visivo (midriasi, restringimento del campo visivo, disturbi dell'accomodazione);
- l'apparato riproduttivo (riduzione della prolificità, diminuzione della libido, riduzione del peso dei neonati).

Uno schema generale dei suddetti effetti è illustrato nella Fig. 5.1. E' stato accertato che rumori con livello di pressione sonora inferiore a 70 dB(A) normalmente non sono in grado di provocare la comparsa di alterazioni psicosomatiche.

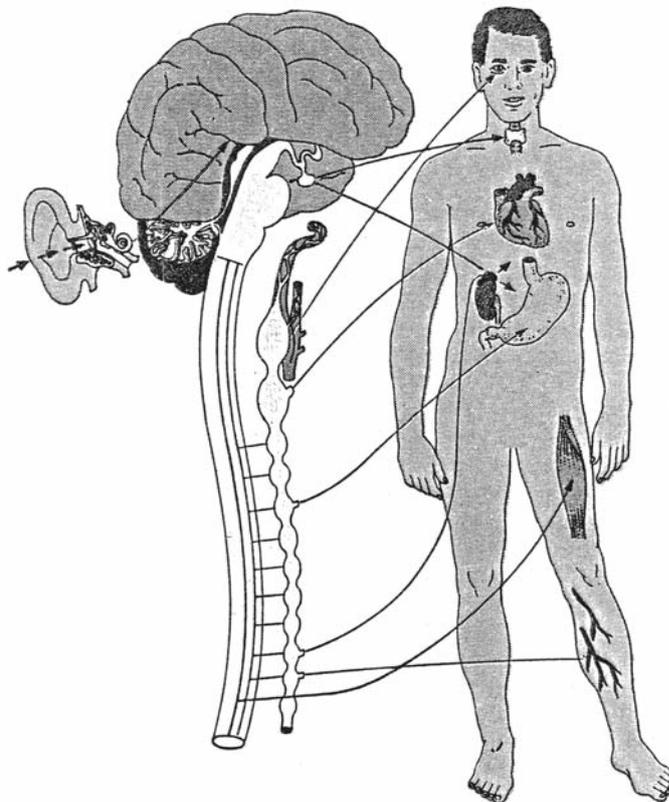


Figura: 5.1: Schema generale degli effetti extrauditivi dovuti all'esposizione sonora.

5.1 Reazioni fisiologiche all'esposizione al rumore

Le reazioni fisiologiche dell'organismo umano all'esposizione al rumore sono distinguibili in temporanee e permanenti, (Miller, 1974). Le prime comprendono le seguenti:

- reazioni rapide della muscolatura volontaria, controllate dal sistema nervoso somatico;
- reazioni leggermente più tardive dei muscoli lisci e delle ghiandole, controllate dal sistema nervoso autonomo (detto anche vegetativo o simpatico);
- reazioni, ancor più tardive, a carico del sistema neuroendocrino.

Si ritiene che una frequente ripetizione nel tempo delle suddette reazioni possa condurre ad alterazioni permanenti delle funzioni non uditive del corpo umano, e, ovviamente, ad un aggravamento di eventuali disturbi e lesioni preesistenti o latenti.

a - Reazioni della muscolatura volontaria

L'uomo è dotato di un insieme elaborato di riflessi muscolari uditivi che hanno la funzione di orientare la testa e gli occhi verso la sorgente sonora e di predisporre l'azione appropriata nei confronti della stessa. Questi riflessi si attivano anche a bassi livelli di rumore e possono essere rilevati mediante registrazioni dell'attività elettrica della muscolatura. I riflessi muscolari uditivi, indubbiamente, rivestono un ruolo importante in tutte le reazioni muscolari innescate dall'esposizione al rumore. Queste possono ricoprire un'ampia gamma che si estende dai movimenti ritmici fino a reazioni di trasalimento conseguenti all'ascolto, anche a bassi livelli di pressione sonora, ma relativi a suoni impulsivi o di natura impattiva. Le reazioni muscolari sono determinabili tramite un'osservazione diretta dei movimenti corporei, talvolta con l'ausilio di immagini in movimento ad alta velocità, o mediante misure dell'attività elettrica della muscolatura.

La reazione di trasalimento (*startle effect*) ha lo scopo di preparare l'organismo ad un'azione appropriata alla situazione segnalata dal rumore e, solitamente, comprende battito di palpebre, tipica smorfia facciale, il piegamento delle ginocchia e, in generale, la flessione (verso l'interno e in avanti), in opposizione all'estensione delle parti del corpo. Può essere seguita da un riflesso di orientamento che fa ruotare la testa e gli occhi verso la sorgente del suono improvviso, per identificarne la provenienza, od anche da una reazione di spavento, nel qual caso gli effetti sul sistema circolatorio diventano più pronunciati. Viene modificata, inoltre, la conduttanza della cute, a seguito di alterazioni della respirazione.

La reazione di trasalimento dipende dall'individuo, dalla frequenza delle ripetizioni e dalla prevedibilità del suono. In genere, questa reazione tende progressivamente a divenir meno pronunciata man mano che il suono diventa familiare, o prevedibile, o all'aumentare la frequenza di ripetizione dello stimolo.

b - Reazioni della muscolatura liscia e delle ghiandole

Le reazioni conseguenti all'esposizione a suoni brevi, con livello di pressione sonora superiore a 70 dB(A), consistono in una generale vasocostrizione dei vasi sanguigni periferici e riduzione del flusso sanguigno. Si possono registrare: accelerazioni o decelerazioni del battito cardiaco, riduzione della resistenza della cute alla corrente elettrica, sintomatologia riconducibile all'attivazione del sistema nervoso periferico, variazioni delle modalità di respirazione, cam-

biamenti della motilità gastrointestinale, modifiche nella grandezza delle pupille degli occhi e variazioni nelle secrezioni gastriche, ormonali e salivari.

Alcune delle suddette reazioni diminuiscono, o sembrano scomparire, in seguito ad una prevedibile ripetizione del suono.

c - Riflessi di orientamento e di difesa

Alcune delle reazioni della muscolatura liscia e delle ghiandole fanno parte di un modello di reazione noto come “riflesso d’orientamento” che è una reazione caratteristica della sensazione di smarrimento e diminuisce rapidamente all’aumentare della prevedibilità e familiarità dello stimolo sonoro.

Altre reazioni da parte dei muscoli lisci e delle ghiandole fanno parte, invece, di un modello di noto come “riflesso di difesa” che ha lo scopo di preparare l’organismo ad allontanarsi dalla situazione di pericolo o ad accettare il danno o il disagio. Le reazioni che fanno parte del riflesso di difesa spariscono con la ripetizione dello stimolo, ma più lentamente rispetto alle reazioni del “riflesso di orientamento”. I riflessi di difesa, che non sempre si esauriscono del tutto, si manifestano tipicamente come reazione agli avvertimenti di stimoli dolorosi, al dolore stesso o come reazione a stimoli molto intensi per un qualsiasi organo sensoriale.

d - Stress

Nella reazione allo stress, generalmente denominata “sindrome d’adattamento generale”, sono distinguibili tre stadi: una reazione d’allarme, una fase di resistenza ed uno stadio di collasso. Se la fonte di stress è consistente ed è mantenuta per lunghi periodi di tempo, un organismo passa in successione attraverso tutti e tre gli stadi. In casi estremi, si raggiunge il collasso delle funzioni corporee e la morte. Assai più frequentemente, lo stadio più problematico è quello iniziale della resistenza che coinvolge anche un abbassamento della difesa immunitaria e l’insorgenza di disturbi specifici, noti con il nome di disturbi d’adattamento, che potrebbero includere, tra gli altri, alcuni tipi di ulcere gastro-intestinali, innalzamento della pressione sanguigna ed alcune tipologie di artriti.

Da un punto di vista neurofisiologico, il rumore è uno stimolo potente per instaurare un arco riflesso il cui centro è rappresentato dalle porzioni reticolare e ipotalamica del cervello, i percorsi acustici costituiscono i rami afferenti e le proiezioni nervose, ascendenti o discendenti, rappresentano i rami efferenti. Gli organi che costituiscono un bersaglio sono gli organi innervati dal sistema nervoso autonomo (cuore, vasi sanguigni, intestino, ghiandole endocrine, etc.) ed i centri ipotalamo-diencefalici che regolano i ritmi alternati di sonno-veglia, la secrezione endocrina ed altre funzioni.

Le reazioni ad una fonte di stress possono essere di carattere psicologico o avere natura somatica. Gli effetti psicologici comprendono i sentimenti di paura, depressione, frustrazione, ansia, irritabilità, rabbia, abbandono, disappunto e dolore. Esempi di reazioni comportamentali ad una fonte di stress sono: l’isolamento sociale, l’aggressività, il ricorso ad un uso eccessivo di bevande alcoliche, tabacco, psicofarmaci, droghe o cibo. Lo stress psichico può avere un effetto di tipo diretto o indiretto sui processi fisiologici dell’organismo umano. Diversi esperimenti di laboratorio, infatti, hanno mostrato delle variazioni in diversi fattori somatici, fisiologici e biochimici in seguito ad esposizione ad un rumore intenso. Se l’esposizione è temporanea, l’organismo, in genere, ritorna ad uno stato normale, o almeno allo stato in cui era prima dell’espo-

sizione, dopo alcuni minuti. Se l'esposizione permane, oppure viene ripetuta diverse volte, si possono sviluppare delle modifiche permanenti nei sistemi neurofisiologico, circolatorio, endocrino, sensoriale e digestivo.

L'azione del rumore sulla formazione reticolare dipende non solo dalla sua entità e durata, ma anche dalle sue caratteristiche di evoluzione nel tempo. Un cambiamento improvviso dell'ambiente acustico potrebbe attivare diversi sistemi fisiologici che provocano alterazioni quali l'aumento della frequenza cardiaca, l'aumento della pressione sanguigna, vasocostrizione e potrebbe anche dar origine a reazioni d'allarme. Non è stato ancora dimostrato un adattamento alle reazioni fisiologiche tipicamente indotte da rumore, almeno per rumori con variazioni temporali significative del livello di pressione sonora, (rumori fluttuanti).

e - Effetti sul sistema nervoso centrale

Un'esposizione sonora piuttosto elevata induce a livello encefalico un aumento di ampiezza della pulsazione arteriosa ed è in grado, specialmente se il rumore è impulsivo o inaspettato, di determinare un incremento abbastanza pronunciato della pressione intracranica. Il tracciato elettroencefalografico tende a modificarsi per livelli di esposizione sonora superiori a 80÷85 dB(A) e le sue variazioni risultano tanto più frequenti ed accentuate quanto maggiore è l'esposizione sonora.

Il meccanismo del danno provato da rumore può esplicitarsi, a livello centrale, secondo due differenti modalità.

L'esposizione sonora, infatti, può determinare direttamente una condizione di eccitazione della sostanza reticolare con conseguente stimolazione dei centri mesencefalici asserviti e contemporanea eccitazione di vaste zone della corteccia temporale. Questa stimolazione, se sufficientemente intensa, causa un rapido esaurimento dei neurorecettori terminali, con successiva inibizione temporanea dell'attività corticale. Tale fenomeno favorisce, a sua volta, un'ulteriore attivazione della sostanza reticolare stessa. Si configura, pertanto, un tipico anello a retroazione positiva che conduce a livelli di affaticamento psicosensoriale sempre più elevati.

Il danno può anche manifestarsi indirettamente. La trasmissione prevalente dell'informazione, attraverso le fibre lunghe del nervo acustico, determina un sovraccarico primario delle sezioni corticali corrispondenti alle zone di neuroricezione delle frequenze componenti il rumore. Successivamente si manifesta una riduzione dell'attività inibitrice della corteccia, nei riguardi della sostanza reticolare, con conseguente innalzamento del livello di attivazione di questa, con eccitazione secondaria dei centri mesencefalici dipendenti e con ulteriore riduzione dei messaggi di inattivazione cortico-reticolare. Si instaura, in questo caso, un anello a retroazione negativa che, oltre a determinare livelli crescenti di fatica psicosensoriale, favorisce la somatizzazione del danno, attraverso la proiezione di segnali neurali verso gli organi di bersaglio.

f - Effetti neuroendocrini

La risposta del sistema endocrino all'esposizione sonora consiste in un'iperattività endocrina multipla (ipofisi, tiroide, surrene, gonadi), seguita da inibizione o da eventuale adattamento, mentre è frequente la sola ripresa funzionale, anche con tendenza alla iperattività, durante intervalli a minore esposizione sonora. In particolari condizioni, sembra che il rumore possa marcatamente interferire sul funzionamento del sistema diencefalo-ipofisario.

In diversi studi condotti in laboratorio sugli animali e su persone sono stati riscontrati alti li-

velli di catecolamine e di cortisolo, a seguito di una breve esposizione sonora. Si ritiene che le catecolamine, principalmente l'adrenalina e la noradrenalina, abbiano un ruolo importante sugli effetti cardiovascolari come, ad esempio, esse siano causa di un aumento della frequenza cardiaca e della pressione sanguigna. Se prolungati nel tempo, questi effetti possono condurre a danni ai tessuti arteriosi, aritmie cardiache, aggregazione delle piastrine ed aumento del metabolismo dei lipidi. Il cortisolo, ormone surrenale, è responsabile della cessazione del funzionamento del sistema immunitario.

Negli esseri umani è stato riscontrato un aumento di catecolamine durante esperimenti in cui era richiesto lo svolgimento di un compito in presenza di rumore, (Lundberg, 1979). L'aumento può essere considerato un sottoprodotto degli sforzi compiuti dagli individui per continuare a svolgere correttamente l'attività loro assegnata, anche in presenza di rumore; quando tali sollecitazioni diminuiscono, e conseguentemente cala la capacità di svolgere correttamente il compito, non si registra più una variazione nei livelli di rilascio di catecolamine.

I dati finora disponibili non sono sufficienti per giungere alla conclusione che l'esposizione al rumore possa produrre un aumento significativo dei valori neuroendocrini nell'uomo.

g - Effetti sul sistema immunitario

Recentemente è stata ipotizzato che il rumore possa diminuire la funzionalità del sistema immunitario, in modo indiretto, attraverso i suoi effetti sulle risposte non specifiche allo stress. Uno studio condotto da Altena e Beersma Lundberg, nel 1979, mostra che il rumore notturno, a livelli tali da alterare la distribuzione delle fasi del sonno dovrebbe essere considerato un rischio per la salute, a causa dei suoi effetti diretti immunodepressivi, in particolare l'inibizione alla produzione di eosinofili e basofili che, invece, è molto attiva durante il sonno. È stata proposta una soglia per l'insorgenza di effetti immunodepressivi che, orientativamente, risulta intorno a 40 dB(A) interni, sia per rumori continui che intermittenti.

h - Effetti sulla salute mentale

Nello svariato quadro degli studi effettuati finora, e, sebbene i risultati non siano non solo univoci, ma, in qualche circostanza, anche contraddittori, non sembra che il rumore costituisca una causa diretta di malattie mentali, ma certo contribuisce ad accelerare ed intensificare lo sviluppo di una nevrosi latente.

Si è visto come la stimolazione uditiva determini una risposta complessa del sistema nervoso centrale e di quello autonomo, che viene trasmessa attraverso le interazioni delle strutture corticali, talamo-reticolari, simpatiche e neuroendocrine, eccitandone o inibendone le attività funzionali.

Gli effetti derivati sulla salute mentale possono essere dimostrati, in parte, dalla variazione delle reazioni comportamentali dell'individuo, in parte, da indicazioni soggettive relative a modificazioni dello stato di benessere e, d'altro lato, ancora sulla base di indagini di ordine fisico e biochimico.

Gli effetti psichici sono molteplici e comprendono ansia, stress emotivo, nausea, emicrania, instabilità dell'umore, lamentele e atteggiamenti polemicici, impotenza sessuale, nevrosi, psicosi ed isterismo. Un fattore molto influente sulla formazione di detti effetti è la sensibilità individuale al rumore che predispone a questo tipo di sintomatologia.

Per determinare l'insorgenza degli effetti sopra indicati, si è soliti utilizzare alcuni indica-

tori quali il consumo di farmaci psicotropi (tranquillanti e sonniferi), la frequenza di visite mediche e il ricovero in strutture di cura. Al riguardo la recente istituzione, in Francia, di un "Osservatorio Epidemiologico Psichiatrico" ha fornito indicazioni interessanti. È emerso che il 27% dei pazienti che si rivolgono al medico riportano stati di ansia ed il 21% di questa popolazione è molto sensibile al rumore. Il rumore viene identificato come la fonte più diffusa di fastidio, più dell'inquinamento chimico o microbico e degli odori. Si stima che l'inquinamento ambientale rivesta un ruolo determinante nel 4% delle patologie ansio-depressive e che il rumore da solo possa essere la causa dello stress iniziale che si sviluppa, successivamente, in lievi patologie psichiatriche.

i - Effetti sull'apparato cardiocircolatorio

Da tempo un consistente numero di indagini, condotte sia nell'ambiente di lavoro che nell'ambiente di vita, si sono proposte di determinare in quale misura il rumore possa costituire un fattore di rischio per l'apparato cardiocircolatorio. Molti degli studi condotti nell'ambiente di lavoro hanno mostrato che individui, esposti ad alti livelli di rumore per intervalli compresi fra i 5 ed i 30 anni, presentavano valori di pressione sanguigna sensibilmente superiori a quelli misurati per altri lavoratori, con esposizioni meno gravose. Le persone che vivono nelle vicinanze degli aeroporti o nei pressi di strade con elevato traffico veicolare, analogamente, hanno mostrato un'uguale tendenza all'aumento della pressione sanguigna.

Ciononostante, i risultati di alcune indagini recenti sembrano supportare, invece, solo una limitata corrispondenza tra esposizione sonora e ipertensione. La poca convergenza dei risultati verso valutazioni univoche deriva oltre che dalla complessità del fenomeno anche da difficoltà di natura metodologica, proprie di questo tipo di indagini. In genere, gli studi sono condotti su campioni piccoli e selezionati di popolazione, e, non sempre, è possibile un controllo adeguato dei parametri mascheranti. Dalle indagini in laboratorio, generalmente, si riscontrano aumenti della pressione sanguigna, ma sono difficili da interpretare, a causa della breve esposizione a livelli di rumore piuttosto alti.

La vasocostrizione o vasodilatazione dei vasi sanguigni può essere provocata da esposizioni prolungate ad alti livelli di rumore. Questa causalità è stata dimostrata da diversi studi condotti sugli animali nei quali è emerso un aumento persistente della pressione sanguigna, che si è protratto per un mese, anche dopo la cessazione dell'esposizione, dimostrando l'esistenza di un effetto cronico del rumore sulla pressione sanguigna.

Le relazioni tra esposizione al rumore e disturbi circolatori cronici sono state studiate anche per gli esseri umani. Ad esempio, dopo un'esposizione di 29 minuti ad un rumore bianco, con livello pari a 90 dB, non si sono osservati effetti a livello cardiaco o di pressione arteriosa polmonare (Etholm, 1974). In un altro esperimento, si è riscontrata una distribuzione pressoché costante degli aumenti e dei cali nella frequenza di pulsazione dell'arteria carotide interna, dopo un'esposizione di 10 s a livelli di rumore compresi tra 92 e 96 dB.

Altri effetti sul sistema cardiovascolare, sempre osservati nell'ambiente di lavoro, riguardano: un aumento delle anomalie nel tracciato dell'elettrocardiogramma, un'accelerazione delle pulsazioni, un rapido aumento e maggiori irregolarità del battito cardiaco sotto sforzo ed un recupero più lento della vasocostrizione.

In ogni caso, ad eccezione delle anomalie di tracciato dell'elettrocardiogramma, gli altri effetti non sembrano essere particolarmente nocivi per la salute.

Altri studi condotti nell'ambiente di vita, ove si registrano esposizioni sonore meno gravose

e a livelli di rumore inferiori a quelli presenti in ambiente lavorativo, hanno messo in luce un'interessante differenza tra i due sessi: le fluttuazioni nella frequenza di pulsazione, la costrizione vascolare e l'aumento dei livelli di noradrenalina urinaria sono stati più elevati per le donne rispetto agli uomini Osada Y., (1972).

Il rumore da traffico stradale, per la sua ampia diffusione sul territorio e per i considerevoli tempi di esposizione, è stato, ed è tuttora, oggetto di studio per valutare, in che misura, esso possa costituire un potenziale fattore di rischio sul sistema cardiovascolare. Gli studi finora condotti hanno mostrato una relazione molto debole tra esposizione sonora e ipertensione o ischemie cardiache. Le indagini più significative al riguardo, in termini, sia di ampiezza del campione di popolazione esaminato, sia di rigore del protocollo sperimentale, sono quelle, tuttora in corso, nelle città di Caerphilly e di Speedwell. I risultati, analogamente a quelli conseguiti in indagini condotte a Berlino, supportano sufficientemente l'ipotesi che livelli per il rumore da traffico stradale, compresi nell'intervallo $66 \div 70$ dB(A) di L_{Aeq} , rappresentino una soglia al di sopra della quale è possibile rilevare l'insorgenza di malattie cardiovascolari, (Babisch, 1991).

j - Effetti sull'apparato respiratorio

L'esposizione a rumori di tipo industriale con livello di L_{Aeq} superiore a 90 dB(A) e con spettro contenente componenti tonali induce, spesso, un aumento della frequenza respiratoria, associata a diminuzione del volume respiratorio.

Il rumore può essere invocato anche come causa indiretta di laringopatie: oltre ad agire attraverso un meccanismo di tipo vasomotorio, infatti, determina una diminuzione del controllo audiofonetico, a causa del suo effetto mascherante sulle comunicazioni verbali. A livello nasale, il rumore può provocare l'insorgenza di rinopatie di tipo vasomotorio-congestizio, accompagnate spesso da ipertrofia dei turbinati che, non di rado, diviene irreversibile per esposizioni sonore elevate e prolungate oltre sei mesi.

k - Effetti sull'apparato digerente

L'esposizione al rumore può determinare nell'apparato digerente fenomeni di tipo spastico, prevalentemente localizzati alla regione pilorica, con incrementi della peristalsi gastro-intestinale, ipersecrezione cloridrica e iperacidità. Possono essere presenti, altresì, ipercinesi e aumento del tono del cardias e discinesia della colecisti.

Analogamente a quanto si osserva per il sistema cardiocircolatorio, il rumore può rappresentare un fattore di rischio per numerose malattie dell'apparato digerente, con speciale riguardo a quelle a componente eziologica di natura psicosomatica. Tale azione è particolarmente evidente nei soggetti predisposti, o in quelli già affetti da malattie dell'apparato gastro-enterico croniche, tanto da far ipotizzare che il rumore possa essere uno dei fattori favorevoli l'insorgenza di gastro-enteropatie, anche di tipo ulceroso.

l - Effetti sull'apparato visivo

L'esposizione a rumori con livelli compresi tra 80 e 100 dB(A), solitamente, determina una midriasi piuttosto accentuata, con aumento della superficie pupillare dal 10 al 35%, oltre ad un peggioramento dell'acuità visiva centrale ed extrafoveale. Ad esposizioni a livelli ancor più elevati, $100 \div 120$ dB(A), si determina un restringimento del campo visivo, solitamente più mar-

cato per il rosso, con valori dell'ordine del 10%. Dopo la cessazione dell'esposizione allo stimolo sonoro la midriasi permane per almeno 8÷10 minuti.

m - Effetti sull'apparato riproduttivo

Rumori a carattere aleatorio e di livello elevato possono influire sulla fertilità maschile e in misura maggiore sulla libido. È possibile che il fenomeno trovi la sua spiegazione patogenetica nel susseguirsi di reazioni di allarme, dovute a rumori inaspettati o con marcata componente impulsiva, che, associate ad altri fattori di stress, determinano il configurarsi di un meccanismo patogenetico complesso di natura neuro-psicogena.

Con modalità analoghe il rumore potrebbe influire anche sullo sviluppo fetale, riducendo il peso dei neonati. In questo caso si può ipotizzare, oltre ad un meccanismo patogenetico di tipo neuro-ormonale indotto dalla sindrome da stress, anche un concomitante effetto di vasocostrizione, accentuata a livello della connessione placentare, con conseguente sofferenza del feto.

n - Effetti sul rendimento e sull'efficienza

Questi effetti riguardano prevalentemente le attività lavorative e sono funzione sia delle caratteristiche fisiche del rumore, in particolare il suo livello di pressione sonora, sia delle specifiche connotazioni delle attività svolte dall'individuo esposto. Il rumore, ad ogni modo, determina effetti di disturbo, più o meno accentuati, sull'apprendimento e sulla memorizzazione di dati o nozioni acquisite.

Un ambiente tranquillo viene spesso considerato un requisito necessario per la concentrazione mentale e per l'attività creativa. Nel caso in cui un compito richieda l'ausilio di un segnale acustico, quale può essere il linguaggio parlato, o un segnale di allarme, è importante che questo non sia mascherato da altro rumore o che, comunque, rimanga intelligibile; in caso contrario si registreranno alterazioni nell'esecuzione dell'attività intrapresa.

L'influenza del rumore sull'esecuzione di compiti è stata studiata in maniera estesa sia in laboratorio che in situazioni reali, principalmente nell'ambiente di lavoro. Le indagini si trovano di fronte alla difficoltà di determinare in che modo le diverse tipologie di rumore possano influenzare le persone, nello svolgimento di attività differenti. Tale difficoltà deriva, essenzialmente, dalla natura soggettiva della reazione al rumore e dalla necessità di interpretare il comportamento degli individui.

Gli studi condotti in laboratorio presentano vantaggi non trascurabili, tra cui una durata relativamente breve ed i soggetti partecipanti, generalmente, sono persone adulte e ben motivate. Detti soggetti, solitamente, sono in grado di eseguire determinati compiti senza eccessive diminuzioni di rendimento anche in presenza di rumori che, invece, in condizioni più "naturali" potrebbero influire negativamente. D'altra parte, anche gli studi condotti in condizioni operative reali, evidenziano delle problematiche notevoli, a causa della presenza di molti fattori confondenti, diversi dal rumore, che sono difficili da controllare.

Ciononostante, dagli studi disponibili in letteratura si possono trarre le seguenti indicazioni:

- rumori stazionari, che non abbiano un significato particolare per l'uditore, non interferiscono con le attività umane non coinvolgenti processi uditivi, purché il livello di pressione sonora non superi i 90 dB(A);
- rumori impulsivi irregolari possono interferire con l'esecuzione di un compito anche a livelli inferiori a 90 dB(A);

-
- le componenti ad alta frequenza (sopra i 1000-2000 Hz) possono interferire con lo svolgimento d'attività, in misura maggiore, rispetto alle componenti a frequenze meno elevate;
 - il rumore non sembra influenzare la quantità globale di lavoro realizzato, ma sembra che livelli di rumore sufficientemente alti possano produrre un rendimento variabile nel tempo, per cui a dei momenti di pausa, dovuti alla presenza di rumore, seguono dei periodi di maggiore rendimento lavorativo, per una sorta di processo di compensazione;
 - è verosimile affermare che il rumore riduca l'accuratezza, più che la quantità, di lavoro svolto;
 - è altrettanto verosimile pensare che il rumore influenzi in senso negativo i compiti complessi, più di quanto non accada per quelli semplici.

Nell'esecuzione di compiti psicomotori non coinvolgenti il sistema uditivo, se si esclude l'iniziale reazione di trasalimento, l'unica variabile acustica responsabile degli effetti prodotti dal rumore è la capacità di quest'ultimo di mascherare e rendere meno intelligibili altri segnali acustici.

Gli effetti generati dal rumore, pertanto, possono essere molteplici:

- interferire con la percezione di segnali acustici necessari, o di aiuto, per l'esecuzione di un qualsiasi compito;
- mascherare i segnali acustici di scarsa importanza, che potrebbero causare distrazione per l'operatore, ed in tal modo migliorare le sue prestazioni;
- influenzare l'attenzione psicologica dell'operatore e quindi provocare distrazione dalla sua attività;
- creare una condizione monotona che porta ad una sottostimolazione psicologica e a prestazioni meno efficaci;
- risvegliare, da un punto di vista fisiologico, un operatore da uno stato di bassa attenzione e migliorarne la prontezza di esecuzione;
- causare un'eccessiva stimolazione fisiologica dell'operatore, e, quindi, diminuire le sue prestazioni;
- trasmettere un'informazione non richiesta per l'esecuzione di un determinato compito, ma che può dare origine a sensazione di *annoyance* riducendo, dunque, le prestazioni dell'operatore. Si può ritenere che il rumore danneggi il suo sistema uditivo, che interferisca con l'ascolto di altri suoni utili e che, comunque, lo ponga nella situazione di incapacità di controllo dell'ambiente che lo circonda;
- generare degli impulsi nervosi che intervengono, in misura parziale, nel funzionamento o dei tracciati neurali non acustici o dei centri coinvolti nell'esecuzione di particolari compiti non acustici.

L'azione del rumore sul rendimento è particolarmente evidente per le attività lavorative di tipo intellettuale o per quelle che richiedono un'attenzione distribuita, dovendo l'operatore essere in grado di identificare una serie di segnali differenziati e di fornire risposte rapide e complesse ai segnali stessi. Un rumore moderato, per contro, può migliorare il rendimento in attività monotone e ripetitive.

o - Effetti sull'apprendimento

Il rumore può interferire con il processo d'apprendimento e con l'attività scolastica in quanto maschera la comunicazione, costituendo elemento di distrazione o di disturbo. La distrazione,

considerata come un errore di attenzione o come uno spostamento dell'attenzione dal obiettivo scolastico in questione, può essere collegata, talvolta, alle reazioni fisiologiche al rumore o alle reazioni ai messaggi contenuti nel rumore stesso.

Secondo una teoria ben consolidata in psicologia, il sistema sensoriale umano riceve un numero di informazioni superiore a quello che può essere elaborato dai centri cerebrali più alti; le informazioni inutili, come ad esempio il rumore, vengono scartate da una sorta di filtro mentale (Broadbent D., 1971) che, tuttavia, presenta le seguenti limitazioni:

- tende a rifiutare od ignorare i segnali che non variano nel tempo, anche se potrebbero essere importanti;
- una condizione di stress o stanchezza può deteriorare la capacità discriminante del filtro mentale;
- il filtro può essere superato da stimoli irrilevanti dal punto di vista fisico ma che attirano l'attenzione per svariati motivi (novità, imprevedibilità, etc.).

Indagini comparative condotte su gruppi di studenti a diverso livello di scolarità e frequentanti scuole situate in aree rumorose o relativamente tranquille hanno permesso di trarre alcune indicazioni sugli effetti indotti dal rumore.

In particolare, gli studenti con migliore profitto sembrano non risentire della rumorosità ambientale che, invece, appare influente sul rendimento degli studenti con minor profitto. Nell'apprendimento tramite lettura, i bambini esposti ad alti livelli di rumore ambientale, sia a scuola che a casa, soffrono di maggiori carenze rispetto ai bambini esposti a tale agente inquinante solo a scuola. Inoltre, risultano più vulnerabili quei bambini che presentano preesistenti difficoltà di linguaggio o di parola.

È opportuno sottolineare, che i bambini di età inferiore ai 13 anni, avendo un vocabolario limitato ed un'idea ancora non esatta delle strutturazioni del linguaggio, manifestano una maggiore difficoltà nell'intelligibilità del parlato, per cui sono necessari livelli di rumore disturbante più contenuti, rispetto a quanto servirebbe, invece, per mantenere una corretta comprensione, in una conversazione tra persone adulte.

6. GLI STUDI EPIDEMIOLOGICI INTERNAZIONALI

La maggior parte degli studi epidemiologici riguardanti gli effetti del rumore sono stati svolti sul sonno, considerata l'immediatezza dell'effetto di disturbo e la sua importanza sul benessere umano. Recentemente il WG della Commissione Europea *Health and Socio-Economical Aspects of Noise* ha prodotto un documento di riferimento di fondamentale importanza per lo studio degli effetti del rumore sul sonno, "*Position Paper on dose-effect relationships for night-time noise*", che si propone come base conoscitiva per le future revisioni dell'allegato III della Direttiva Europea 2002/49/CE.

Essendo il sonno uno stato fisiologico dell'organismo molto complesso, anche le influenze del rumore su di esso sono piuttosto articolate.

È utile effettuare delle distinzioni fra effetti istantanei, a breve termine e a lungo termine che il rumore può far insorgere nel dormiente. Uno schema concettuale delle influenze del rumore sul sonno può essere illustrato con il diagramma che Ising ha riportato nella sua pubblicazione del 1999, riproposto nella Figura 6.1 di pagina successiva.

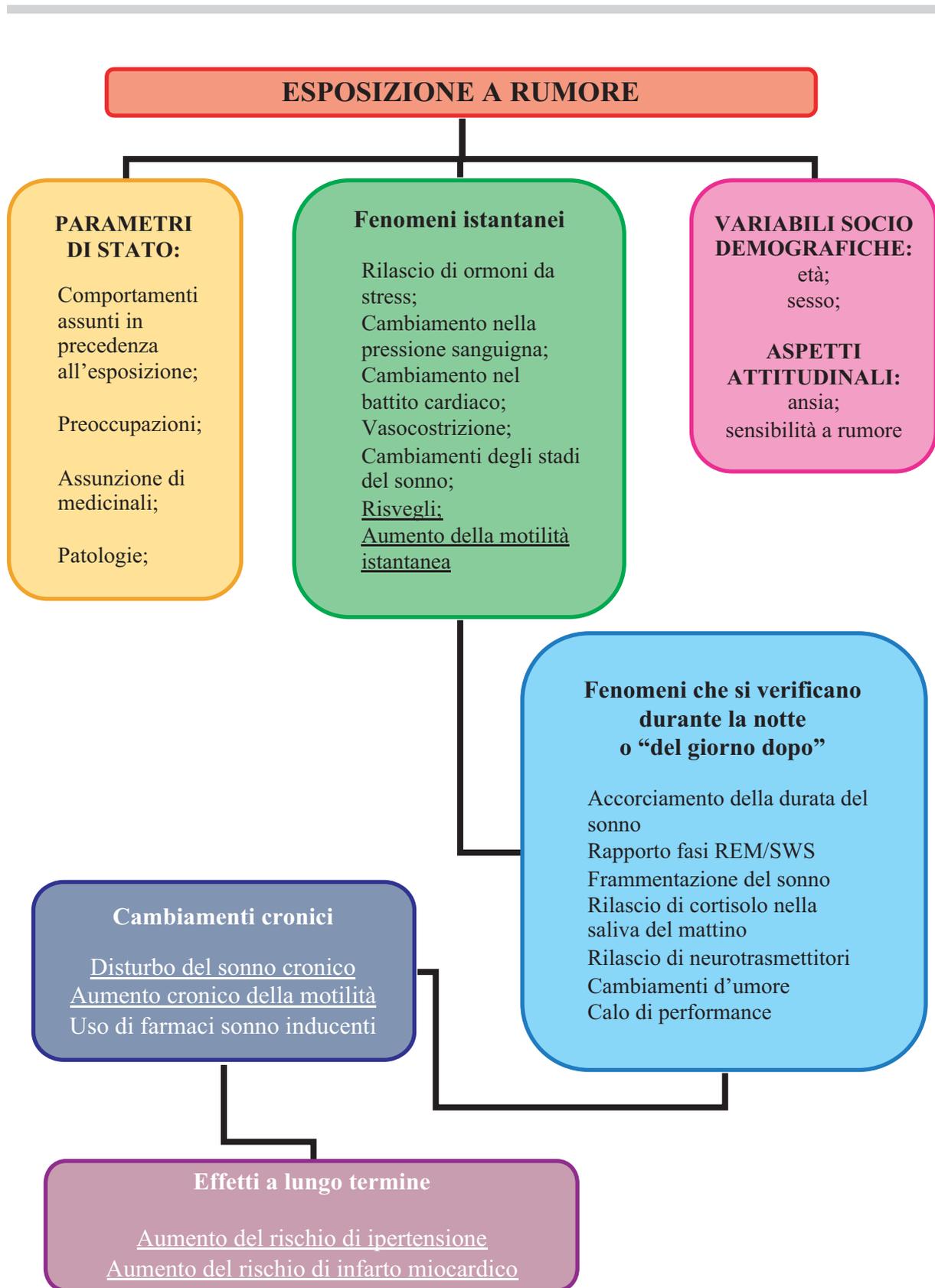


Figura 6.1: Diagramma degli effetti specifici coinvolti nel disturbo del sonno prodotto dal rumore ambientale (Ising, 1999).

Dall'analisi delle ricerche epidemiologiche effettuate sul sonno nell'ultimo quinquennio, si sono riscontrati esiti positivi nelle indagini relative allo studio della motilità corporea del dormiente, sia media che istantanea, dei risvegli comportamentali, del cosciente disturbo del sonno e dell'innalzato rischio di ipertensione. Di questi effetti esistono già in letteratura delle relazioni di dose-effetto o l'indicazione di un valore di soglia d'insorgenza.

Non ci sono al momento, comunque, conoscenze sufficienti su come questi effetti possano essere fra loro correlati, né sulle modalità con cui essi effettivamente influenzino il benessere e la salute umana.

Tabella 6.1: Effetti del rumore sul sonno: il simbolo **X** indica l'esistenza di relazioni dose effetto, mentre il simbolo **♦** solo la presenza di un effetto soglia (Miedema, Passchier-Vermeer e Vos, 2002).

EFFETTI		Sorgenti di rumore		
		Traffico stradale	Traffico ferroviario	Traffico aereo
Istantanei	Rilascio d'ormoni da stress			
	Cambiamenti nella pressione sanguigna			
	Cambiamenti nel battito cardiaco			
	Vasocostrizione			
	Aumento della motilità istantanea			X
	Cambiamenti negli stadi del sonno			
	Risvegli		X	X
A breve termine	Durata del sonno			
	Aumento della motilità media			X
	Durata delle fasi REM /SWS			
	Frammentazione del sonno			
	Rilascio di cortisolo			
	Rilascio di dopamina e noradrelanina			
	Cambiamenti umorali			
	Lamentele			
A lungo termine	Disturbo del sonno cronico e cosciente	X	X	
	Cronico aumento della motilità corporea notturna	X		
	Uso di farmaci sonno inducenti			
	Aumento del rischio di ipertensione	♦		
	Aumento del rischio di infarto			

6.1 Studi relativi alla dimostrazione dell'esistenza di relazioni dose-effetto

Per quanto riguarda le sorgenti di rumore ambientale, oggetto della Direttiva 2002/49/CE, il numero d'eventi che le caratterizza varia notevolmente. Grandi aeroporti e linee ferroviarie presentano un contenuto numero di eventi (10-50) per singola notte e livelli sonori elevati per singolo evento, mentre le grandi arterie stradali sono caratterizzate da un numero di accumulo di eventi potenzialmente disturbanti sensibilmente più elevato, ma con livelli di rumore meno accentuati per ogni singolo evento.

Proprio per queste caratteristiche, vi sono, nella comunità scientifica, molte perplessità sull'adeguatezza di correlazioni fra il disturbo sul sonno ed i descrittori del rumore mediati nel

tempo, come il livello continuo equivalente L_{Aeq} e l'indice L_{night} da esso derivato. Al riguardo, risultano più efficaci descrittori dell'energia sonora dei singoli eventi come il SEL (*single event noise exposure level*).

Ad esempio, un livello equivalente notturno (ponderato su 8 ore) di 25 dB(A) corrisponde a 300 eventi con SEL di 45 dB(A) o a soli 3 eventi, se il valore di SEL di questi aumenta a 65 dB(A). E' molto importante conoscere sia l'intensità dell'evento, che il suo spettro in frequenza, la sua durata ed impulsività per capire se insorgono, e con che gravità, gli effetti comprovati ed elencati nella Tabella 6.1, presentata a pag. 41.

a - L'aumento della motilità istantanea

Si intende come motilità la manifestazione di movimenti del corpo durante il sonno, fenomeno generalmente considerato normale, quando il dormiente lo presenta per brevi intervalli di tempo, pari all'incirca al 3% della durata complessiva del suo sonno. E' stato provato che la motilità è un indicatore piuttosto sensibile della qualità del sonno e può essere assunto come predittore di tutta una gamma d'altri effetti, tra i quali il risveglio e il giudizio sul degrado qualitativo del sonno.

Nello studio di Passchier-Vermeer del 2002 si è registrato questo parametro su di un campione di popolazione disturbata da rumore aereo, tramite misurazioni attimetriche predisposte per registrazioni ogni 15 secondi. Lo studio ha permesso di rivelare l'incremento della motilità corporea, se già esistente, oppure, in caso contrario, la sua insorgenza.

La relazione matematica fra l'insorgenza di movimenti corporali durante il sonno, (indicata con k) e la crescita del numero di questi ultimi, se già presenti, (indicata con m), in funzione del livello di rumore massimo dovuto ad un sorvolo aereo $L_{max, inside}$ è una relazione di tipo parabolico del tipo:

$$m = b*(L_{Amax,inside} - a) + c*(L_{Amax,inside} - a)^2$$

dove i parametri a,b, e c vengono definiti in funzione del livello sonoro massimo in interno o del SEL caratterizzante il singolo evento, come indicato nella Tabella 6.2.

Tabella 6.2: Coefficienti dell'equazione quadratica indicante l'ammontare di m o k come funzione di $L_{Amax,inside}$ o SEL. Le equazioni si applicano a valori di $L_{Amax,inside}$ inferiori a 70 dB, o a valori di SEL inferiori a 80 dB(A). Il significato del parametro a è quello del valore al di sotto del quale sia m che k sono nulli.

	(Aircraft) noise-induced increase of probability of motility (m)	(Aircraft) noise-induced increase of probability of the onset of motility (k)
range	$32 < L_{Amax,inside} < 70$ dB(A)	$32 < L_{Amax,inside} < 70$ dB(A)
a	32	32
b	0.000633	0.000415
c	$3.14*10^{-5}$	$8.84*10^{-6}$
range	$38 < SEL_{inside} < 80$ dB(A)	$40 < SEL_{inside} < 80$ dB(A)
a	38	38
b	0.000532	0.000273
c	$2.68*10^{-5}$	$3.57*10^{-6}$

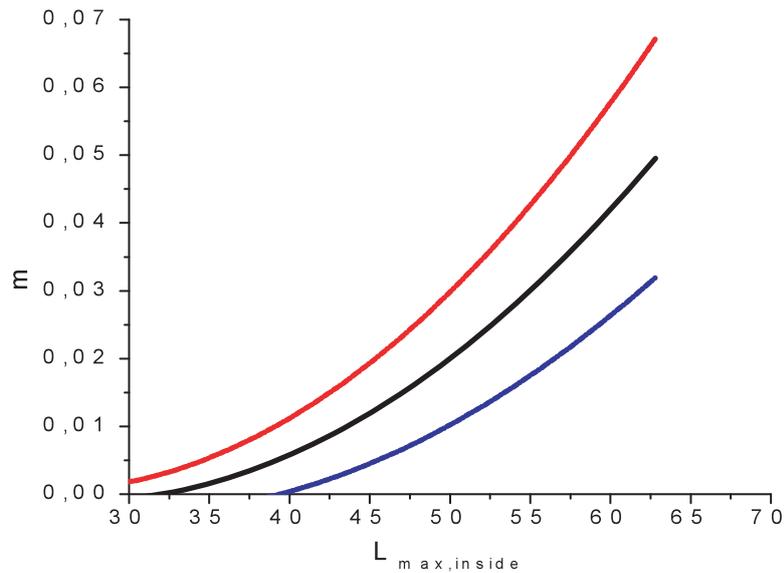


Figura 6.2: Andamento della probabilità di un incremento di motilità in funzione del valore di livello di immissione massimo in interno, contornato dalle linee dell'intervallo di confidenza al 95%. (Passchier-Vermeer et al., 2002).

Nello studio citato, è illustrato anche l'andamento della motilità in funzione del SEL dell'evento, come mostrato nella Figura 6.3. A parità dell'indice acustico L_{night} in interno, il numero di movimenti del corpo cresce, non monotonicamente, in funzione del SEL fino a raggiungere un picco, sempre collocabile a valori di SEL pari a 66 dB.

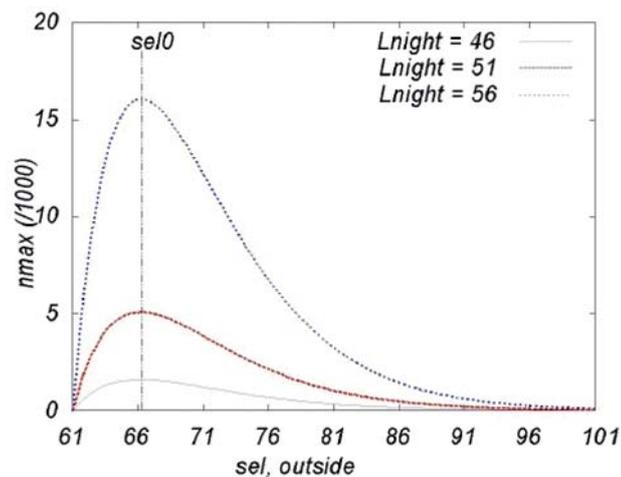


Figura 6.3: Valore massimo assunto da $m/1000$ per tre diversi valori di L_{night} all'interno della camera da letto dell'esposto e valori di SEL di eventi registrati invece in esterno.

b - I risvegli

Nel lavoro pubblicato da Passchier-Vermeer, sono stati esaminati 9 *case-studies* sul risveglio notturno di tipo comportamentale, tecnicamente definito come quello per cui il dormiente, che ha subito l'interruzione del proprio sonno, ne è consapevole al punto di riuscire a compiere un'azione, (premere un bottone o registrare l'evento su un diario).

Ovviamente, secondo questa definizione il numero di risvegli risulta essere meno elevato di quanto si rivelerebbe tramite un tracciato EEG, ove sono identificabili i singoli cambiamenti degli stadi del sonno, anche qualora essi non siano responsabili di risvegli comportamentali.

I dati dell'indagine citata sono disponibili per rumore da traffico ferroviario, ambientale in senso lato (probabilmente stradale) e per il rumore da traffico aereo sia civile che militare.

Lo studio su rumore da traffico ferroviario è molto contenuto (20 notti individuali): in esse non si verificarono fenomeni di risveglio comportamentale, tanto da portare gli autori ad affermare che: *“non ci sono evidenze, se non estremamente limitate, che il rumore da traffico ferroviario, con eventi di valore di SEL_{inside} inferiore a 80 dB(A), provochi un aumento della probabilità di risveglio”*

Anche per il rumore ambientale complessivo, non si è mostrato alcun effetto di innalzamento della probabilità di *awakenings*, anche se in questo caso lo studio non riguarda sorgenti specifiche.

Per il rumore da traffico aereo, in particolare quello di tipo militare, l'effetto si è manifestato con forte evidenza. Tuttavia questo studio, purtroppo, è stato limitato a pochi soggetti che vivono nei pressi delle piste di decollo o atterraggio dei velivoli militari.

Per il rumore causato dall'aviazione civile, infine, i dati sono sufficienti per derivare una relazione di tipo dose-effetto, formulabile ancora una volta con andamento parabolico:

$$\% \text{ di risvegli indotti dal rumore} = - 0,564 + 1,909 * 10^{-4} (SEL_{inside})^2$$

dove il SEL è relativo ad un evento di sorvolo aereo, registrato all'interno della camera da letto.

La Figura 6.4 di pagina successiva rappresenta la curva dose-effetto relativa al numero annuo di risvegli in funzione del valore di L_{night} monitorato in esterno, considerato che L_{night} sia comprensivo di tutti i contributi di SEL verificatisi durante l'intero arco temporale di un anno.

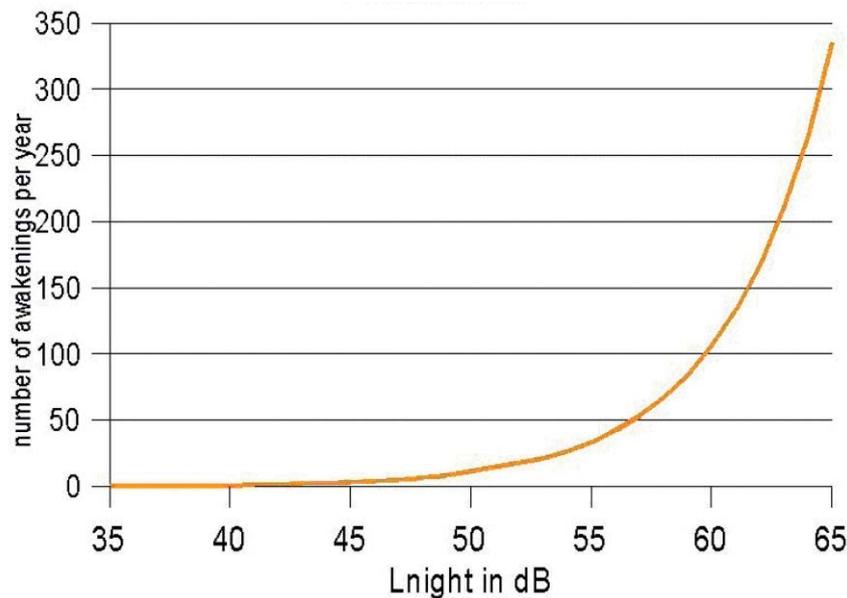


Figura 6.4: Numero di risvegli annui previsti in funzione del valore dell'indice acustico L_{night} in esterno. La figura illustra i risultati di un approccio di tipo cautelativo, riportando il numero massimo di risvegli atteso a tale livello di esposizione notturna.

c - Aumento cronico della motilità media

La motilità media, ossia l'insieme di tutti i movimenti del corpo che avvengono durante il sonno, è relazionata fortemente all'età ed è funzione lineare del valore di esposizione al rumore durante la notte. Le relazioni tra la motilità media notturna ed il valore dell'indice acustico $L_{night, outside}$ sono mostrate nella Figura 6.5 di pagina successiva.

La motilità media raggiunge il suo valore minimo intorno all'età di 45 anni, mentre è considerevolmente più elevata alle fasce d'età più estreme. E' possibile esprimere la relazione tra la motilità media, l'indice acustico $L_{night, inside}$, e l'età dell'individuo nel modo seguente:

$$\text{motilità} = 0,0587 + 0,000192 * L_{night, inside} - 0,00133 * \text{età} + 0,0000148 * \text{età}^2$$

La relazione tra l'aumento nella motilità media indotta da rumore m e $L_{night, inside}$ è quindi:

$$m_{night} = 0,000192 * L_{night, inside}$$

Assumendo che l'abbattimento di rumore di facciata D sia di circa 20-21 dB, è possibile riformulare l'espressione precedente, in termini del livello di esposizione in esterno $L_{night, outside}$, come:

$$m_{night} = 0,000192 * L_{night, outside} - 0,004032$$

L'aumento di motilità m è di circa il 22% se $L_{night, inside}$ aumenta dal valore 0 (indicante l'assenza di rumore aereo) a quello di 35 dB(A) (tipico di un sorvolo, registrato all'interno di un abitazione sotto un corridoio aereo).

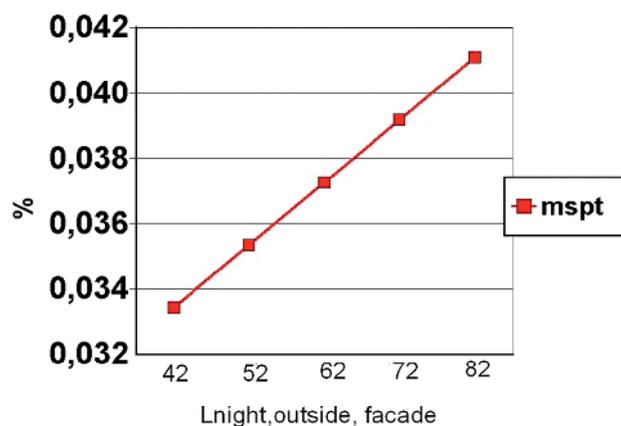


Figura 6.5: Crescita percentuale della motilità notturna media in funzione di $L_{night, outside}$.

d - Gli effetti cardiovascolari

Diversi studi, di cui probabilmente quelli di Babish 2004, Rosenlund 2001 e Maschke 2003 sono i principali portavoce, mirano a dimostrare l'esistenza di relazioni dose-effetto fra l'esposizione a rumore notturno e l'ipertensione o le malattie cardiovascolari, come l'attacco ischemico o miocardico. Non è ancora chiaro se esistono effetti sinergici dovuti alla concomitanza dell'inquinamento dell'aria, spesso inscindibile da quello acustico e, in tal caso, come gli effetti dovuti al primo inquinante siano separabili dal secondo.

In queste indagini, si è dimostrato un innalzamento dell'indice di prevalenza d'ipertensione cronica pari a circa 1,6 (scarto 1,4) per $L_{den} > 55$ dB e di 1,7 (scarto 2,3) per $L_{den} > 65$ dB. L'indice di prevalenza d'ipertensione sembra essere più elevato per i soggetti esposti a $L_{den} > 55$ dB e livello massimo sonoro $L_{max} > 72$ dB, se sottoposti ad almeno tre eventi di questo tipo al giorno per un intero anno.

Nella Figura 6.6 si mostra l'andamento del valore di *odd ratio* di prevalenza del rischio di ipertensione, come riportato dalla curva dose-effetto del "Position Paper on dose-effect relationships for night-time noise", già citato.

Sono state riportate, inoltre, associazioni tra l'esposizione a rumore aereo e l'innalzamento della pressione sanguigna in surveys trasversali svolti su bambini, anche se l'evidenza non è stata così marcata (Cohen S, Evans GW et al. 1980).

Inoltre, la crescita della pressione sanguigna nei bambini è stata comprovata in studi in campo di esposizione a rumore di aeromobili militari a bassa quota, (Ising et al. 1990; Michalak et al. 1990), oltre che in diversi esperimenti in laboratorio.

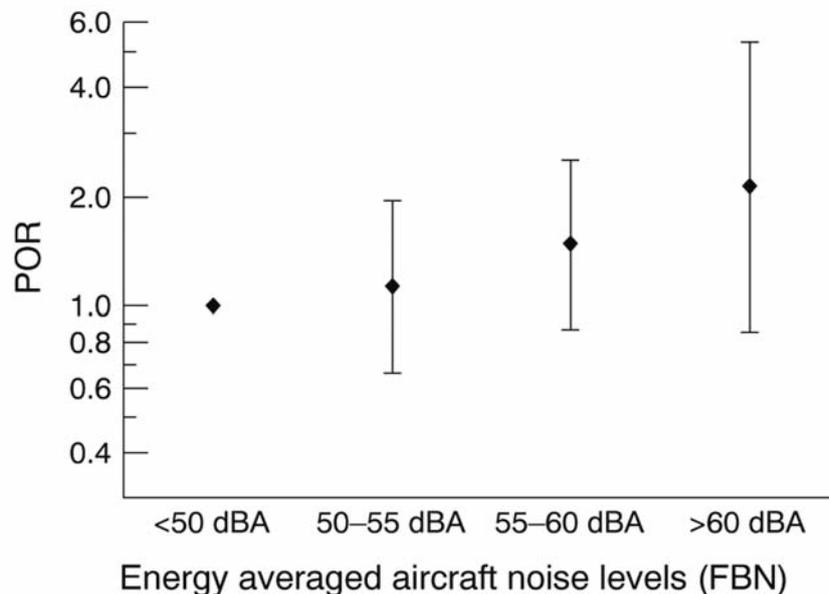


Figura 6.6: *Rischio di ipertensione per esposizione a diverse classi acustiche di rumore aereo. I punti medi tra le barre indicano i valori corretti di odd ratio di prevalenza, le barre d'errore il 95% di intervallo di confidenza. (Rosenlund M., Berglind N., Pershagen G. et al., 2001)*

e - Gli effetti sull'apprendimento di bambini e adolescenti

Fin dagli anni '80, l'attenzione è rivolta al gruppo definito "suscettibile" dei giovani per studiare come il rumore possa generare effetti dannosi sull'apprendimento e la memorizzazione, anche in relazione al fatto che, spesso, proprio i giovanissimi fanno un uso sconsiderato di strumenti d'ascolto della musica, o frequentano luoghi caratterizzati da emissioni di livello sonoro molto superiori a quelli abituali della vita quotidiana.

Dall'analisi di diversi studi sugli effetti del rumore sull'apprendimento umano emerge che esso effettivamente influisca solo per lo svolgimento di test complessi ed intellettualmente impegnativi. Esercizi semplici, ripetitivi, non sono affatto influenzati nel loro svolgimento dal rumore ambientale, anzi quando l'alunno trova l'esercizio noioso, o già noto, il rumore può persino aumentare la sua applicazione ed il suo rendimento.

Lo sviluppo conoscitivo che l'alunno raggiunge in ambito scolastico può essere approssimativamente interpretato come l'unione di quattro abilità: capacità d'attenzione, di lettura, di memoria e velocità d'apprendimento, (Cohen, Evans, 1980, 1985, Hygge 2003).

Sia gli studi in laboratorio, svolti con esposizioni a rumore acuto, che gli studi sul campo, dove si presenta invece esposizione a rumore cronico, spesso di una data tipologia, mostrano che sono fondamentalmente le capacità di memoria e di apprendimento, ad esempio di un testo dato in lettura, ad essere più fortemente influenzate in modo avverso dal rumore. Questo fenomeno, inoltre, sembra presentarsi con le stesse caratteristiche in modo generalizzato indipendentemente dall'età, anche se una certa superiore suscettibilità sembra essere mostrata dal gruppo dei giovani adolescenti (13-14 anni).

Lo studio pubblicato da Hygge S. nel 2003, sull'esposizione a rumore ambientale ed il ridotto apprendimento di bambini e giovani in età scolare, mostra che il più forte impatto sulla capacità di svolgere diversi test di comprensione, in presenza di rumore da traffico stradale, si esplica appunto sugli adolescenti di 13-14 anni, seguiti dai giovani adulti (18-20 anni).

Come si può notare, gli effetti principali si evidenziano sulla memoria ed, in particolare, quando il rumore da traffico stradale o aereo supera i 55 dB. L'inclinazione delle rette tracciate non è molto evidente, tuttavia s'innalza sensibilmente per l'esposizione a rumore aereo, rispetto a quanto riportato per esposizione a rumore viario.

Gli studi effettuati sulla memoria e la lettura mostrano inclinazioni più accentuate, (pendenza 2,6), rispetto a quelli di riconoscimento od attenzione, (pendenza quasi sempre inferiore ad 1). Questo risultato induce a pensare che l'effetto dannoso del rumore si espliciti successivamente alla sua occorrenza e non simultaneamente.

Proprio per i due test che hanno dato risultati significativi si può affermare che una riduzione di soli 5 dB di L_{eq} comporterebbe un innalzamento delle performance intellettive di circa il 13%, quantomeno nel *range* di livello sonoro tra 65 - 80 dB. Per ciò che riguarda i test sull'attenzione e il riconoscimento di espressioni note, invece, tale crescita rimarrebbe contenuta al 5%.

Un esplicito confronto svolto sul campo, utilizzando le stesse metodologie proposte dal lavoro di Hygge, in scuole nei pressi di grandi aeroporti come mostrano i risultati del progetto RANCH (*Road Traffic and Air Traffic Noise exposure-response and Children's Cognition and Health*), inducono a concludere che siano proprio la capacità di memorizzazione durante la lettura e, quindi, di ricordo le due funzioni di apprendimento maggiormente influenzate dall'eccessivo rumore in classe.

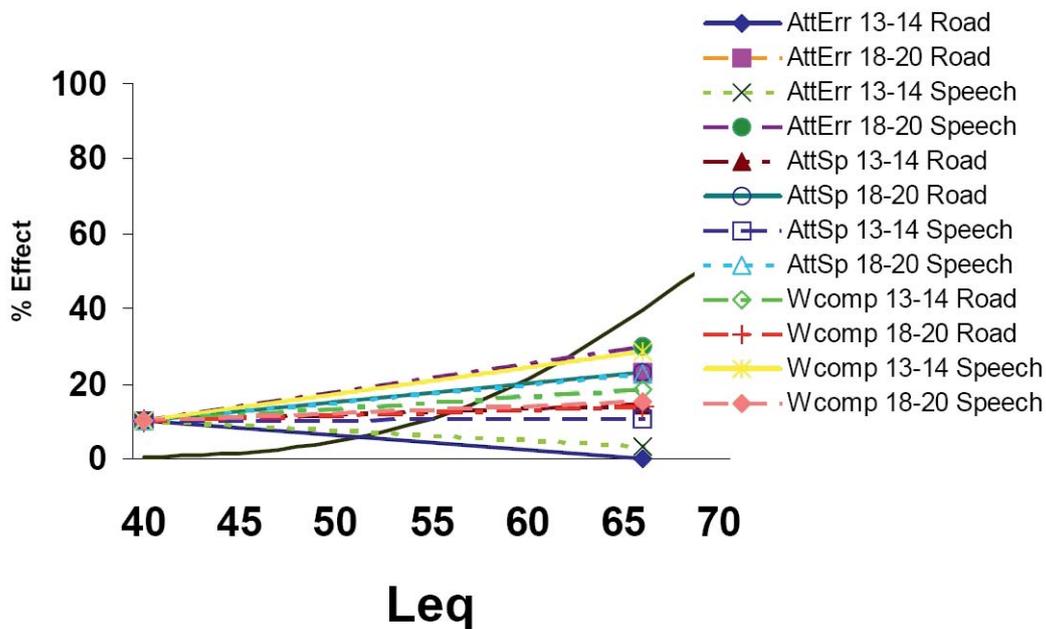


Figura 6.7: Curve dose-effetto e risultati da test svolti su bambini (13-14 anni) e giovani adulti (18-20 anni) esposti a rumore da traffico *stradale* o a rumore dovuto a *conversazione* a livelli di riferimento di 66 dB L_{eq} . AttErr = errori d'attenzione, AttSp = velocità di apprendimento, WComp = errori di comprensione verbale di un testo.

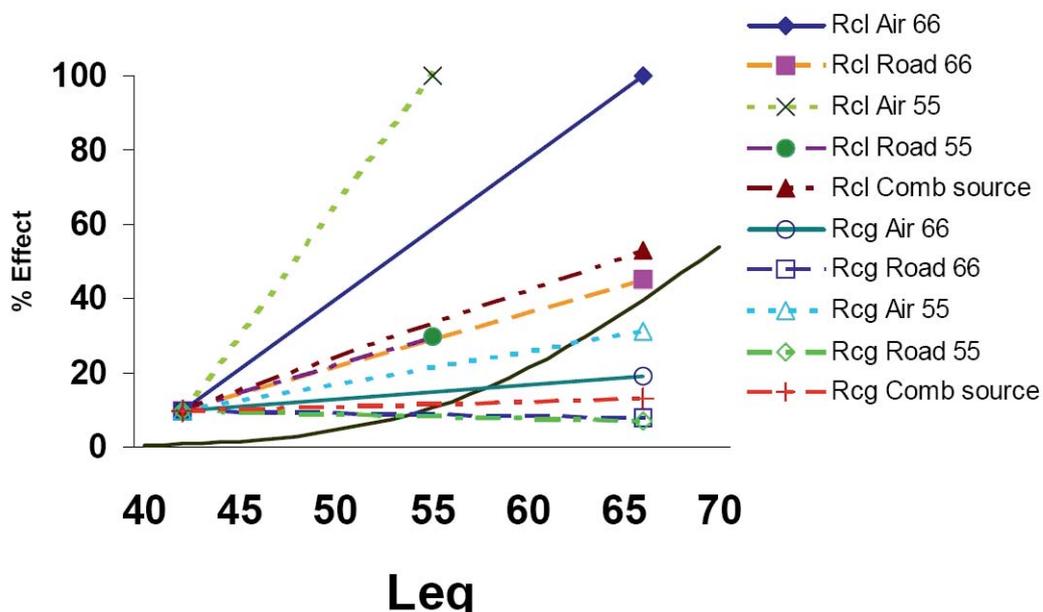


Figura 6.8: Curve dose-effetto e risultati da test svolti su bambini (13-14 anni) esposti a rumore da traffico di diversa tipologia e livello. Rcl = ricordo di un testo di recente lettura, Rcg = riconoscimento di un testo. Combsource = media dei diverse condizioni di esposizione derivanti da diverse sorgenti, con valori di immissioni di riferimento di 55 e 66 dB_A di L_{eq}

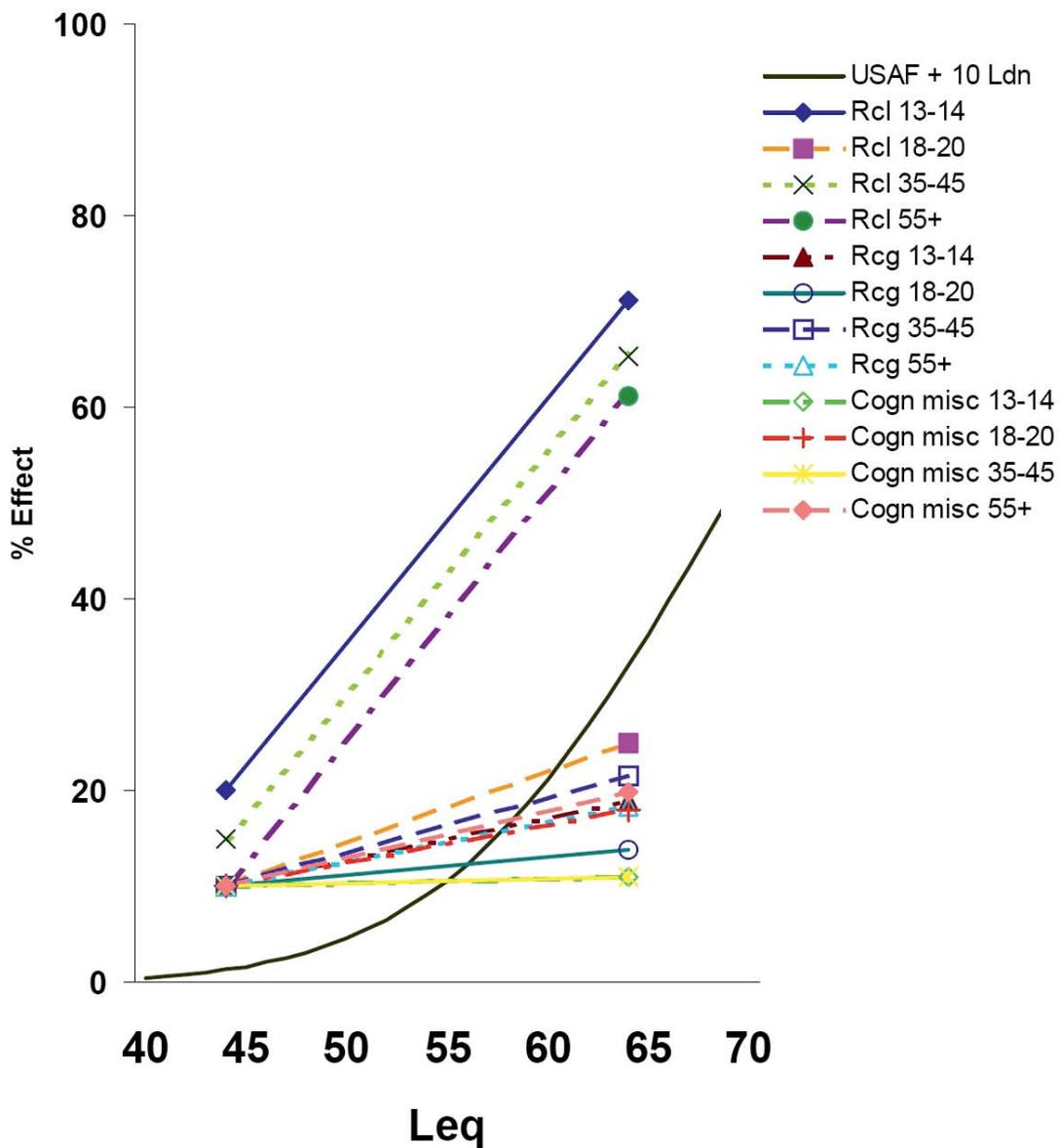


Figura 6.9: Curve dose-effetto e risultati di test svolti su adolescenti (13-14 anni), giovani adulti (18-20 anni) e persone di mezza età (35-45 anni) esposti a rumore da traffico stradale o a rumore dovuto a conversazione, a livelli di riferimento di 66 dB L_{eq} . Rcl = ricordo di un testo di recente lettura, Rcg = riconoscimento di un testo, Cogn misc = valor medio dei risultati derivanti da altri esperimenti sull'attenzione e la comprensione delle parole.

f - Altri effetti ipotizzati: le secrezioni del sistema endocrino e le ripercussioni sulla salute mentale

Per quanto riguarda gli studi epidemiologici sulla secrezione endocrina, la salute mentale o gli scompensi sul sistema immunitario, i cui risultati sono ancora a volte contrastanti, si rimanda alle recenti pubblicazioni su questi temi, in attesa che essi possano costituire basi di certezza su cui disquisire quantitativamente e portare alla formulazione di curve dose-effetto. (Lercher 1993, Lercher et Evans 2002, Stansfeld 2000, Willgenburg 1994).

Al momento possono essere tratte le seguenti conclusioni su di un'effettiva esistenza di conseguenze dannose del rumore sulla salute umana:

- l'esposizione al rumore ambientale sicuramente comporta una conscia manifestazione di disturbo generalizzato (*mild effect*) in campioni rappresentativi della popolazione (*Annoyance*). L'*annoyance* cresce monotonicamente con il livello d'esposizione;
- il disturbo del sonno provocato dal rumore è un fenomeno reale, importante, con diverse manifestazioni.

Tuttavia esiste una considerevole evidenza di processi d'adattamento ed abitudine al rumore da parte dei residenti in zone rumorose e ci sono giustificati dubbi sulle vere conseguenze, esercitate quantomeno sul lungo periodo, del disturbo provocato da rumore. Ancora non è chiaro fino a che livello la carenza di sonno sia considerabile come effetto dannoso e limitata è l'evidenza che essa, comunque, comprometta con certezza la buona salute mentale.

- Esistono deboli, ma ripetute, dimostrazioni di co-casualità dell'esposizione a rumore, con altri fattori non acustici, nell'insorgenza di malattie cardiocircolatorie.

7. GLI EFFETTI SPECIFICI DA TIPOLOGIA DI SORGENTE SULL'ANNOYANCE

Si è anticipato come le diverse forme di rumore da traffico abbiano una diversa influenza sul giudizio di *annoyance*. Le curve che esprimono l'effetto dell'esposizione sull'*annoyance* per ogni forma di rumore infrastrutturale (aereo, stradale, e ferroviario), pubblicate da Miedema e Vos nel 1998 e poi riviste ed aggiornate dagli stessi autori in tempi più recenti (2002), sono frutto di un *fitting* con modello a multilivello (Goldstein, 2003). Esse sono curve cubiche, dove la componente lineare risulta evidente, e forse anche esaustiva, a bassi livelli d'esposizione per il rumore stradale e ferroviario, ma di scarsa importanza per il rumore aereo, indicando la più spiccata crescita di *annoyance* provocata da quest'ultimo all'aumentare del livello di esposizione. Nonostante il diverso andamento, tutte e tre le curve mostrano che la percentuale di popolazione seriamente disturbata da rumore (%HA) raggiunge lo zero intorno ai 42 dB.

A parità di livello di esposizione, si evidenzia una significativa variazione nel risultato di %HA, se l'esposizione stessa è riconducibile a traffico aereo, stradale o ferroviario. Sono stati eseguiti diversi studi d'approfondimento, mirati ad evidenziare che tali variazioni non fossero solo di tipo metodologico. Si è richiesto esplicitamente alle stesse persone di valutare il disturbo specifico delle diverse sorgenti, mostrando con evidenza che le differenze d'*annoyance* non possono essere attribuite a variabili aleatorie di metodo di determinazione dei dati, ma sono sistematicamente correlate alla tipologia di sorgente indagata, (Miedema HE. e Vos H., 1999).

La percentuale di popolazione seriamente disturbata da rumore (%HA) è quindi zero al di sotto di 40 – 45 dB, cresce monotonicamente con il livello sonoro e dipende fortemente dalla sorgente a cui tale livello d'esposizione si riferisce.

Le curve di Miedema e Vos espresse in L_{den} sono le seguenti:

per il rumore da traffico aereo:

$$\%HA = -9.199 \cdot 10^{-5} (L_{den} - 42)^3 + 3.932 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 42)^2 + 0.294 (L_{den} - 42)$$

per il rumore da traffico stradale:

$$\%HA = 9.868 \cdot 10^{-4} (L_{den} - 42)^3 - 1.436 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 42)^2 + 0.512 (L_{den} - 42)$$

per il rumore da traffico ferroviario:

$$\%HA = 7.239 \cdot 10^{-4} (L_{den} - 42)^3 - 7.851 \cdot 10^{-2} (L_{den} - 42)^2 + 0.169 (L_{den} - 42)$$

Per L_n si ritiene sufficientemente esaustivo il *fitting* parabolico, per cui la %HSD (*highly sleep disturbed*) si esprime come:

per il rumore da traffico aereo:

$$\%HSD = 18.147 - 0.956L_n + 0.01482(L_n)^2$$

per il rumore da traffico stradale:

$$\%HSD = 20.8 - 1.05L_n + 0.01486(L_n)^2$$

per il rumore da traffico ferroviario:

$$\%HSD = 11.3 - 0.55L_n + 0.00759(L_n)^2$$

Come illustrato nelle Figure 7.1 e 7.2 di pagina successiva, la curva che descrive l'andamento della percentuale di *annoyance* per il rumore da traffico veicolare si trova in posizione intermedia fra quella sovrastante del rumore da traffico aereo e quella sottostante del rumore da traffico ferroviario.

Non è stato possibile trarre conclusioni comparative per il rumore industriale, a causa di una considerevole mancanza di dati, sebbene vi siano alcune indicazioni sull'accentuato disturbo indotto dal rumore impulsivo, tipico di queste sorgenti. Si può, dunque, ritenere che esso possa essere paragonabile, se non superiore, a quello aereo. L'assenza di specifiche evidenze ha fatto convenire sull'assunzione che tali sorgenti siano quantomeno disturbanti come il rumore stradale.

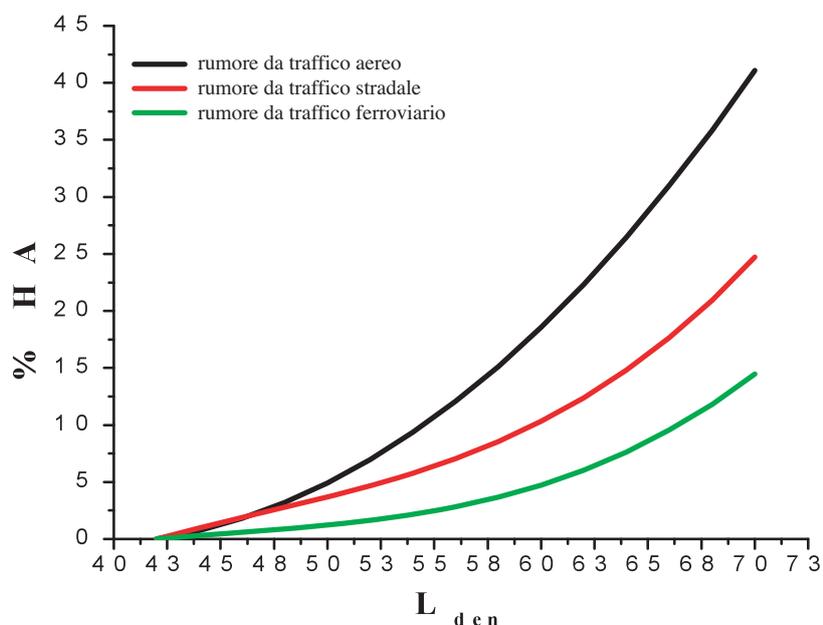


Figura 7.1: Percentuale di popolazione altamente disturbata da rumore in funzione di L_{den} per esposizione a traffico aereo, stradale, o ferroviario.

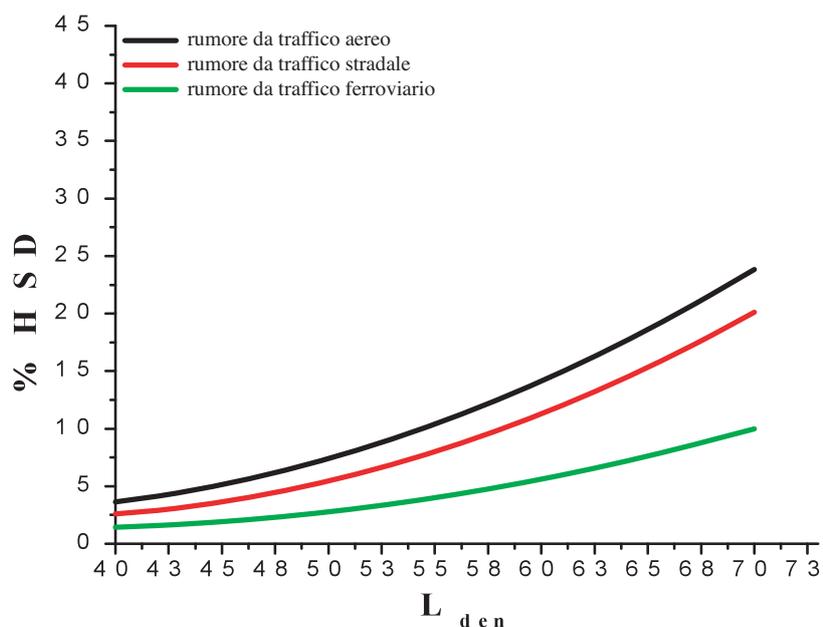


Figura 7.2: Percentuale di popolazione altamente disturbata da rumore in periodo notturno per esposizione a traffico aereo, stradale, o ferroviario.

Non è stata evidenziata nessuna sistematica influenza sull'andamento generale della %HA imputabile alla tipologia della strada (Miedema, H. and Vos, H, 1998).

Le curve dose-effetto di Miedema formulate per ogni specifica sorgente di rumore infrastrutturale sono, ancora oggi, il principale riferimento internazionale usato per la valutazione dell'impatto del rumore ambientale sulla salute della popolazione.

I più recenti *noise surveys*, tuttavia, hanno sistematicamente mostrato che tali curve sono generalmente sottostimanti, specialmente ai più bassi livelli di rumore (Van Kamp, Guski, Schomer, Vallet, 2004). Si possono avanzare diverse critiche sul loro utilizzo come riferimento sistematico: esse si riferiscono ad una popolazione di *surveys* condotti anche alla fine degli anni '70, quando qualsiasi tipologia di traffico, specie quello aereo, aveva un impatto del tutto irrisorio rispetto ai grandi flussi a cui assistiamo oggi, facendo insorgere il plausibile dubbio che tale riferimento debba essere considerato ormai datato. Ci si domanda quindi se non sia più corretto creare nuove curve di riferimento nazionali, ottenute con analoga metodologia in ogni stato, al fine di non prescindere dalla variabilità socio-culturale di cui ogni Paese è espressione, come il caso, ad esempio, della Germania e della Norvegia. In tali contesti *l'annoyance* ha mostrato anche una lieve decrescita negli anni.

C'è quindi una certa perplessità fra gli esperti di rumore ambientale sull'uso delle curve di Miedema.

Altra questione da non sottovalutare, come già riferito, è l'adeguatezza del descrittore adottato (L_{den}), quasi certamente poco adatto per qualificare i disturbi del sonno o *l'annoyance* specifica disorgenti di rumore non continuo, come il rumore aereo.

Tuttavia è anche vero, come già riferito, che la Direttiva Europea 2002/49/CE sul controllo e la gestione del rumore ambientale dispone di creare, in breve tempo, mappature d'*annoyance* o, in ogni caso, *background* informativi di carattere nazionale sull'esposizione della popolazione e sui suoi effetti e che, al riguardo, le curve *dose-response* di Miedema sono, oggigiorno, ancora l'unico standard internazionale a cui riferirsi, sia per formularne di nuove che per confrontare quelle nazionali.

8. ESTERNALIZZAZIONE DEL RUMORE AMBIENTALE

8.1 Rumore in termini di DALY (Disability Adjusted Life Year)

Recentemente sono stati elaborati diversi indicatori compositi che esprimono una stima complessiva dei detrimenti sanitari che la popolazione subisce quando sottoposta a diversi agenti d'inquinamento ambientale.

Fra essi ha avuto molto successo il DALY, indicatore sviluppato per conto del WHO nel lavoro di Murray e Lopez del 1996 *“The global burden of disease; a comprehensive assessment of mortality and disability from disease, injury and risk factors in 1990 and projected to 2020”*.

Il DALY esprime il peso sociale in termini di anni di vita in piena salute persi a causa dell'azione di qualsiasi fattore inquinante, comportando una vita invalidante o una morte prematura.

Tale indicatore ha l'obiettivo di stimare, in diverse regioni del mondo, le conseguenze complessive sulla salute prodotte da un particolare effetto avverso relazionabile ad una qualsiasi forma d'inquinamento e, conseguentemente, fornire indicazioni generalizzate di priorità per le politiche di carattere sanitario a livello mondiale.

Probabilmente la principale caratteristica atipica di quest'indicatore è che utilizza una metrica temporale, esprimibile nell'unità di misura anni di vita.

Non solo, esso non è un indicatore personale ma esprime un valore cumulativo sull'intera popolazione; in altre parole, la perdita in termini di salute pubblica è definita come il tempo complessivo trascorso con una ridotta qualità della vita, sommato su tutti gli individui che ne sono caratterizzati. Esso è espressione congiunta, quindi, sia degli anni di vita persi (mortalità) che degli anni vissuti in stato d'invalidità, le cui diverse forme vengono differenziate tramite diversi fattori ponderativi di gravità (Hollander de A et al., 1999, Fosgerau M. et al. 2004).

Il DALY riguardante l'esposizione a fattori ambientali può essere caratterizzato piuttosto bene tramite tre aspetti dominanti: la *quantità* di vita in piena salute persa (misurabile grazie alla differenza fra l'aspettativa massima e l'età di morte o la durata dello stato di infermità), la *qualità* di vita individuale, (dichiarata attraverso un fattore peso di gravità, attribuito ad ogni patologia) e l'*estensione sociale* della malattia, (ovvero il numero di persone che sono affette da tale patologia, calcolato sull'intera popolazione di riferimento).

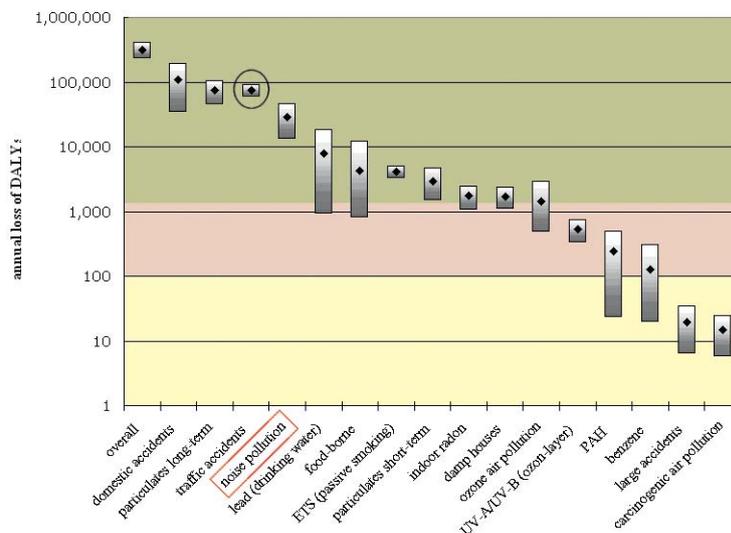


Figura 8.1: Istogramma del valore di DALY corrispondente a diverse cause di deterioramento della qualità della vita.

Dalla Figura 8.1 si può notare come il rumore, in termini di DALY (stimabile in 90.000 anni), sia la quarta causa di deterioramento della qualità di vita per morbilità o mortalità.

La stima delle dimensioni dell'impatto sulla società di una data malattia è calcolabile attraverso specifiche relazioni dose-effetto per fattore determinante, oppure sulla base di un approccio di carattere statistico sulla conoscenza delle relazioni dei diversi effetti sanitari avversi con le possibili malattie. Il secondo metodo presuppone la raccolta dati sui più rilevanti *health outcomes* e poi determina, in modo congetturale, quale possa essere la probabilità di prevalenza di una data malattia imputabile ad un dato fattore ambientale nella popolazione. Ovviamente entrambe le metodiche richiedono la disponibilità di un'ingente quantità di dati di monitoraggio di esposizione e prevalenza di effetti.

I fattori peso che attribuirebbero significato alla diversa gravità delle malattie o alla riduzione di qualità della vita da esse causata sono oggetto di diverse discussioni. Il progetto *Global Burden of Disease* ha basato inizialmente l'attribuzione dei fattori peso su di una valutazione d'incapacità che riguardava fondamentalmente "la vita di ogni giorno", come la procreazione, l'occupazione professionale, l'istruzione e gli aspetti ricreativi o di riposo. Questo tipo d'approccio è molto criticato, sia per la stessa procedura di attribuzione dei pesi, sia perché il DALY non permette di valutare aspetti sanitari importanti, ma che non si concretizzano in una vera e propria identificabile patologia come il dolore, lo stress, l'ansia.

Altre possono essere le critiche nei confronti dell'uso di un indicatore composto come il DALY, ad esempio quella di basarsi su assunzioni date dalle tabelle di mortalità e morbilità o l'attribuzione di pesature per l'età dell'individuo, asserendo che la perdita di DALY in giovane età sia più gravosa di un uguale perdita che avviene in una fase più matura della vita.

Tuttavia, i vantaggi chiave ed innegabili del DALY sono proprio legati alla sua natura di fattore combinante, congiunzione di deficienze provocate sulla qualità e quantità di vita attesa in un unico dato numerico. Esso è, inoltre, dotato di un'innegabile trasparenza ed immediatezza, che può agevolare e semplificare notevolmente i diversi processi di valutazione della pericolo-

sità di un particolare determinante ambientale. Le assunzioni sostanziali su cui si basa non sono diverse da quelle già da anni fatte proprie da indicatori quali il tasso di mortalità o i fattori di rischio.

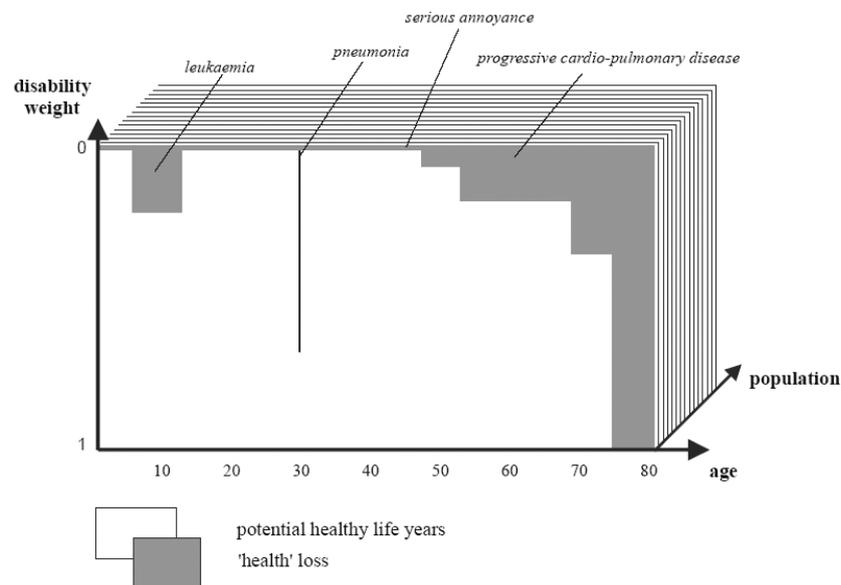


Figura 8.2: Diagramma esplicativo del concetto di DALY (Hollander et al. 1999).

8.2 Rumore e WTP (willingness to pay)

Il rumore esercita le sue influenze sulla qualità della vita della popolazione non solo tramite interferenza sulle normali attività antropiche o alterazioni dello stato di salute, ma anche su altri aspetti fondamentalmente relativi al campo economico ed immobiliare. Essi, per la loro particolarità, non sono direttamente percepibili ed apprezzabili nel breve periodo.

E' noto che la qualità del contesto ambientale di un'unità abitativa ne pregiudichi il suo valore finanziario e che proprio al deprezzamento immobiliare siano legati diversi settori dell'economia di un Paese, con benefici o detrimenti su tutta la società.

Il più semplice metodo economico di giudizio di quanto la riduzione del rumore sia reputata importante dal cittadino è la WTP, ovvero la volontà, espressa dal singolo, di impegnarsi economicamente perché il rumore esterno alla propria abitazione sia ridotto e progressivamente contenuto negli anni. Tale indicatore si mostra sicuramente più affidabile, o corredato da minore variabilità, rispetto ad altri indicatori di effetto di tipo percettivo.

La WTP, tuttavia, permette di rappresentare solo un aspetto delle influenze positive, a livello socio-economico, ottenute dalla riduzione del rumore. Il cittadino è pronto a pagare per un effetto percepibile, visibile o tangibile (*perceived reduction of noise*). Vi sono, però, altri effetti riscontrabili tramite la riduzione del rumore, e non percepibili, che costituiscono, comunque, un guadagno generalizzato di benessere da parte di tutta la società.

Sono davvero pochi e molto complessi gli studi che mirano a valutare i costi non percepiti dell'esposizione ad alti livelli di rumore ambientale, probabilmente poiché essi non possono esu-

lare da una vera valutazione degli effetti sanitari, specie quelli a lungo termine, i cui costi sociali sono ancora avvolti da incertezze.

Moltissimi invece sono gli studi basati sulla WTP in Europa e negli Stati Uniti, recentemente censiti da Navrud (2002).

Sono generalmente due i metodi per testare la WTP:

- *Stated Preference* (SP), si domanda direttamente al cittadino quanto egli sia disposto a pagare, in termini monetari, per ridurre la propria esposizione a rumore di una data quantità di un predefinito indice acustico, espresso in dB (aumento d'affitto, tassazione, pagamenti a società di bonifica acustica...).
- *Hedonic Pricing* (HP), senza il diretto contatto con il cittadino, la WTP viene dedotta dalle scelte della popolazione in ambito immobiliare. Se le persone sono propense ad investire denaro per ottenere un ambiente di vita calmo e silenzioso, essi affrontano, in modo inconscio ed indiretto, il problema della riduzione del rumore. La differenza di prezzo fra due realtà immobiliari, definibili identiche ad eccezione di due diversi livelli di esposizione, viene correlata alla differenza (in dB) fra questi due livelli. Si può, quindi, ottenere una stima del valore monetario associabile alla riduzione di 1 dB d'esposizione.

I ricercatori del settore utilizzano le informazioni sulle preferenze individuali, sia SP che HP, per generare un *range* di valori che permettono di dare una rappresentazione monetaria dei benefici della riduzione del rumore.

Lo scopo ultimo è quello di fornire uno strumento maneggevole per i *policy makers*, affinché possano effettuare analisi costo-benefici, proprio esprimendo in termini di denaro le quantificazioni di riduzione del rumore ambientale volute. L'espressione più utile è quella di $\text{€ per dB per singola proprietà per anno}$.

Mentre i risultati di tipo SP sono immediatamente traducibili in questa forma, quelli di tipo HP, generalmente meno affetti dalle variabili confondenti individuali, spesso non lo sono in quanto mancano di informazioni sulle condizioni del momento e dei *trends* del mercato immobiliare.

Principalmente per questa ragione, è da dati di tipo SP che Navrud ha elaborato nel 2002 un valore rappresentativo medio, per ogni Paese Europeo, del beneficio della riduzione del rumore ambientale esterno, pari a $25,8 \text{ € per singola proprietà/decibel/anno}$, con valore mediano di $23,5 \text{ €}$

Il *range* di variabilità di questo indice è piuttosto elevato e spazia da 2 a 99 € . Ciò ovviamente è dovuto alle diversità del costo della vita nei Paesi Europei, oltre che alle discrepanze socio-culturali di tipo nazionale od internazionale.

Vi è una forte assunzione alla base di questo risultato, ovvero che la riduzione di 1 dB di livello di esposizione provochi gli stessi effetti di valutazione e preferenza se applicata a tutto il *range* caratteristico delle emissioni esterne urbane, ovvero a 45 dB come a 70 dB. Ciò, probabilmente, non corrisponde al vero; tuttavia i ricercatori specializzati nello studio della WTP non potevano prescindere da alcune indispensabili generalizzazioni. Altra assunzione è quella di mantenere inalterato tale valore monetario della riduzione del rumore indipendentemente dall'entità della riduzione stessa, sia essa di 1 dB o di 20-30 dB.

Del resto sono ancora solo ipotesi quelle che farebbero prevedere un maggior valore di WTP per i più alti livelli di rumore. Studi sempre più numerosi rivelano la crescita di suscettibilità al rumore nelle zone residenziali più tranquille. Non esistono, comunque, evidenze certe che permettano di correlare in alcun modo il valore monetario di una data riduzione di livello di rumore all'entità del livello prima della sua riduzione.

Mentre sono state riconfermate più volte da diversi autori (Miedema e Vos, Passchier Vermeer, Finegold ed altri) le differenze negli andamenti dell'*annoyance* in funzione della tipologia di traffico (aereo, stradale o ferroviario), queste non si presentano nelle analisi della WTP.

Le relazioni fra *annoyance* e WTP rimangono dunque inconsistenti, anche se entrambi gli indicatori di effetto sembrano agire sopra una soglia di 40-45 dB.

Allo stato attuale delle conoscenze, le raccomandazioni di applicazione del valore di WTP per le analisi costo-benefici in Europa, espresse dal WG della Commissione Europea "*Health and Socio-Economical Aspects of Noise*", sono di un valore di 25 € per proprietà/dB(L_{den})/anno, da ricondurre al costo della vita in ogni Paese tramite l'uso dell'indice PPP (*purchasing power parity*). Tale valore è indipendente dal livello d'esposizione nell'intervallo d'applicabilità di 50-75 dB (L_{den}) riferibile fondamentalmente al traffico stradale. Ulteriori correzioni, lasciate all'elaboratore del processo d'analisi costo-benefici, potrebbero giustificatamente aumentare tale valore se riferito al traffico aereo.

Si potrebbe pensare di collegare i due indicatori sopra descritti, ovvero esprimere una WTP per il DALY. Dato che il carico sanitario di 1 DALY è per sua definizione uguale alla totale perdita di un anno di vita in piena salute, il concetto appena esposto potrebbe essere concretizzato attraverso l'operazione di moltiplicazione della WTP per la morbilità conseguente alla manifestazione di una certa patologia, e la differenza in anni di vita dalla massima aspettativa media persi, in seguito all'esternalizzazione patologica di tale causa, il DALY specifico.

Tuttavia le relazioni fra DALY ed i metodi di valutazione della WTP rimangono ancora incerti. La scarsa applicabilità della WTP alla salute umana deriva fondamentalmente, a livello pratico, dalle differenze nelle unità di misura dei due indicatori e, a livello teorico, dalla scarsa giustificazione del significato di un tale complesso indicatore, troppo strettamente legato a forti implicazioni dei diversi contesti socio-culturali su cui mediare.

Anche su questi temi, che sfruttano la WTP come il DALY per dare dimensione alla realtà dell'impatto del rumore, gli studi disponibili non sono numerosi ed univoci nelle indicazioni finali. Al riguardo, in Italia, non sembra siano state svolte indagini su ampia scala territoriale ed è auspicabile che, anche sotto quest'aspetto, si proceda ad avviare almeno protocolli metodologici.

9. ANALISI E CONFRONTO DELLE INDAGINI SOCIOACUSTICHE IN LABORATORIO ED IN CAMPO

Per le indagini socio-acustiche, si distinguono gli studi condotti in campo, ossia nel normale ambiente di vita degli individui selezionati per rappresentare la popolazione, da quelli eseguiti in laboratorio, in situazione dunque controllata, anche se in condizioni che cercano di simulare, per quanto possibile, il reale ambiente di vita.

Entrambe le tipologie di studi presentano vantaggi e svantaggi e la scelta di una tipologia rispetto all'altra è solitamente dettata dagli scopi dell'indagine o da considerazioni logistiche e pratiche, connesse anche con le risorse economiche e di tempo disponibili. Una sintesi delle caratteristiche degli studi in laboratorio e in campo è riportata nella Tab. 9.1.

Tabella 9.1: *Confronto tra le caratteristiche d'indagini socioacustiche in laboratorio e nel reale ambiente di vita (in campo).*

Laboratorio	Reale ambiente di vita
Ambiente simulato	Ambiente reale
Valutazione previsionale dell'effetto	Valutazione reale dell'effetto
Responso immediato	Responso integrato nel tempo
Responso relativo	Responso assoluto
Campioni di popolazione totalmente selezionabili	Campioni di popolazione non completamente selezionabili
Possibilità di ripetizione dell'esposizione	Esposizione non ripetibile, (secondo le volontà dello sperimentatore)
Esposizione di breve durata	Esposizione a lungo termine
Possibilità di selezionare gli stimoli sonori (monoesposizione o combinazione di stimoli)	Esposizione contemporanea a diverse sorgenti sonore, spesso non controllabili (multiesposizione)
Controllo accurato dell'esposizione sonora	Impossibilità di controllo accurato dell'esposizione
Tempi di esecuzione relativamente brevi	Tempi lunghi di esecuzione
Costo non eccessivo	Notevole onere economico

9.1 Indagini in laboratorio

Queste indagini, solitamente, sono svolte per studiare le reazioni dell'uomo al rumore e, conseguentemente, sviluppare delle relazioni esposizione-effetto possibilmente da validare successivamente mediante indagini in campo. La caratteristica fondamentale consiste nel possedere un ambiente acustico totalmente controllato e, pertanto, un accurata verifica dei parametri dell'esposizione sonora che presenta i seguenti vantaggi:

- possibilità di esposizione ad una unica sorgente sonora (monoesposizione), situazione raramente riscontrabile o riproducibile nella realtà, ove predomina, invece, la multiesposizione contemporanea a molteplici sorgenti, anche di tipologia diversa, ed in simultaneità;
- possibilità di determinare le caratteristiche degli stimoli sonori, anche in combinazione tra loro, secondo le esigenze richieste dalla pianificazione dell'esperimento;
- possibilità di ripetere l'esposizione sonora secondo le modalità temporali richieste.

Una tipica configurazione sperimentale di laboratorio atta a condurre questo tipo di indagini è riportata nella Fig. 9.1.

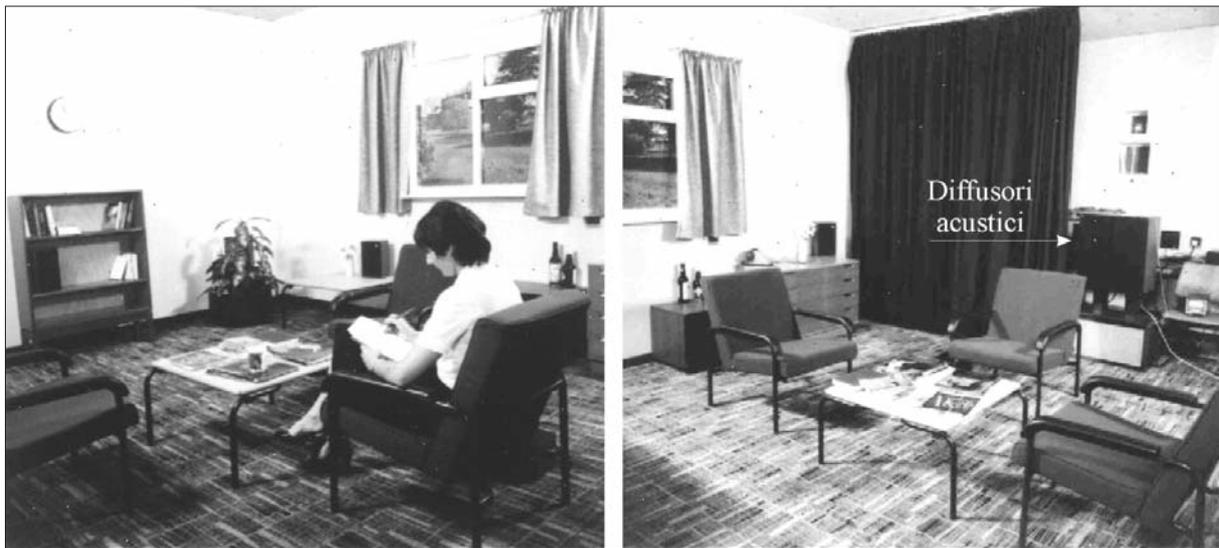


Figura 9.1: Laboratorio per prove soggettive di ascolto

Nella stanza dove è seduto il soggetto, partecipante alla sessione di ascolto, si tenta di simulare un normale ambiente di vita, nella fattispecie un salotto; dietro una tenda sono nascosti alla vista del soggetto i diffusori acustici che emettono gli stimoli sonori. Una telecamera ed un interfono consentono allo sperimentatore il controllo e il dialogo con il soggetto durante la sessione di ascolto, nel corso della quale vengono monitorati anche i parametri acustici dello stimolo sonoro, per verificare la loro rispondenza ai requisiti stabiliti in sede di pianificazione dell'esperimento.

9.2 Indagini in campo

Queste indagini sono condotte nel reale ambiente di vita, per raccogliere le reazioni di gruppi di popolazione opportunamente selezionati, non solo per le loro caratteristiche personali (età, sesso, professione, etc.), ma anche in funzione della loro esposizione sonora, in termini di livello di rumore e di tipologia di sorgente sonora.

Gli obiettivi di queste indagini sono quanto mai diversificati e quelli più ricorrenti riguardano la determinazione dell'impatto acustico sulla popolazione in aree predefinite e la valutazione dei benefici derivanti da interventi di risanamento acustico. Non bisogna dimenticare che

i dati raccolti in tali indagini sono preziosi anche per lo sviluppo delle relazioni esposizione-effetto o la validazione ed eventuale correzione di quelle ottenute mediante gli studi in laboratorio.

In considerazione dell'accentuata variabilità degli obiettivi e delle diverse metodologie di raccolta dei dati è quanto mai difficile, confrontare ed organizzare in un unico *data-base* le informazioni delle numerose indagini socio-acustiche, finora svolte nei vari paesi. La realizzazione di un tale *data-base*, tuttavia, è importante perché consentirebbe un'analisi complessiva dei dati che potrebbe fornire informazioni recondite e preziose, non ottenibili dall'analisi dei dati delle singole indagini. A questo aspetto si aggiungano i considerevoli costi e tempi di esecuzione degli studi in campo che, già da soli, giustificano gli sforzi, in atto nella comunità scientifica, per cercare di pervenire almeno ad un comune protocollo sperimentale, per la raccolta di dati di effetto, provocato da rumore, essenziali (Fields J.M.,1997).

La raccolta dei dati riguardanti i singoli individui del campione di popolazione prescelto può avvenire con modalità diverse. L'intervista telefonica, anche quando preceduta da lettera che illustra finalità e metodologia dell'indagine, in genere non risulta uno strumento molto efficace, anche se indubbiamente economico, soprattutto quando il questionario contiene un numero non estremamente limitato di domande e richiede spiegazioni non brevi da parte dell'intervistatore.

Un'altra tecnica consiste nel recapitare, tramite posta, sia la lettera che illustra finalità e metodologia dell'indagine sia il questionario e richiedere all'individuo di rispedire quest'ultimo compilato in busta preaffrancata. Questa tecnica, di solito, non raggiunge un rendimento sufficiente in quanto le risposte raramente superano il 40% dei questionari inviati e, inoltre, può essere consistente il numero di risposte non complete o inattendibili.

Per evitare questi inconvenienti è importante che ci sia un contatto personale e diretto tra intervistatore ed intervistato. A questo riguardo sono possibili due distinte procedure:

- a) l'intervistato è libero di compilare il questionario consegnato dall'intervistatore entro tempi ragionevolmente ampi, indicati da quest'ultimo che provvede al ritiro;
- b) il questionario è compilato in presenza dell'intervistatore durante l'intervista.

La procedura a) presenta i seguenti vantaggi: è minimizzata la possibile influenza nelle risposte a seguito dell'enfasi che l'intervistatore può porre nel presentare le domande; l'individuo può rivedere le risposte date a domande precedenti; si ottiene una migliore efficienza in termini di tempi e costi. Lo svantaggio principale è quello già altrove indicato di una lettura completa del questionario prima della sua compilazione. Tale inconveniente, tuttavia, può essere contenuto dividendo il questionario in una prima parte generale ed in una seconda più specifica che possono anche venire compilate in tempi diversi, ad esempio la seconda è consegnata dall'intervistatore all'atto del ritiro della prima parte.

La procedura b) è quella più diffusa nelle indagini socio-acustiche in campo. L'intervistatore, addestrato allo scopo, può rilevare immediatamente incongruenze nelle risposte dell'intervistato e incomprendimenti delle domande, provvedendo ad una loro ulteriore spiegazione. Questa procedura presenta un buon rendimento, ma, indubbiamente, è onerosa in termini di costi e tempi di esecuzione che devono prevedere il preavviso con lettera dell'intervistato e i successivi contatti per stabilire l'appuntamento per l'intervista.

In tutte le tecniche esposte, gli individui del campione di popolazione sono prescelti dagli sperimentatori, secondo criteri predefiniti. Una variante a questa procedura, tipica delle indagini in campo, è costituita da casi nei quali sono gli individui stessi che manifestano autonomamente, senza alcuna sollecitazione da parte dell'intervistatore, le loro reazioni al rumore. In

tali circostanze si registrano, spesso, anche proteste (*complaints*) ed azioni volte a esortare l'intervento delle autorità competenti. È ovvio che, in queste realtà, particolarmente critiche i risultati conseguibili dall'indagine possono differire anche sensibilmente da quelli ottenibili con le procedure più tradizionali di laboratorio, in quanto si è in presenza di alterazioni consistenti e consapevoli dei comportamenti individuali.

9.3 I soggetti acusticamente vulnerabili

Nella selezione del campione di popolazione, da includere nell'indagine socio-acustica, si privilegiano soggetti normoudenti nelle indagini in laboratorio, previo screening audiometrico, mentre in quelle in campo le variabili di selezione riguardano altri fattori sia demografici che socio-attitudinali, quali il sesso, l'età, il grado di istruzione, il reddito, etc.

Un ulteriore aspetto da considerare, finora frequentemente sottovalutato, riguarda le reazioni di *annoyance*, in individui acusticamente vulnerabili. È ben nota l'importanza della sensibilità individuale al rumore, che può risultare ulteriormente accentuata in presenza di malattie di varia natura ed in giovani adulti. Tra gli individui acusticamente vulnerabili dovrebbero essere incluse anche le persone che lavorano di notte ed i bambini; questi ultimi, infatti, in assenza di dati certi sulla loro sensibilità al rumore, dovrebbero essere cautelativamente tutelati. In linea generale è stimabile che l'insieme delle persone acusticamente vulnerabili sia orientativamente dell'ordine del 20% della popolazione.

10. MODELLI MULTIESPOSIZIONE-ANNOYANCE

Il rumore nell'ambiente di vita, in un determinato istante ed in una prefissata posizione, è assai frequentemente costituito dall'insieme dei contributi contemporanei, derivanti dall'emissione sonora di un numero variabile di sorgenti, anche di tipologia diversa, circostanza indicata con il termine "multiesposizione".

Basti pensare alla situazione molto ricorrente ove, al rumore da traffico stradale, quasi sempre presente e facente parte solitamente del rumore residuo, si sovrappongono quelli generati da traffico ferroviario, da sorvolo di aeromobili o da sorgenti industriali.

Ammesso che sia possibile, impiegando particolari metodologie di rilevamento, discriminare il contributo delle singole sorgenti, (procedura peraltro indispensabile allorché risultino superati i valori limite assoluti di immissione), permane la difficoltà nel determinare come questi contributi influenzino la valutazione, richiesta o manifestata dall'individuo, sugli effetti indotti dalla multiesposizione sonora. Ciò deriva dalla considerazione, ampiamente confermata dalle indagini svolte, che l'*annoyance* dipende anche, imprescindibilmente, dalla tipologia della sorgente sonora. D'altronde, è indubbia la necessità, anche in queste circostanze complesse di presenza contemporanea di molteplici sorgenti, spesso di diversa tipologia, di disporre di modelli attendibili, per stimare, sia l'*annoyance* complessivo, sia altri effetti sulla salute umana, nonché l'interferenza con lo svolgimento di attività specifiche (ascolto della radio, lettura, etc.).

L'importanza dell'argomento ha stimolato numerosi studi soprattutto negli ultimi 20 anni, come testimoniato anche da sessioni strutturate sul tema organizzate sempre più spesso nei recenti congressi mondiali d'acustica. La raccolta della letteratura in materia è stata estesa a ritroso fino a circa il 1980 e questa limitazione nel tempo è sembrata anche giustificata in considerazione del fatto che le reazioni della popolazione al rumore si modificano congiuntamente alle altre condizioni di vita, interagendo tra loro. È stato ritenuto, pertanto, di scarso interesse, se non addirittura fuorviante, ampliare ulteriormente il periodo in esame.

Dall'analisi ricognitiva della letteratura acquisita, è emerso che gli studi finora condotti sono stati dedicati prevalentemente allo sviluppo di modelli per la previsione dell'*annoyance* complessiva indotta dalla multiesposizione, mentre vi è una grave carenza di modelli analoghi concernenti altri effetti sulla salute, come ad esempio il disturbo sul sonno e le alterazioni a carico dell'apparato cardiovascolare, o, di tipo generale, del comportamento. È importante sottolineare che tutti i modelli proposti per la previsione dell'*annoyance* complessiva non possono, in alcun caso, essere impiegati per stimare altri effetti sulla salute essendo questi di natura diversa dall'*annoyance*.

Relativamente all'*annoyance* complessiva indotta dalla multiesposizione, è stata acquisita la documentazione su circa 70 studi condotti negli ultimi 20 anni che, tuttavia, risultano assai disomogenei, diversificandosi tra loro per molteplici aspetti, come ad esempio la tipologia delle sorgenti sonore esaminate (e la loro combinazione), l'ambiente di indagine (in campo o in laboratorio), le metodologie impiegate per la raccolta dei responsi soggettivi sull'*annoyance* complessiva, e su quella di singola sorgente, le procedure utilizzate per la determinazione dell'esposizione sonora. Ne derivano le difficoltà di comparabilità di questi studi tra loro ma, nel contempo, essi forniscono indicazioni essenziali, per delineare un quadro di riferimento tematico alquanto complesso.

10.1 Aspetti teorici dei modelli

È bene sottolineare che nello sviluppo di modelli previsionali dell'*annoyance* complessiva da multiesposizione solitamente si ipotizza la validità dei criteri psicofisici alla base della *loudness*. Tale assunto, tuttavia, non è giustificabile in quanto l'*annoyance* assume significati diversi a seconda che l'indagine sia condotta in campo, ossia nell'ambiente reale di vita, oppure in laboratorio, ove è possibile un migliore controllo delle condizioni sperimentali. Ad esempio, in campo, il responso soggettivo è solitamente riferito ad un tempo medio-lungo e, inoltre, intervengono numerosi fattori connessi con l'ambiente di vita che, aggiunti alle caratteristiche socio-comportamentali del singolo individuo, influiscono sull'*annoyance*.

Pur nella loro diversità, i modelli per la stima dell'*annoyance* complessiva da multiesposizione sono riconducibili alle due seguenti principali tipologie (Berglund B. et al., 1998):

- modelli psicofisici;
- modelli percettivi.

Per semplificare l'esplicazione formulistica, nel seguito si farà riferimento, finché possibile, a due sole sorgenti sonore, indicate con gli indici i e j , senza per questo limitare la validità di quanto illustrato ad un numero maggiore di sorgenti.

La sostanziale differenza tra le due tipologie di modelli sopra indicate consiste, come è intuitivo, nella natura delle variabili considerate: l'*annoyance* complessiva Ψ_{ij} è espressa in funzione delle variabili acustiche delle singole sorgenti (L_i, L_j) nei modelli psicofisici; nei modelli percettivi Ψ_{ij} è relazionata con le variabili (*annoyance* o *loudness*) indotte dalle singole sorgenti (Ψ_i, Ψ_j).

Da un punto di vista teorico, è fondamentale distinguere, altresì, i modelli non solo rispetto alla natura delle variabili indipendenti, ma anche alle modalità con le quali i valori di dette variabili sono acquisiti. Quest'ultimi, infatti, possono fare riferimento alla situazione di esposizione isolata di ogni singola sorgente separatamente (L_i, L_j, Ψ_i, Ψ_j), realizzabile in laboratorio, ma non riscontrabile nella realtà, oppure a quella di esposizione contemporanea alle sorgenti, più rispondente alla situazione reale di rumore immesso (L_i', L_j'), e alle corrispondenti valutazioni delle *annoyances* o delle *loudnesses* parziali (Ψ_i', Ψ_j'). Con Ψ_i' si indica l'*annoyance* o la *loudness* del rumore i , ascoltato insieme al rumore j e, viceversa, con Ψ_j' si fa riferimento all'*annoyance* o alla *loudness* del rumore j , ascoltato insieme al rumore i .

La maggior parte dei modelli si basa su presupposti matematici finalizzati a combinare secondo regole predefinite, i dati riguardanti l'esposizione isolata alle singole sorgenti e, quindi, sono schematizzabili nelle due seguenti relazioni, corrispondenti rispettivamente ai modelli psicofisici e a quelli percettivi:

$$(10.1) \quad \Psi_{ij} = f(L_i, L_j) \quad \Psi_{ij} = f(\Psi_i, \Psi_j)$$

Altri modelli, invece, sono di natura empirica e si propongono di descrivere i meccanismi percettivi e cognitivi. A tale scopo questi modelli, in numero decisamente inferiore ai precedenti, fanno riferimento all'esposizione contemporanea alle sorgenti e, quindi, sono schematizzabili analogamente a quanto sopra indicato nelle due seguenti relazioni:

$$(10.2) \quad \Psi_{ij} = f(L_i', L_j') \quad \Psi_{ij} = f(\Psi_i', \Psi_j')$$

Questa distinzione teorica è di fondamentale importanza, per interpretare correttamente i dati sperimentali delle indagini, sia in campo che in laboratorio. Nelle prime i dati riguarderanno esclusivamente Ψ_{ij} , Ψ_i' e Ψ_j' . Nelle indagini in laboratorio di solito i rumori delle due sorgenti sono miscelati tra loro e l'*annoyance* o la *loudness* complessiva sono determinate mediante le relazioni (4.1). Un ulteriore esperimento potrebbe prevedere la misura dei rumori componenti, nell'ambito della loro combinazione, ossia del rumore totale immesso L_{tot} , e della corrispondente reazione di *annoyance* o di *loudness* Ψ_{tot} . Questo approccio è indubbiamente più rispondente alla realtà, ove il livello del rumore immesso è dato dalla relazione seguente:

$$(10.3) \quad \Psi_{ij} = f(L_i', L_j') \quad \Psi_{ij} = f(\Psi_i', \Psi_j') \quad \text{dB}$$

Non è ancora noto come la Ψ_{tot} sia relazionabile alle sue componenti, anche se spesso viene assunta una ipotesi semplificata di composizione additiva. Ad esempio, non è inusuale che, in indagini in campo, singoli rumori siano considerati più disturbanti del rumore totale immesso. I meccanismi alla base di questo fenomeno sono complessi e coinvolgono processi acustici, fisiologici, percettivi e cognitivi.

Dal punto di vista acustico, rumori prodotti da sorgenti diverse normalmente hanno un differente comportamento nel reciproco mascheramento: quelli più ardui da mascherare, pertanto, avranno un'influenza maggiore sull'*annoyance* complessiva Ψ_{ij} . Questa asimmetria nel mascheramento è stata ampiamente dimostrata negli esperimenti psicoacustici di laboratorio. A causa di un parziale mascheramento di solito Ψ_i' e Ψ_j' risultano inferiori alle corrispondenti Ψ_i e Ψ_j .

Relativamente ai processi percettivi e cognitivi, occorre sottolineare che nella multiesposizione, a volte, gli individui identificano suoni, e ne valutano l'*annoyance*, sebbene questi non siano presenti. Un altro aspetto da considerare è la sovrapposizione e la separazione temporale dei suoni componenti la multiesposizione. Gli eventi sonori negli ambienti di vita, infatti, si manifestano in tempi diversi dando origine a svariate modalità di sovrapposizione. Nelle indagini in laboratorio di solito i rumori vengono ascoltati contemporaneamente (sovrapposizione totale); solo raramente gli eventi sonori sono sovrapposti ad un rumore di fondo stazionario. È verosimile che modalità diverse di sovrapposizione dei suoni producano differenti strategie di integrazione a livello cognitivo, essendo più facile la discriminazione percettiva, in mancata sovrapposizione dei suoni componenti la multiesposizione.

10.2 Classificazione dei modelli: psicofisici e percettivi

I modelli reperibili in letteratura per la stima dell'*annoyance* complessiva Ψ_{ij} indotta dalla multiesposizione sono elencati nella Tab. 10.1 con la loro denominazione in inglese, distinguendo tra modelli psicofisici e modelli percettivi.

Tabella 10.1: Modelli per la stima dell'annoyance indotta dalla multiesposizione

Tipologia del modello	Denominazione del modello
Modelli psicofisici	1. <i>Energy summation model</i>
	2. <i>Pressure summation model</i>
	3. <i>Constant correction model</i>
	4. <i>Level dependent correction model</i>
	5. <i>Response summation model</i>
	6. <i>Energy difference model</i>
	7. <i>Summation and inhibition model^(I)</i>
	8. <i>Independent effects model</i>
	9. <i>Dominant source model</i>
Modelli percettivi	10. <i>Vector summation model</i>
	11. <i>Summation and inhibition model^(II)</i>
	12. <i>Strongest component model</i>

La maggior parte di questi modelli è di tipo semi-empirico in quanto sviluppati sulla base di esperimenti psicoacustici in laboratorio; solo alcuni sono derivati da considerazioni teoriche.

La somma energetica dei livelli, (modello 1), o sue varianti, (modelli da 3 a 7), è il principio fondamentale alla base dei modelli psicofisici. I modelli 3, 4 e 5 introducono dei fattori di correzione con valore costante, (modelli 3 e 5), o variabile in funzione del livello del rumore da ponderare, (modello 4). Il modello 6 apporta una correzione dipendente dalla differenza dei livelli dei rumori componenti la multiesposizione. Anche il modello 7 si basa sulla somma energetica dei livelli, corretta secondo i criteri sia del modello 6 che dei modelli 3 e 5. Il modello 2 è formulato in modo tale che due suoni uguali sovrapposti corrispondano ad un suono totale più intenso di 6 dB, mentre per la somma energetica l'incremento è di 3 dB. Il modello 8 ipotizza che l'*annoyance* complessiva Ψ_{ij} è la somma aritmetica di quelle indotte dai suoni componenti, mentre nel modello 9, Ψ_{ij} è considerata una funzione della sorgente predominante in termini acustici.

I modelli 1, 2, 6 e 9 postulano la simmetria degli effetti, ossia i livelli dei suoni componenti la multiesposizione L_i e L_j sono interscambiabili nell'equazione, senza produrre alcuna differenza nell'*annoyance* Ψ_{ij} . In altri termini il valore di Ψ_{ij} rimane inalterato sia per $L_i=50$ e $L_j=55$, che per $L_i=55$ e $L_j=50$.

In tal senso, il modello 8 è simmetrico solo se le funzioni tra *annoyance* e livello dei singoli suoni componenti sono uguali. Tutti i modelli che introducono fattori di correzione non sono simmetrici.

a - Energy summation model

Questo modello esprime l'*annoyance* complessiva, indotta dalla multiesposizione Ψ_{ij} . In funzione del livello L_{tot} del rumore immesso da tutte le sorgenti concorrenti alla multiesposizione, ossia:

$$(10.4) \quad \Psi_{ij} = f(L_{tot})$$

ove L_{tot} è la somma energetica dei livelli equivalenti L_i e L_j ; nel caso di due sorgenti vale la relazione (10.3) oppure più in generale per n sorgenti:

$$(10.5) \quad L_{tot} = 10 \log \left(\sum_{i=1}^n 10^{L_i/10} \right) \quad \text{dB}$$

b - Pressure summation model (Flindell, 1983)

Questo modello, proposto da Flindell, si basa sul presupposto che il livello continuo equivalente L_{eq} può essere considerato un caso particolare di un indice più generale I , formulato nel modo seguente ($k=10$):

$$(10.6) \quad I = k \log \left[\frac{1}{T_2 - T_1} \int_{T_1}^{T_2} 10^{L(t)/k} dt \right] \quad \text{dB}$$

in cui T_2 e T_1 sono gli estremi temporali del periodo di riferimento per l'indice I e $L(t)$ è il valore istantaneo del livello di pressione sonora. Valori diversi per il fattore k , ad esempio 20, 30 (in accordo alla legge di Stevens) o 40, modificano l'enfasi data ai singoli eventi nel periodo di misura e l'incremento in dB risultante dal raddoppio del numero degli eventi.

L'*annoyance* complessiva indotta dalla multiesposizione Ψ_{ij} , in funzione del livello L_{tot} del rumore immesso da tutte le sorgenti concorrenti alla multiesposizione, è sempre espressa secondo la relazione (10.4), ma il livello L_{tot} è determinato assumendo nella (10.6) $k=20$ per cui:

$$(10.7) \quad L_{tot} = 20 \log \left(\sum_{i=1}^n 10^{L_i/20} \right) \quad \text{dB}$$

$$(10.8) \quad I = 20 \log \left[\frac{1}{T_2 - T_1} \int_{T_1}^{T_2} 10^{L(t)/20} dt \right] \quad \text{dB}$$

Flindell, applicando la formulazione (10.8) al rumore da traffico stradale e a quello ferroviario, ha ottenuto i risultati illustrati nella Figura 10.1. Appare evidente, per il rumore ferroviario, la drastica riduzione dei valori dell'indice I calcolati adottando $k=20$ rispetto alla formulazione tradizionale di L_{eq} ($k=10$), mentre non si registra un sostanziale decremento per il rumore stradale, a seguito della sua pseudostazionarietà.

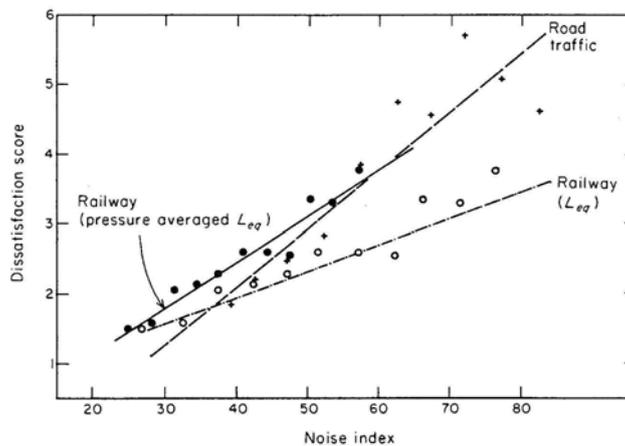


Figura 10.1: Confronto delle relazioni esposizione-risposta per diversi valori del parametro k . (Flin-dell I.H., 1993).

c - Constant correction model

L'annoyance complessiva indotta dalla multiesposizione Ψ_{ij} è sempre espressa secondo la relazione (10.4) in funzione del livello L_{tot} del rumore immesso da tutte le sorgenti concorrenti alla multiesposizione, ma, quest'ultimo, è determinato con la relazione seguente:

$$(10.9) \quad L_{tot} = 10 \log \left(\sum_{i=1}^n 10^{(L_i + D_i)/10} \right) \quad \text{dB}$$

in cui D_i è un fattore di correzione da applicare al livello $L_{Aeq,i}$ della i -esima sorgente, il cui valore costante può essere diverso per le varie sorgenti.

A questo modello è riconducibile la procedura sviluppata dall'*American National Standards Institute* nel 1996 (Schomer, 1997), la cui peculiarità consiste nell'applicare il fattore di correzione ad ogni singolo evento sonoro (ad esempio ad ogni sorvolo di aeromobile) e non alla loro somma energetica. Prima di sommare gli eventi, così corretti secondo la relazione (10.9), è richiesta la verifica dell'evento stesso rispetto al rumore residuo: l'evento non deve essere considerato nella somma, qualora risulti non chiaramente distinguibile dal rumore residuo.

d - Level dependent correction model (Vos J., 1992)

Questo modello, proposto da Vos, è formalmente analogo al precedente dal quale si differenzia sostanzialmente per due aspetti:

- la correzione P_i da apportare al livello $L_{Aeq,i}$ della i -esima sorgente non ha un valore costante, ma dipende dallo stesso livello $L_{Aeq,i}$;
- il fattore di potenza k non è pari a 10 come nella (10.5), che esprime la somma energetica, ma è assunto pari a 15 per meglio interpolare i dati sperimentali ottenuti in esperimenti condotti in laboratorio riguardanti il rumore di tipo impulsivo G, quello da traffico stradale T ed il rumore da sorvolo aereo A.

Ne deriva che, ferma restando la validità della relazione (10.4), il livello L_{tot} del rumore immesso da tutte le sorgenti concorrenti alla multiesposizione è determinato con la relazione seguente:

$$(10.10) \quad L_{tot} = 15 \log \left[10^{L_{Aeq,T}/15} + 10^{(L_{Aeq,G} + P_G)/15} + 10^{(L_{Aeq,A} + P_A)/15} \right] \quad \text{dB}$$

Si noti che le penalizzazioni per il rumore impulsivo P_G e per quello aeronautico P_A sono riferite al rumore da traffico stradale T per il quale, quindi, non si applica alcuna correzione al livello $L_{Aeq,T}$. Come già indicato, dette penalizzazioni dipendono dal livello L_{Aeq} delle sorgenti specifiche e per le tipologie di rumori esaminate da Vos sono state ottenute le seguenti relazioni:

rumori impulsivi

$$P_G = 22 - 0.26L_{Aeq,G} \quad \text{dB}$$

rumore aeronautico

$$P_A = 3.7 - 0.13L_{Aeq,A} \quad \text{dB}$$

e - Response summation model (Ollerhead J., 1978)

In questo modello, proposto da Ollerhead, l'*annoyance* complessiva indotta dalla multiesposizione Ψ_{ij} è espressa in funzione del livello effettivo L_{eff} del rumore immesso, ossia:

$$(10.11) \quad \Psi_{ij} = f(L_{eff}) \quad \text{dB}$$

determinato mediante la relazione seguente:

$$(10.12) \quad L_{eff} = L_{tot} + \sum_{i=1}^n D_i \cdot 10^{(L_i - L_{tot})/10} \quad \text{dB}$$

in cui L_{tot} è la somma energetica di tutti gli n livelli L_i , calcolata mediante la relazione (10.5) e D_i è l'incremento al livello L_{eff} associato alla i -esima sorgente avente livello equivalente L_i .

Questo modello si basa sul presupposto che per ogni i -esima sorgente sonora il valore medio dell'*annoyance* possa essere espresso mediante la seguente relazione:

$$(10.13) \quad \Psi_i = aL_i + b_i$$

ed assume per semplicità che la costante di proporzionalità a sia uguale per tutte le sorgenti, anche se è noto che ciò non è vero, e che il livello di reazione, inglobato in b_i , sia variabile in funzione della sorgente. Un'ulteriore ipotesi riguarda la i -esima sorgente che è ritenuta in grado di mascherare tutte le altre in modo tale che la differenza $L_{tot} - L_i$ sia molto piccola.

f - Energy difference model

Secondo questo modello l'*annoyance* complessiva indotta dalla multiesposizione Ψ_{ij} è composta da un insieme di funzioni dipendenti dal livello L_{tot} e dal valore assoluto della differenza tra i livelli equivalenti delle varie sorgenti componenti. Nel caso più semplice di due sole sorgenti con livelli L_i e L_j , l'*annoyance* complessiva Ψ_{ij} è calcolata con la seguente relazione:

$$(10.14) \quad \Psi_{ij} = f_1(L_{tot}) - f_2(|L_i - L_j|)$$

g - Summation and inhibition model (Powell C., 1979)

Questo modello, proposto da Powell sulla base di dati riguardanti il rumore da traffico stradale e da quello aeronautico, ipotizza che l'*annoyance* complessiva indotta dalla multiesposizione Ψ_{ij} sia esprimibile in funzione del livello L_{tot} ponderato mediante un fattore E che tiene conto degli effetti sinergici, additivi e inibitori, tra le sorgenti componenti la multiesposizione. In altri termini si propone la seguente formulazione

$$(10.15) \quad \Psi_{ij} = f(L_{tot} + E)$$

Nel caso semplice di due sole sorgenti sonore con livelli L_i e L_j , il valore di E è determinabile con il grafico sviluppato da Powell, riportato nella Figura 10.2, in funzione della differenza dei livelli $L_i - L_j$ e del valore del parametro D , pari alla differenza in dB tra i due livelli delle sorgenti corrispondenti ad un uguale valore di *annoyance*.

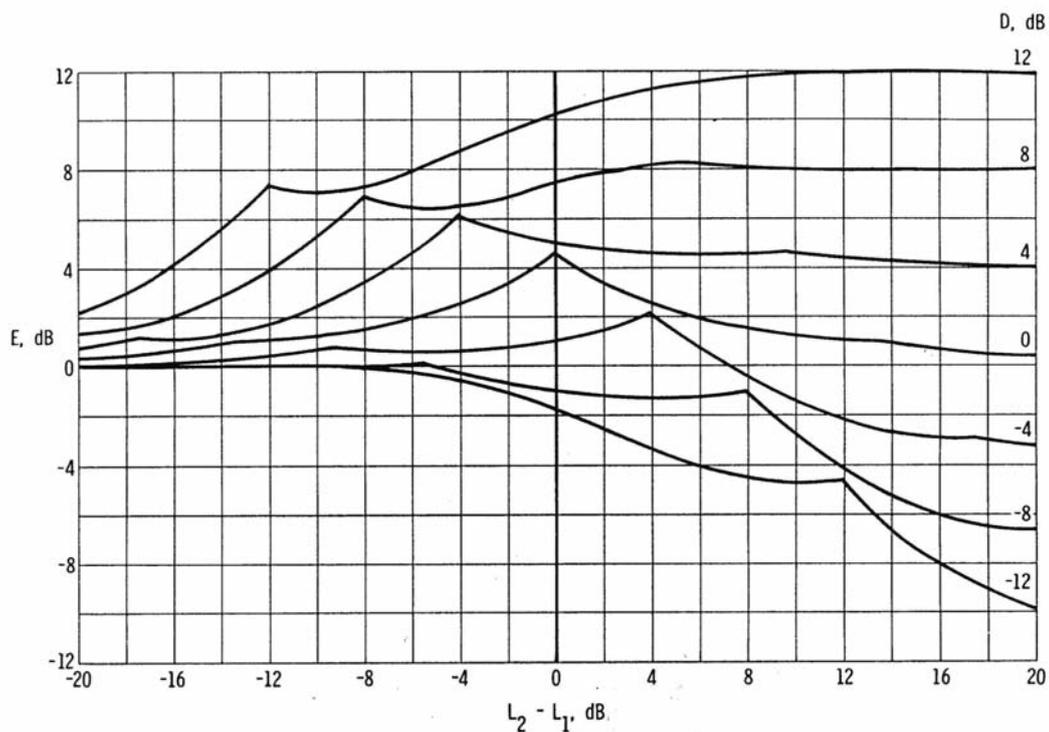


Figura. 10.2: Grafico proposto da Powell per la determinazione di E

Per chiarire meglio il significato del parametro D si riporta nella Figura 10.3 di pagina successiva un grafico nel quale sono esplicitate le ipotesi alla base del modello, analoghe a quelle assunte da Ollerhead ed illustrate nel sottoparagrafo e. Ovviamente risulterà che il livello effettivo della sorgente j rispetto a quella i è dato dal livello $(L_j + D)$.

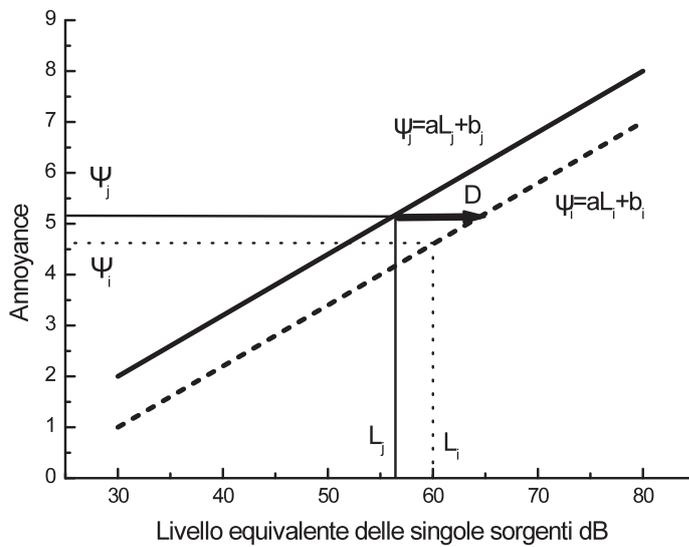


Figura 10.3: Ipotesi alla base del modello di Powell e significato del parametro D

Un'ulteriore rappresentazione esplicativa del modello proposto da Powell è riportata nella Figura 10.4, ove è illustrata la linea ad *annoyance* costante in funzione dei livelli L_i e L_j .

Iniziando a leggere il grafico da sinistra, l'*annoyance* complessiva Ψ_{ij} è completamente controllata dalla sorgente i , poiché il livello L_j della sorgente j è molto basso. Spostandosi progressivamente verso destra, la sorgente j inizia a contribuire in misura crescente fino a quando raggiunge il punto di uguale *annoyance* per le due sorgenti. Esso è situato sulla retta inclinata nel grafico, nel punto in corrispondenza del quale entrambe le due sorgenti possiedono un livello L_i e L_j inferiore rispetto alla situazione di unica sorgente. Continuando lo spostamento verso destra, la sorgente j diventa predominante e controlla l'*annoyance* complessiva Ψ_{ij} .

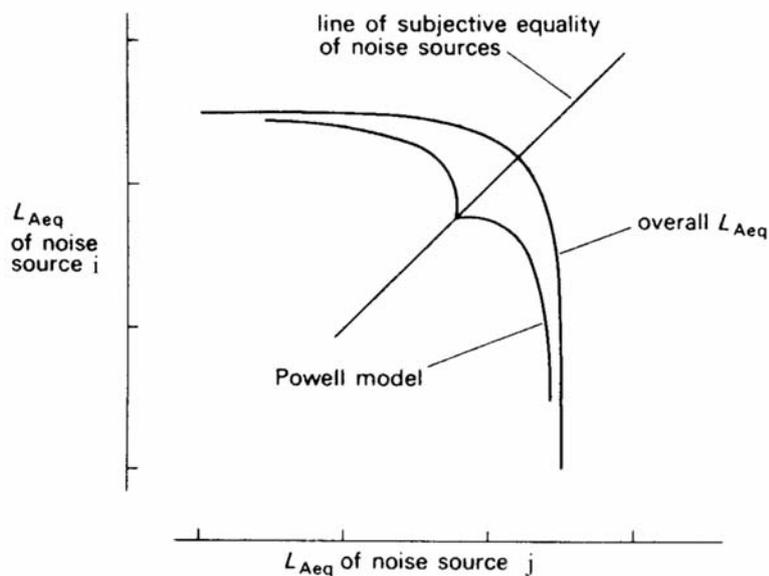


Figura 10.4: Rappresentazione del modello di Powell

h - Independent effects model

Questo modello ipotizza che le sorgenti componenti la multiesposizione contribuiscano indipendentemente una dall'altra all'*annoyance* complessiva, quindi senza alcuna interazione tra loro, e che i loro contributi siano additivi. L'*annoyance* complessiva, pertanto, è determinata con la seguente relazione:

$$(10.16) \quad \Psi_{ij..n} = f_i(L_i) + f_j(L_j) + \dots + f_n(L_n)$$

i -Dominant source model

In questo modello si ipotizza che l'*annoyance* complessiva indotta dalla multiesposizione Ψ_{ij} sia dipendente solo dalla sorgente specifica predominante in termini di livello, ossia per due ipotetiche sorgenti i e j, vale la relazione:

$$(10.17) \quad \Psi_{ij} = f[\max(L_i, L_j)]$$

j - Vector summation model (Berglund B., 1981)

Questo modello è stato proposto da Berglund et al., come estensione ai suoni di quanto già sviluppato con successo in merito alla percezione dell'intensità degli odori e della brillantezza binoculare. Si ipotizza che l'*annoyance* complessiva indotta dalla multiesposizione Ψ_{ij} sia la somma vettoriale delle *annoyances* prodotte dall'esposizione isolata a ciascuna singola sorgente separatamente. Nel caso di due sole sorgenti i e j si ricava, pertanto, la relazione seguente:

$$(10.18) \quad \Psi_{ij} = (\Psi_i^2 + \Psi_j^2 + 2\Psi_i\Psi_j \cos\alpha_{ij})^{1/2}$$

ove $\cos\alpha_{ij}$ è costante ed il valore corrispondente alla migliore interpolazione dei dati sperimentali è risultato pari a zero. Ne deriva che la relazione (10.18) si semplifichi nella seguente:

$$(10.19) \quad \Psi_{ij} = (\Psi_i^2 + \Psi_j^2)^{1/2}$$

k - Summation and inhibition model (Powell, 1979)

Questo modello, proposto da Powell come quello illustrato nel § 10g, ipotizza che l'*annoyance* complessiva indotta dalla multiesposizione Ψ_{ij} sia la somma aritmetica delle *annoyances* corrispondenti alle singole sorgenti specifiche quando ascoltate contemporaneamente, e quindi in presenza di mascheramento reciproco. Utilizzando la simbologia illustrata nel § 10.1 si ottiene la seguente formulazione:

$$(10.20) \quad \Psi_{ij} = \Psi_i' + \Psi_j'$$

Basandosi sulle trasformazioni delle funzioni psicofisiche elaborate da Stevens per stimoli mascheranti, Powell ha sviluppato una relazione per convertire i valori di Ψ_i e Ψ_j , determinabili in laboratorio, nei corrispondenti valori Ψ_i' e di Ψ_j' .

1 - Strongest component model

Questo modello è analogo al *dominant source model*, con la differenza che esso fa riferimento all'*annoyance* maggiore tra quelle prodotte dall'esposizione isolata a ciascuna singola sorgente separatamente. Si ipotizza che questa *annoyance* coincida con quella complessiva indotta dalla multiesposizione Ψ_{ij} che, pertanto, nel caso di due sole sorgenti risulta espressa secondo la seguente relazione:

$$(10.21) \quad \Psi_{ij} = \max(\Psi_i, \Psi_j)$$

10.3 Considerazioni generali sui modelli

La qualità dei dati sperimentali è di fondamentale importanza per la valutazione dei modelli di previsione dell'*annoyance* complessiva Ψ_{ij} , in quanto i principi su cui questi si basano devono essere supportati dai dati. Il modello migliore, inoltre, non può essere scelto solo sulla base del valore del coefficiente di correlazione tra i valori stimati dal modello e quelli sperimentali dell'*annoyance* complessiva. In tal modo, infatti, ci si limita a verificare l'attendibilità del valore stimato di Ψ_{ij} e non quella della formulazione degli algoritmi che forniscono detto valore, aspetto ben più importante. Studi comparativi hanno mostrato che i risultati di alcuni modelli sono altamente correlati tra loro, spesso con valori di $r > 0.8$, per cui a volte la scelta del modello da impiegare non è particolarmente critica.

Un approccio migliore per verificare la validità dei modelli, pertanto, è proprio quello di esplicitare i principi intrinseci alla base del modello stesso. Ad esempio, tutti i modelli elencati nella Tab. 10.1 sono indipendenti dall'indice di livello nel senso che la loro formulazione, rimane inalterata al variare dell'entità dei parametri inclusi nell'algoritmo. La maggior parte dei modelli, inoltre, sono simmetrici (con l'esclusione dei modelli 3, 4, 5, 7 e 8 elencati nella Tab. 10.1), ossia forniscono lo stesso valore di Ψ_{ij} invertendo i livelli delle sorgenti componenti. Alcuni modelli sono in grado di fornire valori di Ψ_{ij} inferiori a quelli delle singole sorgenti componenti mediante fattori di correzione negativi (come nei modelli 2-5 e 7 in Tab. 10.1) o certi valori di a (modello 10 in Tab. 10.1). Questi ed altri principi intrinseci dovrebbero essere verificati sperimentalmente, prima di accettare un modello, come applicabile.

Nel validare i modelli, è di fondamentale importanza la scelta sia delle sorgenti sonore componenti la multiesposizione, sia l'estensione dell'intervallo dei valori di L_i e L_j (per i modelli psicofisici) oppure di Ψ_i e Ψ_j (per i modelli percettivi), intervallo che deve essere il più ampio possibile. Questa esigenza, tuttavia, è difficilmente realizzabile nella realtà ove il campione di combinazioni sorgenti-livelli non è modificabile, in quanto vincolato alla rumorosità presente nell'ambiente di vita. In tali condizioni, generalmente, le componenti sono abbastanza simili tra loro o, in alternativa, si è in presenza di una sorgente predominante, circostanza di scarso interesse per l'applicazione di modelli di multiesposizione. A causa di queste insormontabili limitazioni, i modelli per la multiesposizione sono stati sviluppati interpolando i dati acquisiti negli esperimenti psicoacustici di laboratorio e, successivamente, applicati ai dati raccolti nelle indagini in campo.

Secondo la formulazione dei modelli elencati nella Tab. 10.1 di pag. 62, l'*annoyance* complessiva Ψ_{ij} è sempre superiore a ciascuna delle *annoyances* componenti Ψ_i e Ψ_j , ma i dati sperimentali in campo non sempre sono coerenti con questo assunto.

La Figura 10.5 di pagina successiva, mostra un esempio comparativo per la combinazione di rumore prodotto da traffico aereo e stradale. Nel grafico a sinistra, riguardante i dati raccolti in campo, l'*annoyance* complessiva Ψ_{ij} è riportata in funzione delle *annoyances* componenti Ψ_i e Ψ_j in presenza di mascheramento, unica configurazione sperimentale possibile nell'ambiente reale. Nel grafico a destra, relativo ai dati acquisiti in laboratorio, la Ψ_{ij} è riportata invece in funzione di Ψ_i e Ψ_j , ossia delle *annoyances* corrispondenti ad esposizione isolata delle singole sorgenti, modalità ricorrente in tale tipo d'indagini in laboratorio. Appare evidente come in quest'ultimo caso le Ψ_i e Ψ_j risultino inferiori o al massimo uguali alla Ψ_{ij} essendo tutte comprese nell'area triangolare superiore indicata con A. Un comportamento opposto si registra per una parte consistente dei dati raccolti in campo che si collocano nell'area triangolare inferiore indicata con B nel grafico.

Alcune ipotesi sono state formulate per spiegare questo fenomeno alquanto anomalo (Rice C.G. et al., 1986), riconducibili alle seguenti:

- i soggetti potrebbero usare differenti basi temporali per le loro valutazioni; ad esempio un singolo evento sonoro potrebbe avere un peso maggiore rispetto ad altre sorgenti valutate come rumore residuo su tempi più lunghi;
- i soggetti potrebbero non considerare tutte le sorgenti sonore, contrariamente a quanto loro richiesto nelle istruzioni; ad esempio, potrebbero non valutare quelle più distanti, (a minore livello sonoro), privilegiando, invece, quelle a livello più alto;
- le domande sull'*annoyance* complessiva solitamente sono collocate all'inizio del questionario e in tale fase il soggetto potrebbe non avere sperimentato ancora tutte le sorgenti;
- i soggetti potrebbero avere difficoltà nel valutare l'*annoyance* complessiva.

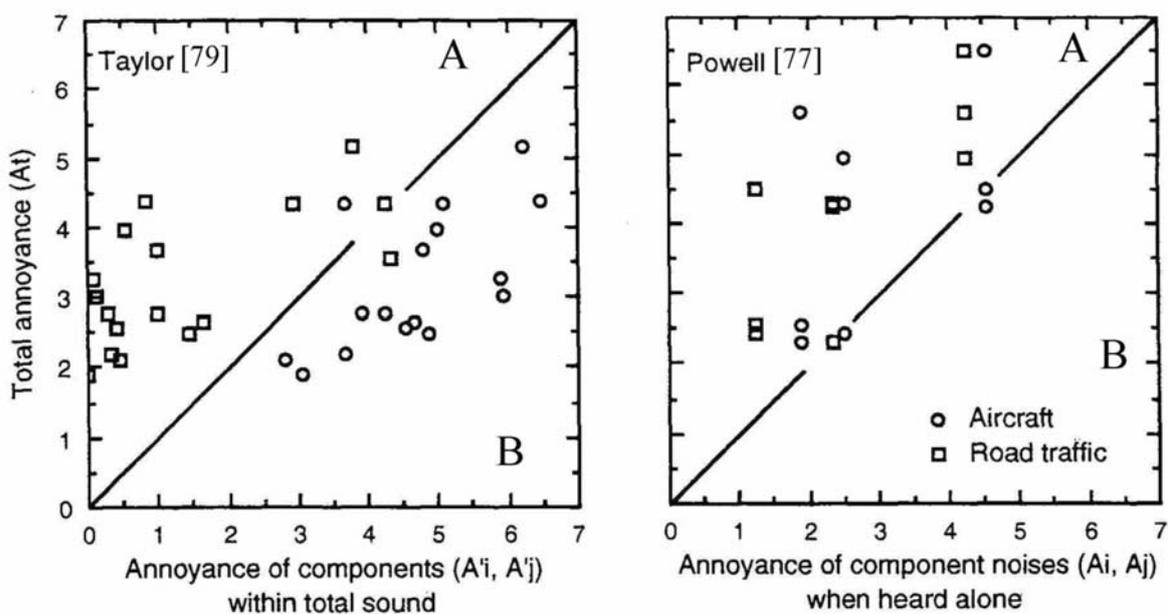


Figura 10.5: Confronto tra dati di multiesposizione raccolti in campo ed acquisiti in esperimenti in laboratorio

10.4 Sviluppi futuri

Dalle considerazioni teoriche e dai risultati empirici esposti nei paragrafi precedenti emergono alcuni aspetti rilevanti, verso i quali sarebbe auspicabile orientare ulteriori studi. In particolare:

- i modelli psicofisici dovrebbero essere reinterpretati, basandosi sulle caratteristiche del contesto dell'ambiente di vita piuttosto che del laboratorio;
- i modelli percettivi e psicofisici sono utilizzabili per rappresentare, sia assunti matematici che meccanismi percettivi e cognitivi; quest'ultimi sono da privilegiare in quanto più pertinenti alle modalità di percezione degli individui;
- le modalità di sovrapposizione temporale delle singole sorgenti sonore richiedono un esame più approfondito in quanto i modelli attuali presuppongono la loro completa sovrapposizione.

11. ANALISI DEI DIVERSI MODELLI DI SIMULAZIONE DEI LIVELLI SONORI: CARATTERIZZAZIONE, APPLICABILITÀ, INTERCONFRONTI

Ad oggi il quadro normativo di riferimento per le simulazioni numeriche del rumore in ambiente esterno risulta cambiato a seguito della pubblicazione della Direttiva del Parlamento Europeo 2002/49/CE che richiede la valutazione tramite mappatura strategica dei livelli L_{den} e L_n sull'insieme dei periodi diurni, serali e notturni, per un anno meteorologicamente medio ed il calcolo della popolazione esposta ai livelli di rumore per diversa tipologia di sorgente.

In particolare, la mappatura acustica è richiesta per tutti gli agglomerati (parte di territorio la cui popolazione è superiore a 100000 abitanti e la cui densità di popolazione è tale da essere considerata area urbanizzata), gli assi stradali principali (più di 3 milioni di veicoli/anno, ovvero, in media, più di 8220 veicoli/giorno), assi ferroviari principali (più di 30000 treni/anno, ovvero, in media, più di 82 treni/giorno) ed aeroporti principali (più di 50000 operazioni/anno di decollo o atterraggio, ovvero, in media, più di 137 operazioni/giorno).

A tal fine il ricorso alla modellistica numerica è fortemente consigliato, soprattutto per motivi economici e per la possibilità di comparare scenari diversi, fondamentale per la scelta degli interventi da attuare.

La Direttiva END (Allegato II) e la Raccomandazione 2003/613/CE del 6/8/2003 indicano i metodi provvisori di calcolo per la determinazione degli indici acustici L_{den} e L_n per il rumore dell'attività industriale, degli aeromobili, del traffico veicolare e ferroviario per gli Stati membri che non dispongono di un metodo nazionale di calcolo e per quelli che desiderano cambiare il loro metodo di calcolo.

11.1 La normativa di riferimento

La normativa italiana sul rumore, peraltro ormai quasi completa in tutti i suoi decreti previsti dalla Legge quadro 447/95, è ora affiancata dalla Direttiva europea di gestione del rumore ambientale 2002/49/CE (END).

Il campo di applicazione della END riguarda: *“il rumore ambientale cui è esposto l'essere umano in particolare nelle zone edificate, nei parchi pubblici o in altre zone silenziose degli agglomerati, nelle zone silenziose in aperta campagna, nei pressi delle scuole, degli ospedali e di altri edifici e zone particolarmente sensibili al rumore.”*

Invece non riguarda: *“il rumore generato dalla persona esposta stessa, dalle attività domestiche o dal vicinato, né il rumore sul posto di lavoro o a bordo dei mezzi di trasporto, o dovuto ad attività militari svolte nelle zone militari”.*

Nel documento *“Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure”*, Versione 1 del 5 Dicembre 2003 il gruppo WG-AEN (European Commission Working Group - Assessment of Exposure to Noise, Gruppo di Lavoro della Commissione Europea sulla determinazione dell'esposizione al rumore) afferma che:

“La misura di valori di rumore mediati su un anno per tutte le posizioni d'indagine richieste dalla END o in un numero rappresentativo di tali posizioni può richiedere un numero imprati-

tabilmente grande di misure di rumore a lungo termine. Perciò, come indicato nell'Allegato II della END, allorché si debba prevedere gli effetti delle azioni proposte sui livelli di rumore, si possono applicare anche solo metodi di calcolo. Questo implica che se la mappatura acustica è realizzata tramite campagne di misura, sarà difficile valutare completamente l'impatto dei piani d'azione proposti o di nuove realizzazioni."

Inoltre il WG-AEN raccomanda:

"La END permette l'uso di misure di rumore per la mappatura acustica strategica e sarebbe inappropriato per il WG-AEN raccomandare che le misure di rumore non debbano essere utilizzate per questo scopo. Nondimeno il WG-AEN incoraggia gli Stati Membri e le loro autorità competenti ad intraprendere la prima fase della mappatura acustica strategica per la END usando metodi di calcolo, dove possibile. Il WG-AEN riconosce che qualche misura di rumore è essenziale allo sviluppo ed alla validazione dei metodi di calcolo. Inoltre le misure hanno un ruolo importante nella verifica dei risultati della mappatura acustica, nello sviluppo delle parti locali dei piani d'azione e nella valutazione dell'efficacia dei piani d'azione implementati".

Si deduce quindi che gli strumenti (*toolkit*) predisposti dal Gruppo di Lavoro della Commissione spingono vivamente verso il ricorso alla modellistica per motivi economici e di efficienza nella valutazione di mappature acustiche, che possono coinvolgere anche aree molto ampie e, quindi, rendere di fatto impossibile l'uso di tecniche di monitoraggio diretto dei livelli emissivi di rumore nel territorio.

Risulta così fondamentale conoscere al meglio i vari modelli numerici disponibili al fine di un loro corretto utilizzo. In particolare, occorre conoscere quali dati d'ingresso sono richiesti dal modello, come viene descritta e modellizzata la sorgente, quali sono i limiti di calcolo e come si pone nel calcolo la determinazione degli indicatori richiesti dalla END.

Infatti, occorre notare che non tutti i modelli presenti in commercio, soprattutto in versioni antecedenti il 2004, permettono il calcolo di tali indicatori, per cui occorre valutare attentamente la necessità di procedere all'aggiornamento del programma di calcolo.

Peraltro, la normativa END (Allegato II) e la Raccomandazione 2003/613/CE del 6/8/2003 indicano i metodi provvisori di calcolo per la determinazione dei descrittori L_{den} e L_n per il rumore dell'attività industriale, degli aeromobili, del traffico veicolare e ferroviario per gli Stati membri che sono:

- per il rumore del traffico veicolare: metodo di calcolo ufficiale francese «NMPB-Routes-96» (SETRA-CERTU-LCPC-CSTB) descritto nella norma francese «XPS 31-133»;
- per il rumore ferroviario: metodo di calcolo ufficiale dei Paesi Bassi (denominato dalla Direttiva 2002/49/CE RMR II);
- per il rumore degli aeromobili: il metodo ECAC doc. 29.

Occorre notare che questi metodi originariamente fornivano altri indici acustici (tipicamente L_{Aeq}) e che, quindi, occorre verificare come il software di implementazione del modello sia stato aggiornato per quanto previsto dalla END, sia per i nuovi indici che per la tipologia di calcolo sui ricettori.

11.2 Considerazioni generali

Se da un lato è di grande importanza che il modello sia il più possibile fedele alla situazione reale, è altrettanto importante, ai fini dell'applicazione delle leggi vigenti, che esso sia in qualche

misura “validato”, ossia basato su algoritmi di provata attendibilità generale e testati attraverso vari confronti sulla realtà nazionale. Molti Paesi, proprio allo scopo di ridurre i margini di incertezza, a volte anche consistenti, legati all’applicazione di algoritmi diversi e talvolta non sufficientemente validati, hanno messo a punto norme tecniche o linee guida che stabiliscono le regole matematiche fondamentali di un modello, costruite basandosi sulla realtà del territorio presente o sulle tipologie di sorgenti diffuse sul territorio nazionale. Ad esempio Olanda, Francia, Germania, Paesi scandinavi, Inghilterra, solo per citarne alcuni, hanno propri modelli di riferimento nazionali, con parametri sviluppati mediante specifiche campagne sperimentali svolte in loco.

I modelli utilizzati per i vari report previsti dalla Direttiva Europea devono fornire i valori L_{den} e L_N in accordo con le definizioni nazionali dei periodi diurno, serale e notturno secondo la formula:

$$L_{DEN} = 10 \cdot \log \left(\frac{t_D \cdot 10^{L_d/10} + t_E \cdot 10^{L_e+5/10} + t_N \cdot 10^{L_n+10/10}}{24} \right)$$

Per l’Italia, secondo il Decreto di recepimento D.L. n. 194 del 19.08.05 “Attuazione della Direttiva 2002/49/CE sulla gestione del rumore ambientale”, per i periodi di riferimento si stabiliscono le seguenti definizioni (Allegato 1):

“per tener conto delle condizioni sociologiche, climatiche ed economiche presenti sul territorio nazionale, i periodi vengono fissati in:

a) *Periodo giorno-sera-notte: dalle 06.00 alle 06.00 del giorno successivo; a sua volta così suddiviso:*

- *periodo diurno: dalle 06.00 alle 20.00;*
- *periodo serale: dalle 20.00 alle 22.00;*
- *periodo notturno: dalle 22.00 alle 06.00.*

Nella determinazione del rumore, *“si considera il suono incidente e si tralascia il suono riflesso dalla facciata dell’abitazione in questione”*

Da ciò si evince che:

1. il periodo diurno ha durata di 14 ore per cui $t_d = 14$
2. il periodo serale ha durata di 2 ore per cui $t_e = 2$
3. il periodo notturno coincide con il tempo di riferimento notturno previsto dalla L. 447/95, e quindi dal DPCM 1° marzo 1991 e decreti attuativi, per cui $t_n = 8$.

Quindi occorre verificare che il modello utilizzato permetta l’impostazione dei tre periodi giorno-sera-notte a valori diversi da quelli predefiniti dalla direttiva END (che suggeriva un periodo serale dalle 19 alle 23, uno diurno dalle 07 alle 19 e uno notturno dalle 23 alle 07).

Un altro fattore importante è che gli indicatori devono essere valutati senza il contributo del suono riflesso dalla facciata, per cui occorre verificare che il modello sia capace di correggere i risultati considerando solo il suono incidente.

Il punto di ricezione va posto ad un'altezza dal suolo di $4,0 \pm 0,2$ m. Poiché L_{DEN} è un descrittore globale derivato da L_d , L_e , L_n , tale altezza è obbligatoria anche per questi ultimi indici acustici parziali.

Peraltro nella END si indica che la posizione dei punti di calcolo o di misura per gli indici acustici dipende *“dall’applicazione”* ovvero *“nel caso del calcolo ai fini della mappatura ac-*

stica strategica in termini di esposizione al rumore all'interno ed in prossimità degli edifici i punti di misura sono da collocarsi sulla facciata più esposta"; nel caso "del rilevamento" possono comunque essere scelti anche altri punti di misura, ma mai ad una altezza inferiore a 1,5 m e comunque i livelli devono essere riportati a 4 m di altezza; infine possono essere fatte scelte diverse in casi specifici (comma 1.2 lettera c dell'Allegato 1).

Il modello e la sua implementazione software devono essere in grado di effettuare le mappe acustiche a varie altezze e sicuramente a 4 m di altezza dal piano di campagna, quindi seguendo il DGM (*digital ground model*-modello digitale del terreno) del territorio oggetto della modellizzazione acustica. Inoltre devono essere in grado di identificare la facciata più esposta ad una specifica sorgente o di permetterne comunque la sua identificazione manuale.

Peraltro, in allegato VI comma 1.5, a proposito dei dati da trasmettere alla Commissione, si introduce anche il dettaglio di "precisare ove possibile e opportuno, quante persone occupano abitazioni dotate di:

b) *una facciata silenziosa, ossia la facciata delle abitazioni in cui il valore di L_{DEN} a 4 m di altezza dal suolo e a 2 m di distanza dalla facciata, per i rumori emessi da una specifica sorgente, sia inferiore di oltre 20 dB a quello registrato sulla facciata avente il valore più alto di L_{DEN} ...*"

L'allegato I della direttiva 2002/49/CE definisce le caratteristiche del periodo annuo per quanto riguarda le emissioni acustiche (l'anno di osservazione per l'emissione acustica) e le condizioni meteorologiche (un anno medio sotto il profilo meteorologico). Questo sottintende la necessità che il modello e la sua implementazione software siano in grado di gestire anche gli effetti meteorologici e le condizioni di propagazione conseguenti.

La conoscenza della probabilità di condizioni favorevoli alla propagazione è legata alla conoscenza delle condizioni meteorologiche sul sito oggetto d'indagine.

Tipicamente le condizioni meteorologiche medie di un sito sono derivate, ove disponibile, da un'analisi statistica su un grande numero di anni. Si pone in evidenza la questione di cosa possa significare fare riferimento ad un anno di caratteristiche meteorologiche medie e su quanti anni si debba basare la media per essere statisticamente significativa.

Il WG-AEN cerca di rispondere a questa domanda nel seguente modo:

"Idealmente i dati meteorologici richiesti dovrebbero essere acquisiti tramite misure sul sito d'interesse (ad esempio nell'agglomerato sotto indagine). Se ciò non è possibile, si possono utilizzare i risultati di un sito «prossimo» che sia meteorologicamente rappresentativo del sito d'interesse. Per minimizzare gli effetti di condizioni meteorologiche temporaneamente estreme, si raccomanda che l'anno meteorologico tipico sia descritto prendendo la media su 10 anni dell'occorrenza delle differenti condizioni meteorologiche".

Tale richiesta di osservazioni a lungo termine riduce la probabilità di ottenere dati sufficienti per tutti i siti su cui occorre effettuare la mappatura acustica.

Ove manchino dati sufficienti si suggerisce di impiegare una forma semplificata di dati meteorologici, proporzionale alle variazioni delle condizioni di propagazione.

Per le ipotesi semplificate dei metodi proposti, questi dati vanno scelti secondo il principio di precauzione e il principio di prevenzione.

Si raccomanda, quindi, di adottare un approccio prudente, favorevole alla propagazione, nella scelta di tali dati meteorologici semplificati.

Analoga indicazione si trova nella Raccomandazione della Commissione 2003/613/CE del 6/08/2003.

11.3 Dati in ingresso ai modelli

Essenzialmente tutti i modelli e relative implementazioni software richiedono:

- descrizione accurata e caratterizzazione dei parametri della sorgente;
- condizioni meteorologiche;
- conoscenza dell'orografia e conseguente definizione del *Digital Ground Model*;
- definizione della propagazione (tipologia di terreno, assorbimento dell'aria, divergenza geometrica, riflessioni, diffusione);
- corretto posizionamento degli ostacoli (edifici, elementi architettonici, barriere);
- definizione dei ricettori.

a - Sorgente

La descrizione della sorgente è la parte più critica del modello di calcolo, insieme a quella della propagazione. Una cattiva descrizione della sorgente porta a grandi errori nel calcolo, in quanto, di solito, è l'anello debole del modello essendo spesso richieste tecniche molto complesse per la caratterizzazione delle varie componenti che costituiscono la sorgente nel suo complesso e per la valutazione dei parametri e delle sue grandezze caratteristiche (posizionamento, spettro in frequenza, intensità sonora emessa). Al riguardo si veda la descrizione del modello olandese RMR II (§ 11.6).

Ogni modello è associato ad una specifica descrizione delle sorgenti che utilizza, a volte molto semplificata (ad esempio come nel modello ISO 9613 per la descrizione del rumore industriale) altre volte, invece, molto articolata.

Anche se è prevista una dettagliata descrizione della sorgente, se i dati caratteristici sono inseriti in modo non corretto o l'incertezza ad essi associata è elevata (nel numero di passaggi, nella velocità di transito ecc.) l'incertezza o l'errore sistematico prodotti dal calcolo saranno inevitabilmente alti.

b - DGM (Digital Ground Model)

Questo aspetto è critico nell'ambito della mappatura acustica. Se il modello del terreno è sbagliato, sicuramente anche le quote di calcolo associate alla mappatura lo saranno ma, cosa più grave, sarà errato anche il calcolo della propagazione con effetti molto importanti sui livelli di rumore a distanza anche breve, poche decine di metri, dalla sorgente.

c - Propagazione

In realtà non tutti i modelli tengono conto nello stesso modo di questo aspetto. In genere, tutte le implementazioni software permettono l'uso di aree con caratteristiche acustiche assegnate, ad esempio tramite il parametro G definito nella norma ISO-9613-2. Alcuni permettono la definizione di un valore predefinito di assorbimento del terreno, mentre finora nessuno, a livello di implementazione software, permette l'inserimento dell'impedenza acustica, parametro di difficile reperibilità ma che descrive, nel miglior modo possibile la propagazione del suono sul terreno.

Per l'assorbimento dell'aria si utilizzano correzioni standard tipiche di ogni modello o derivate da specifici studi, in altri casi non se ne tiene conto oppure gli effetti sono inclusi nella correzione meteorologica.

Tutti i modelli tengono ovviamente in considerazione la divergenza geometrica e le varie implementazioni software permettono di impostare il numero massimo di riflessioni che influisce sensibilmente sui tempi di calcolo e, quindi, sul costo della modellizzazione.

La diffrazione è considerata nel caso di barriere/muri e, a volte, anche per gli effetti sulle pareti degli edifici sia nel caso di bordi sottili che spessi. In altri casi vengono considerati anche effetti di diffrazione/riflessione complessi (riflessione multipla con diffrazione ai bordi).

La diffusione è considerata nella minoranza dei casi e, quasi sempre, come correzione associata alle pareti degli edifici, magari da attivare manualmente su specifici edifici. Per questo occorre fare molta attenzione anche in virtù del fatto che alcune correzioni incrementano in modo sostanziale i tempi di calcolo, a fronte di effetti sui livelli di rumore calcolati assolutamente trascurabili e contenuti nell'incertezza normalmente associata alle modellizzazioni.

11.4 Problematiche generali sui dati in ingresso

Si sottolinea come per gli aspetti sottoelencati vi sia in Italia una oggettiva carenza di informazioni, spesso tale da inficiare il corretto funzionamento del modello, soprattutto se complesso (si pensi ai modelli RMR II o NMPB-96).

1. Descrizione delle sorgenti realmente presenti nel parco circolante sia ferroviario che stradale in Italia; i modelli delle sorgenti per infrastrutture di trasporto in uso nel settore acustico nascono tutti in altri Paesi e basano la descrizione delle sorgenti sulle realtà locali che spesso non corrispondono al parco circolante dei mezzi in Italia;
2. Aggiornamento del database delle sorgenti;
3. Mancanza di informazioni meteorologiche precise, soprattutto per lunghi periodi di tempo e in tutti i luoghi interessati dalle mappature strategiche previste dalla END;
4. Mancanza di informazioni recenti sulla cartografia esistente;
5. Necessità di una grande accuratezza e abilità da parte dell'operatore per un corretto inserimento dell'orografia, degli ostacoli e dei ricettori;
6. Informazioni precise e puntuali sulla popolazione presente, considerando la grande enfasi posta dalla END sul concetto di popolazione esposta;
7. Perfetta conoscenza del modello utilizzato, dei suoi limiti e delle approssimazioni in esso contenute.

Per quanto riguarda queste problematiche ancora una volta la guida del WG-AEN fornisce utili indicazioni e si rimanda ad essa per i dettagli ulteriori.

11.5 Incertezza complessiva sulla mappatura acustica

La mappatura acustica sta assumendo rilevanza come supporto alla programmazione territoriale e alle decisioni politiche riguardanti grandi infrastrutture di trasporto e gli agglomerati, come anche richiesto dalla END.

La raccolta dei dati necessari alla redazione dei rapporti sulla popolazione esposta o all'impatto di infrastrutture sull'ambiente e la pubblicizzazione dei risultati per la comunicazione alla popolazione sta diventando uno dei principali problemi da affrontare.

Peraltro i dati sono spesso mancanti o di bassa qualità e questo comporta una bassa attendibilità e credibilità delle mappe di rumore conseguenti. Se poi le mappe sono usate in contenitori o in sede di pianificazione urbanistica è ancora più importante fornire dei risultati corretti o, quantomeno, indicare fondatamente l'incertezza dei risultati forniti.

Uno dei principali problemi è la presenza di molteplici e diverse fonti di informazione, per cui vi possono essere incongruità, differenze nel formato, nella codifica, nella geo-referenziazione dei dati. Queste sono le principali cause di errore o di incertezza che possono generare grandi conseguenze sui calcoli. Ad esempio, la viabilità può essere estratta da appositi progetti, mentre l'orografia, o il posizionamento degli edifici, è ricavata da una preesistente cartografia, magari basata su rilievi aereofotogrammetrici con conseguenti piccole diversità nelle proiezioni. Può accadere che la strada sia troppo vicina agli edifici rispetto alla realtà con conseguente sovraesposizione degli abitanti ai livelli di rumore.

Un'altra fonte di errore è rappresentata dalla proiezione sulle strade reali dei valori di rumore calcolati, in ambito urbano, partendo da modelli di traffico, per cui i dati di rumore rilevati strumentalmente sono molto probabilmente diversi da quelli ottenuti dalla simulazione anche a causa del traffico presente (composizione, emissione media di ogni tipologia di veicolo), differente rispetto a quello utilizzato come parametro d'ingresso nella modellizzazione. Oltretutto esistono categorie di veicoli, come i motorini, molto diffusi nella realtà urbana italiana (ma poco nel resto dell'Europa, soprattutto del Nord, dove è nata la stragrande maggioranza dei modelli oggi in uso) che sono descritti poco accuratamente, o completamente assenti nella tipologia di sorgenti previste dal modello. Essi, tuttavia, hanno caratteristiche di emissione molto peculiari, tali da non essere facilmente ricollocate all'interno delle altre categorie fornite dal modello.

Il WG-AEN ha cercato di fornire alcune soluzioni a queste problematiche, (mancanza di dati di ingresso per il modello, scarsa conoscenza della cartografia, scarsa conoscenza sulla popolazione residente), valutarne i costi e ha tentato di indicare una sorta di grado d'accuratezza complessiva, legato alle possibili soluzioni. Il risultato, espresso dai toolkit presenti nel documento, è un importante punto di partenza per fornire una risposta al problema della conoscenza dell'incertezza.

Ad esempio nel caso di sorgenti di traffico veicolare, i volumi di traffico e le distribuzioni delle velocità derivano da misurazioni effettuate in situazioni particolari (strade urbane ed extraurbane principali, autostrade, superstrade), ma il numero di campagne di misura è di solito limitato dalle risorse necessarie allo svolgimento di esse. Per cui occorre ricorrere, come già detto, all'uso di modelli di traffico per stimare i dati mancanti, con conseguente inevitabile ingrandimento dei problemi legati all'incertezza intrinseca relativa ai dati di calibrazione. Essi vengono utilizzati sia per impostare il modello di rumore che il modello di flusso del traffico, il quale, a sua volta, fornisce i dati mancanti alla descrizione delle sorgenti di rumore. Oltretutto alcuni modelli di descrizione del traffico non forniscono informazioni sulla distribuzione della velocità dei veicoli o della loro accelerazione. Essa è spesso più importante della conoscenza della stessa velocità in ambito urbano o di flussi interrotti di traffico (in particolare per i mezzi pesanti) per cui occorre comunque ricorrere a stime o generalizzazioni.

L'emissione del rumore da traffico è basata su modelli standardizzati, ove l'errore commesso dai modelli è generalmente basso per traffico fluido, ma occorrerebbe, comunque, poter operare entro 1 dB di errore. La cattiva conoscenza della velocità o dell'accelerazione può portare facilmente a errori anche di 5 dB nella valutazione del rumore in zone d'interscambio del traffico.

I modelli di propagazione sono probabilmente le sorgenti più evidenti di incertezza. Sono complessi e richiedono la conoscenza di grandi quantità di informazioni quali l'impedenza acu-

stica dei terreni, la geometria del territorio. Per grandi superfici di territorio da analizzare spesso niente si sa di tutto questo e si ha una descrizione geometrica spesso carente, e comunque poco dettagliata. Nel migliore dei casi si ha a disposizione una cartografia digitale in scala 1:10000 quando, invece, sarebbe necessario un dettaglio superiore ad una scala 1:1000. Ma la più rilevante lacuna di informazioni riguarda sicuramente gli effetti meteorologici.

Tutto quanto detto sopra è legato ad un'incertezza di tipo numerico. Vi è però un altro tipo di incertezza che occorre tener presente. I modelli ingegneristici usati per calcoli su grande scala sono ormai tutti basati sulla tecnica del ray-tracing (diretto o inverso, facente uso di piramidi o coni, ecc.), per cui utilizzano tutti un algoritmo di ricerca e costruzione di percorso fra ricevitore e sorgente. A causa di questo, lievi imprecisioni sul posizionamento delle sorgenti (strade, ferrovie, industrie, aerei) o dei ricettori, gli edifici, dovuti ad una geometria non accurata, possono portare a grandi errori nella valutazione del rumore, soprattutto in situazioni di geometrie complesse (riflessioni multiple, schermatura parziale, dislivello variabile del terreno: colline, valli, trincee). Alcuni software utilizzano delle particolari tecniche (ad esempio le zone di Fresnel) per ovviare a queste problematiche, aumentando la precisione dei calcoli e riducendo l'effetto delle imprecisioni nella geometria, ma a costo di sacrifici significativi nel tempo di calcolo e nella complessità degli algoritmi.

Esiste inoltre un impatto diretto sull'accuratezza dell'algoritmo di propagazione. Tipicamente, come sopra accennato, nella costruzione del cammino dei raggi acustici si parte dal ricevitore e si costruisce un raggio che arrivi ad investire almeno una sorgente, seguendo le leggi dell'ottica, considerando quindi la riflessione o la diffrazione (a volte anche la diffusione). Tutti i software commerciali permettono di controllare in qualche modo la generazione dei cammini, o impostando il numero massimo di cammini (coni o piramidi) possibile o il minimo angolo di ricerca, oltre che il numero massimo di riflessioni da considerare, prima di fermarsi nell'identificazione della sorgente. Può essere inoltre impostata la massima lunghezza del cammino ottico o la massima distanza fra due riflessioni.

Può accadere che, anche per colpa di impostazioni non particolarmente adatte al problema o nella spasmodica ricerca della riduzione dei tempi di calcolo si arrivi a non considerare alcune sorgenti agenti su alcuni dei ricettori. Questo chiaramente gioca un ruolo importantissimo nell'accuratezza dei risultati su questi ricettori, su cui manca l'apporto di rumore derivante da una o più sorgenti. Spesso comunque i software hanno algoritmi interni di test atti ad evitare questo problema, ignorando quindi impostazioni falsanti fornite dall'operatore al proprio generatore di percorso.

E' comunque, in linea di massima, molto difficile stimare la perdita di accuratezza dovuta sia ai dati geometrici di input che all'implementazione software del modello di calcolo.

11.6 Il rumore ferroviario: il modello RMR II

Il metodo provvisorio di calcolo proposto dalla raccomandazione 2003/613/CE per il rumore ferroviario è quello nazionale dei Paesi Bassi, denominato RMR.

Il modello prevede il calcolo dell'emissione di ciascun tratto di ferrovia a partire dalla conoscenza del traffico ferroviario secondo una ripartizione dei convogli in nove classi distinte. Per ciascuna tipologia di convoglio, e per ciascun tratto, si deve conoscere la velocità di percorrenza e la percentuale di veicoli che, durante il transito, hanno i freni azionati. La potenza sonora media di ciascun tratto dipende anche dalla tipologia dell'armamento ferroviario utiliz-

zato, dalla presenza di discontinuità sul binario (quali i giunti non saldati e quelli saldati che presentino, comunque, discontinuità altimetrica) ed eventualmente dalla presenza di particolari opere architettoniche legate all'infrastruttura (ponti, gallerie, passaggi a livello, ecc.). Il metodo prevede anche la possibilità di stimare l'emissione sonora di alcuni tratti non modellabili direttamente dalla misurazione dei livelli sonori prodotti dai convogli in transito.

Di seguito è riportata una breve descrizione dell'algoritmo usato dal metodo di calcolo.

a - Descrizione del modello

Il modello RMR fornisce inizialmente una classificazione delle categorie di veicoli ferroviari, quindi un modello d'emissione di tratta, considerando la velocità, l'altezza delle sorgenti specifiche e il contributo delle opere in cemento o acciaio (massicciata, ponti ecc). Sono indicate due metodologie di calcolo:

- SRM I (metodologia di calcolo standard di tipo I - semplificata);
- SRM II (metodologia di calcolo standard di tipo II - dettagliata).

Infine sono descritti i metodi di misurazione del livello sonoro per la caratterizzazione delle sorgenti. E' essenzialmente in questa parte che si evidenziano le maggiori differenze fra il documento base e la versione consigliata dai metodi ad interim dalla END (indicata come RMR II o RMR 2002).

b - Metodo di calcolo standard semplificato (SRM I)

Il metodo semplificato considera la sorgente come lineare e posta al centro del binario a 0,25 m di altezza dal piano della massicciata. L'area d'indagine viene suddivisa in settori individuati secondo il seguente criterio (Figura 11.6.a di pagina successiva): dalla posizione W del ricettore si traccia il segmento congiungente il centro del binario S, di lunghezza d , e parallelamente a WS si tracciano due rette I1 e I2 a distanza $2d$ da W; perpendicolarmente a WS si traccia il binario immagine passante per S.

Si può applicare il modello semplificato (che considera solo livelli complessivi pesati A) se sono applicabili le seguenti condizioni nell'area compresa fra I1 e I2:

- l'asse del binario reale non può tagliare una delle zone tratteggiate indicate in Figura 11.6.a;
- la vista del binario dalla posizione del ricettore non può essere ostacolata per un angolo maggiore di 30° ;
- se la ferrovia è costituita da più tratti d'emissione il valore d'emissione di ogni tratto non può differenziarsi più di 10 dB dagli altri;
- la distanza (d) dal ricettore W al centro del binario deve essere almeno 1,5 volte la distanza fra le rotaie esterne della ferrovia;
- dentro la zona d'interesse della ferrovia non ci possono essere opere architettoniche e non ci devono essere differenze d'altezza superiori a 3 m rispetto all'altezza media.

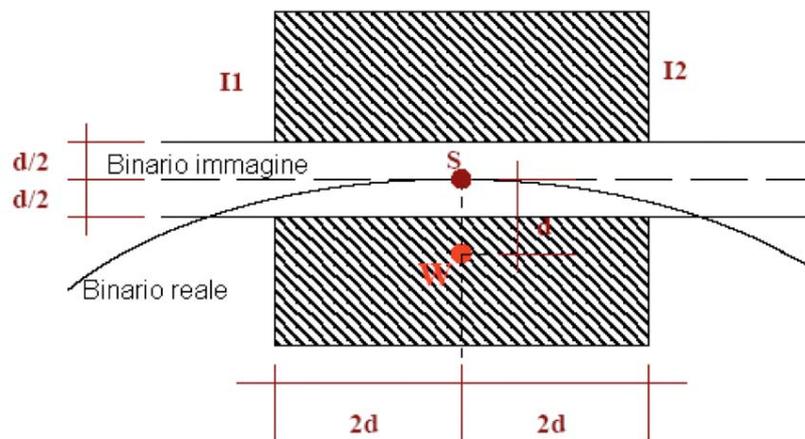


Figura 11.6.a: *Suddivisione dell'area d'indagine in settori omogenei*

In questa approssimazione non si tiene conto né di oggetti schermanti né di edifici fra la ferrovia e il ricettore. Ai fini del calcolo, il piano di riferimento è il piano del ferro e la linea di riferimento è il centro dei binari.

La riflessione proveniente da superfici poste dalla parte opposta della ferrovia rispetto al ricettore è considerata nel calcolo se le superfici:

- sono acusticamente riflettenti;
- sono verticali e parallele alla ferrovia;
- sono più alte dell'altezza del ricettore;
- la distanza orizzontale dalla linea di sorgente è inferiore a 100 m ed inoltre inferiore a quattro volte la distanza d dal ricettore alla linea di sorgente.

La posizione di calcolo in facciata agli edifici è posta all'altezza di 5 m sopra il piano di campagna. Per edifici alti più di tre piani è in corrispondenza del soffitto del piano terra. Per il clima acustico all'esterno la posizione di misura è a 1,5 m di altezza dal piano di campagna.

Questo modello tiene in considerazione sia l'attenuazione media del terreno, che può essere scelta fra un numero limitato di valori predefiniti, che di un termine di correzione meteorologica dipendente dalla distanza e dalle altezze del ricevitore e della sorgente.

c - Descrizione della sorgente

La END, nel definire il modello ad interim per il rumore ferroviario, ha fornito come indicazione la versione rivista del modello olandese RMR del '96. Tale revisione, datata 2002, si distingue dalla versione del '96 essenzialmente per l'introduzione di due procedure per la determinazione dei parametri descrittivi della sorgente treno e di una ulteriore procedura per la caratterizzazione della sorgente binario.

In particolare, le due procedure per i treni sono:

- A. Procedura semplificata, che permette di inserire i treni originariamente non presenti nelle nove categorie sopra citate;
- B. Procedura completa, che permette la creazione di nuove categorie di treni.

Chiaramente queste procedure risultano utili nel contesto della END, che deve fornire una linea guida che sia valida per tutti i Paesi europei, quindi compatibilmente con una grande varietà di treni. Gli Stati Membri devono prima identificare i tipi di treno che percorrono le loro ferrovie, e definire anche le caratteristiche emissive dei binari presenti, quindi assegnare questi o ad una categoria RMR esistente (usando la procedura A) o, se necessario, creando una nuova categoria mediante la procedura B.

d - Metodo di calcolo

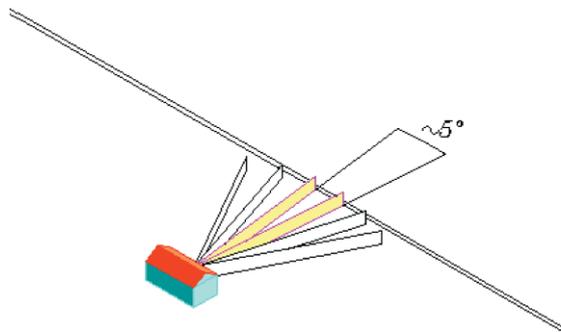


Figura 11.6.b: *Tecnica di calcolo utilizzata dal modello RMR II.*

L'attenuazione geometrica applicata è di tipo cilindrico e lo spazio attorno al ricettore sia diviso in settori angolari; il livello globale d'emissione di sorgente è calcolato sommando i contributi di ogni settore.

L'apertura di ogni settore dipende dalle discontinuità di emissione e geometriche e, su terreno omogeneo, è di 5°.

e - Adeguamenti necessari alla END e problematiche aperte

Alcuni adeguamenti sono necessari per implementare il modello. In particolare:

- il metodo RMR calcola livelli acustici equivalenti, ma non a lungo termine, secondo la norma ISO 1996-2:1987; è necessario, quindi, disporre dei dati medi per tipologia di treno per anno di osservazione e introdurre i periodi giorno, sera e notte;
- i livelli medi a lungo termine sono calcolati prendendo in considerazione il fattore di correzione meteorologica CM secondo le definizioni della ISO 9613, dove C_0 è fissato a 3,5 dB;
- nel metodo RMR si riporta l'attenuazione atmosferica in funzione dei coefficienti di temperatura e di umidità relativa; in particolari situazioni può essere necessario adeguare tali coefficienti alla norma ISO 9613-1.

11.7 Rumore stradale: il modello NMPB-96

La mappatura acustica di un'infrastruttura stradale estesa, in genere, richiede la sua suddivisione in tratti acusticamente omogenei, ovvero archi di tracciato connotati dalle stesse condizioni di emissione sonora. A rigore, ciò comporta la divisione del percorso ogni volta che vari, sia pur di poco, uno dei quattro parametri che principalmente determinano la rumorosità del traffico veicolare, ossia:

- numero dei transiti per categoria di veicoli;
- velocità media di marcia per categoria di veicoli;
- pendenza della strada;
- tipo di pavimentazione stradale.

In realtà, il livello di tolleranza adottabile in questa segmentazione dipende dall'accuratezza complessiva della stima che si vuole conseguire. Per le simulazioni di area vasta, ove sono largamente accettabili (ed in buona parte inevitabili) incertezze dell'ordine di $\pm 2-3$ dB, si possono ritenere omogenei tratti che non presentino variazioni dei volumi di traffico superiori a 30-40%, mentre per le valutazioni di dettaglio, ove non è credibile un'incertezza migliore di ± 1 dB, sono trascurabili tutte le intersezioni che non sottraggono o immettono almeno il 15% del traffico totale. Relativamente all'entità e velocità di marcia del flusso veicolare (solitamente i parametri predominanti la generazione del rumore stradale), pertanto l'analisi sulla cartografia dell'infrastruttura stradale dovrà, in particolare, tenere conto della presenza di svincoli, di immissioni di traffico importanti, di attraversamenti di centri abitati di medie o grandi dimensioni. Ai fini di una pianificazione della mappatura acustica del territorio, è possibile individuare tali tratti, utilizzando una cartografia aggiornata, e, conducendo un'analisi dell'intero percorso sulla base dei fattori che possono determinare una diversa emissione sonora dell'infrastruttura.

Individuati i tratti stradali acusticamente omogenei occorre associare a ciascuno di questi il valore di emissione sonora, determinabile con una delle due seguenti procedure:

- a) stimare la potenza sonora emessa mediante abachi o formule che definiscano l'emissione di una linea di traffico a partire dai quattro parametri sopra elencati, come ad esempio nel modello NMPB-96, mediante il grafico riportato nella Figura n. 11.7.1 e la relazione seguente:

$$L_{wj} = [(E_{VL} + 10 \log Q_{VL}) + (E_{PL} + 10 \log Q_{PL})] + 20 + 10 \log I + R_j \quad [\text{dB(A)}]$$

in cui L_{wj} in dB(A) è il livello di potenza sonora in ciascuna delle bande di ottava da 125 a 4000 Hz (spettro normalizzato conformemente alla norma EN ISO 1793-3:1997), E_{VL} ed E_{PL} sono i livelli di emissione rispettivamente per i veicoli leggeri (< 3,5 t) e pesanti ($\geq 3,5$ t) determinati secondo il diagramma in Figura n. 11.7.1, Q_{VL} e Q_{PL} i corrispondenti flussi orari, I la lunghezza in m del tratto omogeneo di strada e R_j il valore nella j -esima banda di ottava dello spettro di rumore stradale normalizzato;

- b) misurare il livello sonoro ad una predefinita distanza di riferimento.

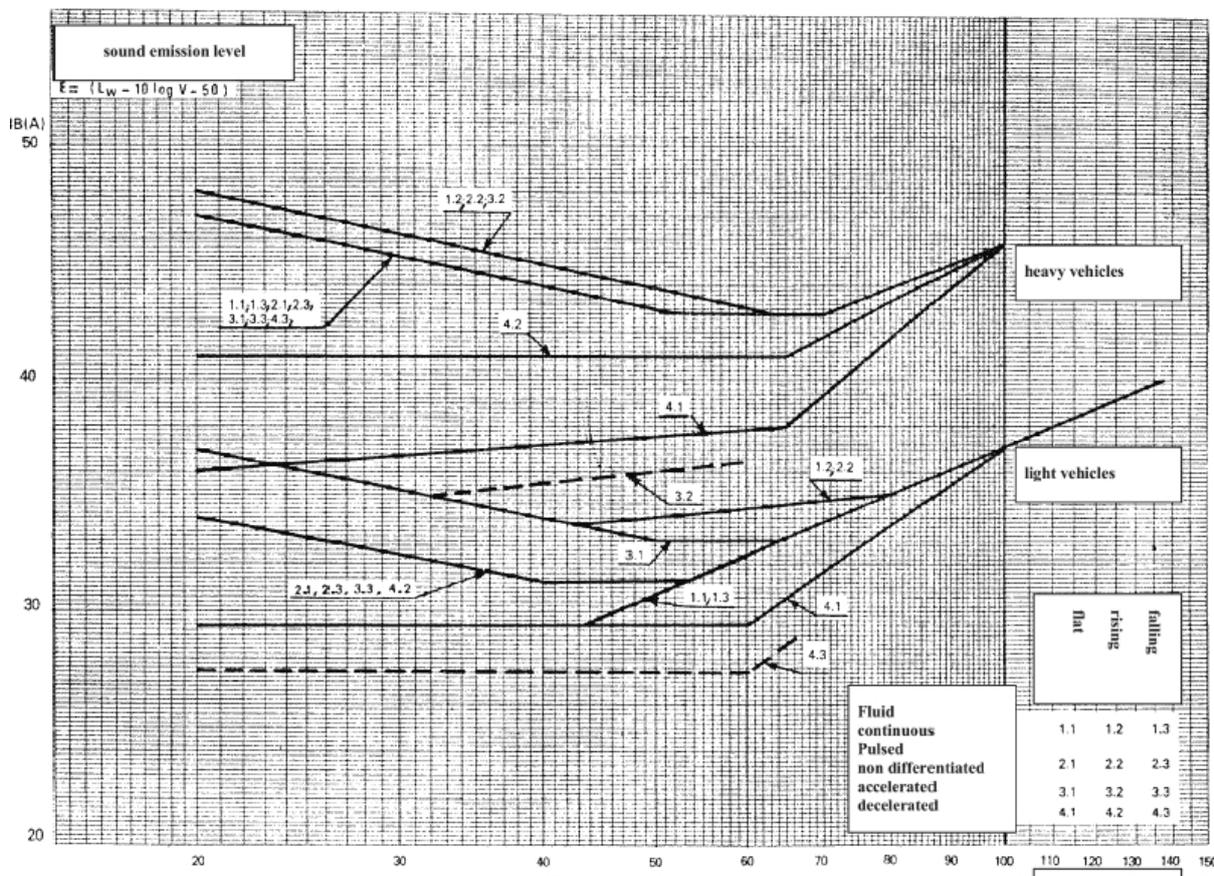


Figura n. 11.7.1: Emissione sonora del singolo veicolo ($L_{Aeq,h}$) per varie condizioni di marcia.

Il primo tipo di dato ha interesse soprattutto nel progetto di nuove infrastrutture, ovvero quando l'infrastruttura non è ancora esistente. Al contrario, là dove si intenda eseguire una mappatura del territorio, con sorgenti sonore in esercizio, conviene, invece, condurre rilievi fonometrici in quanto, se condotti con adeguate metodologie, sono maggiormente rappresentativi della rumorosità effettiva dell'infrastruttura. I rilievi, qualora eseguiti in posizioni opportunamente prescelte ai fini della propagazione sonora, sono assai utili per la calibrazione del modello numerico in relazione alla realtà territoriale in esame.

In merito alla simulazione numerica della propagazione sonora nell'ambiente esterno, circostante l'infrastruttura stradale, il grado di approssimazione dipende principalmente da due elementi: da un lato l'algoritmo utilizzato, dall'altro la possibilità di tenere adeguatamente conto degli elementi territoriali (edifici, ostacoli, superfici riflettenti, orografia, ecc.) che alterano la libera propagazione del campo sonoro.

Come già riferito la Direttiva Europea 2002/49/CE, richiede l'impiego, per la stima del rumore da traffico veicolare, del modello francese NMPB-Routes-96. In alternativa, per le sole valutazioni di area vasta semplificate è possibile utilizzare il metodo descritto nella norma ISO 9613-2, raccomandato dalla Direttiva Europea stessa per le sorgenti industriali, che di fatto, con alcuni adattamenti, coincide con una versione semplificata (stima del valore complessivo in dB(A) anziché per bande di frequenza) dell'algoritmo di propagazione favorevole (stima cautelativa) usato dal modello francese.

La differenza principale fra questi due modelli riguarda le modalità con le quali si tiene conto degli effetti meteorologici sulla propagazione del campo acustico. In particolare, l'algoritmo francese prevede la determinazione del livello sonoro di lungo termine $L_{Aeq,TL}$ secondo la relazione seguente:

$$L_{Aeq,TL} = 10 \cdot \log \left[p_f \cdot 10^{(L_{Aeq,f}/10)} + (1 - p_f) \cdot 10^{(L_{Aeq,h}/10)} \right] \quad [\text{dB(A)}]$$

in cui p_f è la percentuale del tempo a lungo termine (TL) in cui si registrano condizioni favorevoli alla propagazione sonora determinanti il livello $L_{Aeq,f}$ (riconducibili a condizioni di vento portante e di inversione termica), ed analogamente $(1-p_f)$ è la rimanente percentuale del tempo TL alla quale si assegna il livello $L_{Aeq,h}$ che si determina quando si verificano condizioni omogenee. Ne consegue la necessità di conoscere la percentuale, ricavata sul lungo termine, di occorrenza dei fenomeni relativi a ciascun tipo di condizione meteorologica per ogni percorso sorgente-ricettore.

In Italia, purtroppo, non sono attualmente disponibili mappe micro-climatiche contenenti informazioni di questo tipo, né d'altra parte risulta facile stimare la percentuale di condizioni omogenee e favorevoli per ogni zona del territorio sulla base dei dati meteorologici reperibili.

Stanti le carenze sui dati meteorologici, non è ad oggi possibile in molti casi una implementazione completa del modello francese. Si propone pertanto di svolgere una duplice simulazione numerica (in condizioni meteo favorevoli e in quelle omogenee) per i ricettori posti a distanza considerevole dall'infrastruttura, ovvero superiori a 200 metri, al fine di valutare la massima variabilità dei livelli stimati.

In assenza di ogni indicazione sulle condizioni meteo prevalenti, il documento predisposto dal gruppo di lavoro della Commissione Europea WG-AEN propone i valori riportati nella Tabella 11.7.1 sottostante ("toolkit 10").

Tabella 11.7.1: Valori medi annuali di occorrenza di condizioni favorevoli alla propagazione sonora da impiegare in assenza di dati meteo locali

Periodo	Probabilità media di occorrenza durante l'anno
Giorno (07-19)	50% condizioni favorevoli alla propagazione
Sera (19-23)	75% condizioni favorevoli alla propagazione
Notte (23-07)	100% condizioni favorevoli alla propagazione

Una scelta diversa potrà essere effettuata dove nozioni qualitative sull'andamento dei venti consentano di ritenere prevalente, in un determinato periodo di riferimento, una condizione di vento contrario alla propagazione (ad esempio in presenza di brezze di mare in periodo diurno).

Ad integrazione di quanto detto, e indipendentemente dalla distanza rispetto all'asse viario, la doppia analisi dovrebbe essere condotta anche in tutti i casi dove risulti un'evidenza sperimentale dell'influenza dei fenomeni meteorologici sul livello sonoro al ricettore.

a - Parametri

Nel dettaglio l'applicazione del modello presuppone la conoscenza o il calcolo dei seguenti parametri di input:

- l'emissione acustica E della sorgente di emissione, differenziata per tipologia di veicoli; essa rappresenta il livello sonoro in dB(A) calcolato sull'isofona di riferimento, corrispondente

-
- a un solo veicolo all'ora;
 - suddivisione della strada in tratti omogenei;
 - informazioni di carattere tecnico e fonometrico sulla tipologia dei veicoli (leggeri e pesanti);
 - velocità media (tramite calcolo della mediana; con minimo di 20 km/h) per ogni tratto stradale omogeneo;
 - definizione dei profili longitudinali delle arterie stradali, per tenere conto della differenza di emissione sonora in funzione dell'inclinazione della carreggiata (specificazioni di pendenza maggiore o minore del 2%);
 - descrizione della tipologia di flusso di traffico che tiene conto dell'accelerazione, della decelerazione, del carico del motore e del movimento discontinuo o continuo del traffico. Sono definite per semplificare questa richiesta quattro categorie:
 1. flusso fluido continuo;
 2. flusso continuo disuniforme;
 3. flusso accelerato disuniforme;
 4. flusso decelerato disuniforme.
 - informazioni sulla tipologia del manto stradale in quanto, oltre una certa velocità, il rumore emesso da un veicolo è dominato dal rumore di contatto del pneumatico sul fondo stradale, dipendente dalla velocità del veicolo, dal tipo di rivestimento stradale (per esempio superfici porose e rivestimenti antirumore) e dal tipo di pneumatico.

b - Descrizione della sorgente

Per i dati di ingresso concernenti l'emissione il modello fa riferimento al documento "Guide du bruit des transports terrestres, fascicule prévision des niveaux sonores" del CETUR, 1980.

Il livello di emissione acustica del singolo veicolo è caratterizzato dal livello sonoro massimo $L_{A,max}$, in dB, misurato a 7,5 m dall'asse di passaggio del veicolo.

Questo livello è determinato separatamente per diversi tipi di veicolo, velocità e flussi di traffico.

La pendenza stradale è presa in considerazione mentre non lo è esplicitamente la superficie stradale.

Le misurazioni vanno effettuate per veicoli in movimento su superfici stradali in calcestruzzo di cemento, in calcestruzzo bituminoso molto sottile 0/14, in calcestruzzo bituminoso semiconglomerato 0/14, con rivestimento superficiale 6/10, con rivestimento superficiale 10/14.

Successivamente si aggiunge una correzione di pavimentazione.

Le misurazioni si possono effettuare su singoli veicoli isolati nel traffico o su circuiti specifici in condizioni controllate.

La velocità del veicolo va misurata con un radar Doppler, con accuratezza del 5 % circa a basse velocità.

Il flusso di traffico è determinato per osservazione soggettiva (accelerato, decelerato o fluido) o per misurazione.

Il microfono è posto a 1,2 m dal suolo e a 7,5 m di distanza orizzontale dall'asse di spostamento del veicolo.

Per l'impiego con la norma XPS 31-133 e secondo le specifiche della "Guide du Bruit 1980", il livello di potenza sonora L_w e l'emissione acustica E sono calcolati dal livello di pressione

$$L_w = L_p + 25,5$$

sonora misurato L_p e dalla velocità del veicolo v mediante:

c - Correzione meteorologica

$$L_{LT} = 10 \cdot \log \left(p \cdot 10^{L_F/10} + (1-p) \cdot 10^{L_H/10} \right)$$

Il livello a lungo termine L_{LT} si calcola mediante la formula seguente:

ove:

L_F è il livello acustico calcolato in condizioni favorevoli di propagazione del rumore;

L_H è il livello acustico calcolato in condizioni omogenee di propagazione del rumore;

p è l'incidenza nel lungo periodo di condizioni meteorologiche favorevoli alla propagazione del rumore.

Mediamente la differenza fra il livello misurato in condizioni favorevoli e omogenee può essere di 8 dB. Confrontando i risultati fra $p = 10\%$ e $p = 60\%$ si trovano differenze dell'ordine di 4,4 dB per cui risulta chiara l'importanza di una conoscenza accurata delle condizioni meteo nelle configurazioni ambientali ove siano rilevanti per la propagazione.

Le percentuali p predefinite nel modello sono state ricavate nelle 18 aree omogenee in cui è stato suddiviso il territorio francese, per ciascuna delle quali sono state elaborate le curve di isovalore di p per i periodi diurno e notturno; analoga procedura è stata svolta per le grandi città.

d - Adeguamenti alla END

Alcuni adeguamenti sono necessari per implementare il modello. In particolare:

- occorre introdurre i nuovi descrittori acustici, inclusi i tre periodi giorno, sera e notte, conformemente alla direttiva 2002/49/CE;
- i dati di emissione della sorgente riportati nella "Guide du Bruit" sono da adeguare per introdurre le correzioni relative alla superficie stradale e ai veicoli attuali;
- occorre definire accuratamente la percentuale di occorrenza delle condizioni favorevoli;
- occorre scegliere i dati meteorologici a livello nazionale per costituire una tabella del coefficiente di attenuazione atmosferico, in funzione della temperatura e dell'umidità relativa, tipiche nelle diverse regioni europee interessate secondo le specifiche della ISO 9613-1.

11.8 Rumore aeroportuale: confronto tra il modello INM (Integrated Noise Model) e le direttive ECAC (Standard Method of Computing Noise Contours around Civil Airports): similitudini e differenze

Non esiste un'unica metodologia, accettata a livello internazionale, per la modellizzazione del rumore aeroportuale. Tuttavia sono state pubblicate le procedure raccomandate dalle tre maggiori organizzazioni che si occupano di rumore aeronautico, in particolare l'International Civil Aviation Administration (ICAO), l'European Civil Aviation Conference (ECAC) e la Society of Automotive Engineer (SAE).

I fondamenti di questi documenti sono gli stessi, anzi la seconda edizione del Doc. 29 dell'ECAC, pubblicata a undici anni di distanza dalla prima, si basa proprio sulla circolare 205 dell'ICAO. Si può affermare, quindi, che gli standards siano solamente due, molto simili tra loro,

ed essi siano la base praticamente di tutti i modelli per la previsione del rumore aeroportuale.

Tra questi, il più usato a livello internazionale è l'INM, della Federal Aviation Administration (FAA), che adotta le procedure descritte nel documento della SAE. Questo modello è stato sviluppato con la collaborazione del *John A. Volpe National Transportation Systems Center, Acoustic Facility (Volpe Center)* e *ATAC corporation*, e la sua versione attuale è la 6.2 disponibile da maggio 2006.

Questo modello permette di ottenere curve di isolivello acustico per una serie di indici di rumore e, grazie alla georeferenziazione delle piste e delle traiettorie, è possibile sovrapporre le curve ottenute ad una cartografia in formato CAD della zona di interesse, come mostrato in modo esemplificativo nella Figura n. 11.8.1.



Figura 11.8.1: Sovrapposizione di un tracciato cartografico in formato CAD e di alcune traiettorie aeree

Nel seguito descritti i dati di input delle due procedure sopra citate ed analizzate le varie fasi di calcolo del modello INM e le metodiche indicate nel documento dell'ECAC, cercando di mettere in luce le eventuali differenze.

a - Parametri in ingresso

Il punto di partenza, in entrambi i documenti, sono le curve NPD (*Noise-Power-Distance*), che consistono in una serie di livelli sonori in dB (SEL oppure L_{Amax}) relativi a diverse combinazioni della potenza dei motori e della distanza tra l'aeromobile e l'osservatore. L'INM contiene un database che comprende quasi tutti i tipi di aeromobili operanti nelle flotte mondiali ed è possibile inserire delle nuove curve definite dall'utente.

Una specifica procedura consente di acquisire tali dati: durante tale misura, l'aereo deve seguire una traiettoria rettilinea di lunghezza "infinita" ad una quota prefissata (che può variare da 100 m a 800 m a seconda del tipo), con una velocità di riferimento di 160 nodi. Inoltre, le condizioni di misura devono essere quelle "standard" adottate nelle procedure di certificazione degli aeromobili, come indicato da documenti dell'ICAO e della FAA, riguardanti il tipo di terreno, la temperatura, la pressione e l'umidità dell'aria.

I dati acquisiti vengono poi corretti, per tener conto, nella successiva fase di calcolo, delle

variazioni della velocità durante il volo, dell'assorbimento acustico dell'atmosfera, della divergenza geometrica e degli effetti dovuti alla durata nel tempo del passaggio dell'aeromobile sopra la postazione di misura.

Ai fini della modellizzazione vanno poi considerate le caratteristiche dell'aeroporto, quelle degli aerei ed, infine, dell'osservatore.

Le informazioni da acquisire relative all'aeroporto riguardano l'altitudine sul livello del mare, la temperatura e la pressione atmosferica medie per il periodo dell'anno considerato.

Per ogni tipo di aeromobile che opera sull'aeroporto, oltre naturalmente alle curve NPD, sono necessarie le seguenti informazioni:

- il tipo di operazione compiuta dall'aeromobile (atterraggio, decollo, sorvolo, *touch-and-go* e prova motori);
- il numero di operazioni di ciascun tipo in un giorno medio di riferimento, con particolare riferimento al periodo della giornata (Day, Evening o Night), a seconda dell'indice di rumore prescelto;
- per ogni operazione la sua traiettoria tridimensionale rappresentata con una serie di segmenti rettilinei ed archi di circonferenza.

Oltre alle informazioni sulla sorgente di rumore sono necessarie anche quelle che riguardano la posizione dell'osservatore. Sia nell'INM che nelle procedure ECAC, i contorni di isolivello acustico sono ottenuti mediante l'interpolazione di valori discreti dell'indice di rumore, calcolati nei punti di intersezione di una griglia centrata sull'aeroporto. La scelta della distanza tra i punti della griglia determina l'errore sulle oscillazioni dell'indice di rumore e di conseguenza la qualità dei contorni delle isofoniche, specialmente nelle zone in cui si hanno bruschi cambiamenti. Gli errori di interpolazione vengono ridotti diminuendo la distanza tra i punti, ma di conseguenza si ha un incremento del tempo di calcolo.

Da numerosi studi comparativi si è dedotto che un buon compromesso tra accuratezza (deviazione standard entro 0,5 dB per le isofoniche dei livelli medi di rumore) e velocità di calcolo è dato da una spaziatura di 300 m tra i punti. Oltre ad una griglia regolare, possono essere usate anche suddivisioni irregolari della griglia ottenute tramite algoritmi ricorsivi, contemporaneamente a sofisticate tecniche di interpolazione e di *smoothing*, che permettono di diminuire il numero dei punti di calcolo senza perdite eccessive nell'accuratezza dei contorni delle isofoniche.

b - Procedure di calcolo

Nel Doc. 29 dell'ECAC, viene descritta la procedura da seguire per calcolare il rumore prodotto dal singolo aeromobile. Per ogni movimento vengono calcolate le informazioni sulla posizione dell'aeromobile e sulla spinta dei motori (*corrected net thrust per engine*) per ogni tratto del profilo di decollo o atterraggio. Per ogni punto della griglia viene calcolata la distanza più breve (d) dalla traiettoria di volo (*flight path*) ed i dati di rumore delle curve NPD vengono interpolati per ottenere il livello (L) a quella distanza e con quella spinta (ξ). Si applicano poi fattori di correzione: per l'attenuazione laterale (Λ), per la direzionalità della sorgente all'inizio della fase di rullaggio (\emptyset_L), per la velocità dell'aeromobile (\emptyset_V) e per gli effetti delle virate nella traiettoria (\emptyset_T). Quindi il livello, in un punto della griglia, è dato dalla seguente espressione:

$$L(x,y)=L(\xi,d)+\Lambda+\emptyset_L+\emptyset_V+\emptyset_T$$

dove \varnothing_L è calcolato solamente dietro l'aeromobile nel punto di inizio della fase di rullaggio ed è nullo altrove, e \varnothing_V e \varnothing_T hanno significato solo quando l'indice di livello L è il SEL.

Questo calcolo è ripetuto per lo stesso punto della griglia per tutti i movimenti di tutti i tipi di aeromobili che operano nel periodo di tempo in cui si vogliono calcolare le isofoniche e, successivamente, per tutti gli altri punti della griglia.

Esiste però una tecnica più raffinata, che è quella usata dalla maggior parte dei programmi di modellizzazione, tra i quali anche lo stesso INM: quella della segmentazione. Questa consiste nel suddividere la traiettoria di volo in segmenti, ciascuno dei quali rispondente alle condizioni richieste per usare le curve NPD (tratto rettilineo a velocità e potenza costanti). Per ogni segmento è calcolato il livello sonoro che viene corretto per tutta una serie di fattori che sono di seguito analizzati. Tutti i contributi dei diversi segmenti sono quindi sommati per ottenere il livello complessivo. Naturalmente più elevato è il livello di segmentazione e più sono accurati i risultati, ma nel contempo aumentano i tempi di calcolo.

Nel descrivere questo processo analiticamente, come descritto nel manuale tecnico dell'INM, si mettono in evidenza le differenze con quanto descritto nelle procedure ECAC per le varie correzioni.

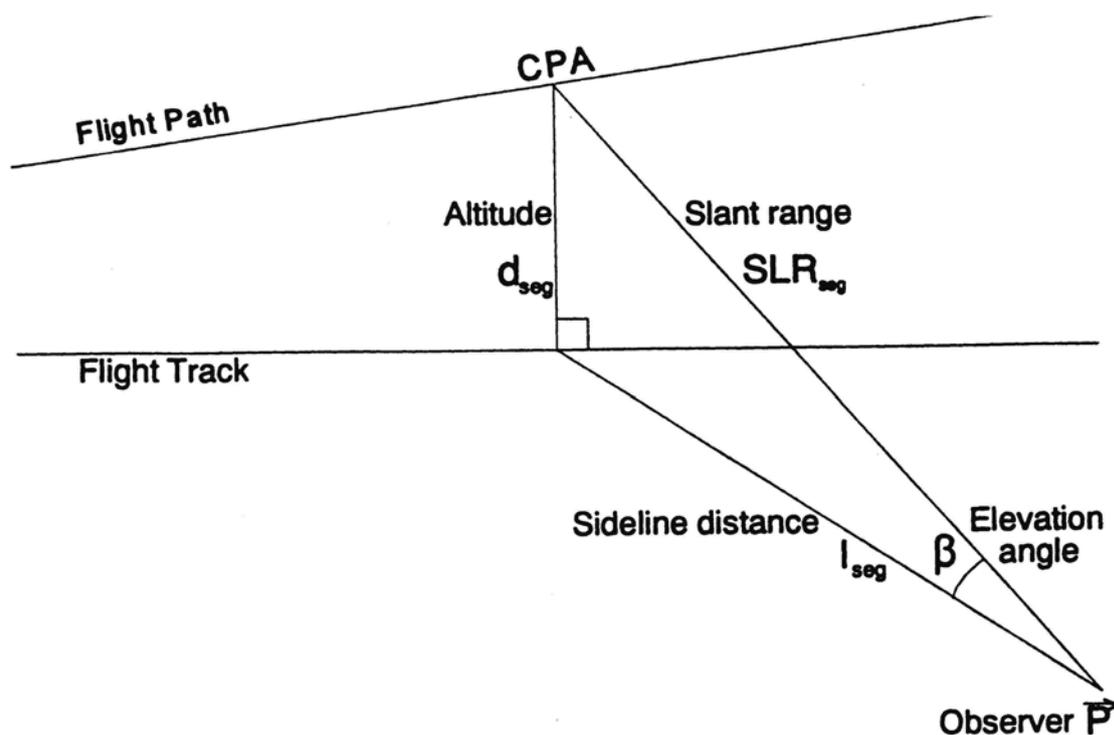


Figura 11.8.2: Costruzione della traiettoria tridimensionale di volo (flight path)

La traiettoria tridimensionale percorsa dall'aeromobile viene costruita unendo insieme il *flight profile*, che rappresenta l'altezza dell'aeromobile in funzione della distanza, e la proiezione al suolo della rotta stessa, chiamata *ground track*. Quest'ultima può essere inserita punto per punto, oppure in modo vettoriale tramite tratti rettilinei ed archi di circonferenza che verranno poi con-

vertiti anch'essi in segmenti.

La creazione del flight profile è più complessa in quanto richiede, per ogni punto, la conoscenza di informazioni, oltre che sulla posizione, anche sulla velocità (*true airspeed=TAS*) e sulla spinta dei motori (*corrected net thrust per engine*). La velocità letta sugli strumenti dell'aeromobile (*calibrated airspeed=CAS*) corrisponde alla TSA in condizioni di atmosfera standard (ISA), al livello del mare, altrimenti deve essere corretta.

Un parametro fondamentale è la spinta dei motori essendo legata, tramite le curve NPD, al rumore prodotto. Il parametro corretto si ricava da quello misurato in fase di certificazione in condizioni standard, dividendolo per il coefficiente di pressione $d=(P/P_0 + \text{correzioni})$. L'INM fornisce un'equazione per ricavare d direttamente dei dati di input.

Come indicato anche dalle procedure ECAC, l'INM suddivide il *profile* in segmenti a seconda del tipo di operazione: rullaggio al decollo, salita, accelerazione, segmento orizzontale, salita a velocità di crociera, discesa, atterraggio, decelerazione. I parametri relativi a ciascun segmento vengono ricavati da quello precedente, oppure calcolati come di seguito descritto.

c - Calcolo dei parametri fisici e geometrici per ogni segmento

Per ogni segmento si definisce la *slant distance* come la distanza tra il punto del segmento, o del prolungamento di questo, più vicino all'osservatore (PCPA) e l'osservatore stesso. Quindi, se l'osservatore si trova davanti o dietro al segmento, il punto più vicino è l'intersezione della perpendicolare condotta dal punto di osservazione al segmento con il prolungamento di questo, mentre se l'osservatore si trova lateralmente al segmento il punto più vicino è l'intersezione della perpendicolare al segmento con il segmento stesso. Si definisce, inoltre, come CPA il punto del segmento più vicino all'osservatore, che coincide con il PCPA nel caso in cui l'osservatore si trovi lateralmente al segmento, e corrisponde invece al punto iniziale o finale del segmento nel caso in cui l'osservatore si trovi rispettivamente dietro o davanti a questo.

I parametri fondamentali relativi al CPA sono calcolati mediante interpolazione lineare di cui si riportano di seguito le formule.

- Velocità' (AS_{seg})

$$AS_{seg} = AS_{p1} + [d_{AS} / L] \times \emptyset(AS)$$

dove:

AS_{p1} = velocità all'inizio del segmento;

d_{AS} = distanza, lungo il segmento, tra l'inizio del segmento e il CPA;

L = lunghezza del segmento;

$\emptyset(AS)$ = variazione della velocità lungo il segmento.

- Altitudine (d_{seg})

$$d_{seg} = (P_1)_z + d_{AS} \times [(P_1P_2)_z / L]$$

dove:

$(P_1)_z$ = altitudine del punto iniziale del segmento;

$(P_1P_2)_z$ = variazione dell'altitudine lungo il segmento.

- Potenza (P_{seg})

$$P_{seg} = P_{p1} + [d_{AS} / L] \times \emptyset P$$

dove:

P_{p1} = potenza all'inizio del segmento;

$\emptyset P$ = variazione della potenza lungo il segmento.

- Distanza (l_{seg}) tra la proiezione al suolo del CPA e l'osservatore

$$l_{seg} = [l(SLR_{seg}^2 - d_{seg}^2)]^{1/2}$$

dove SLR_{seg} è la distanza tra osservatore e CPA (*slant range*).

d - Interpolazione o estrapolazione del livello di rumore

Nelle curve NPD, data la potenza del motore, viene graficato il livello sonoro in funzione del logaritmo in base dieci della *slant distance* (d). Per calcolare il livello sonoro per una qualsiasi configurazione distanza-potenza si usano un'interpolazione o un'estrapolazione lineare (Figura n. 11.8.3).

Siano P_i e P_{i+1} due valori di potenza per cui siano tabulati i livelli sonori a una certa distanza. Il livello di rumore alla stessa distanza per una potenza P sarà dato da:

$$L_P = L_{P_i} + (L_{P_{i+1}} - L_{P_i}) \times [(P - P_i)/(P_{i+1} - P_i)]$$

Analogamente, per una data potenza siano d_i e d_{i+1} due distanze per cui sono tabulati i livelli sonori. Il livello di rumore ad una distanza d sarà quindi:

$$L_d = L_{d_i} + (L_{d_{i+1}} - L_{d_i}) \times [(\log d - \log d_i)/(\log d_{i+1} - \log d_i)]$$

In questo modo si ha il valore $L_{P,d}$ per ogni valore di potenza e distanza.

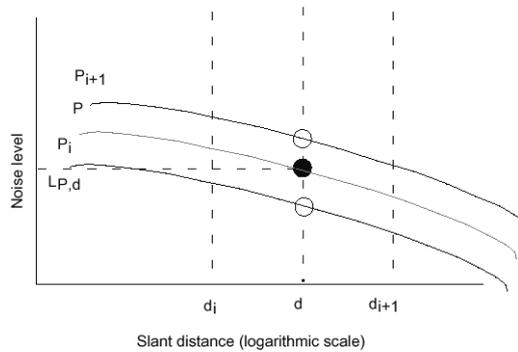


Figura 11.8.3: Determinazione del valore $L_{P,d}$ da valori noti di potenza e slant distance.

e - Correzione dell'impedenza acustica

Prima di utilizzare $L_{P,d}$ ricavato come descritto, è applicata una correzione per l'impedenza acustica in condizioni non standard di pressione e temperatura (AI_{adj}).

L'impedenza acustica è definita come il prodotto della densità del mezzo, in questo caso l'aria, per la velocità del suono in detto mezzo e in condizioni standard è pari a $r_0 c_0 = 409,81$ [N sec/m³]. La correzione è data da:

$$AI_{adj} = 10 \log_{10} [\rho c / 409.81] \quad (\text{dB})$$

dove:

$$\rho c = 416.86 [\delta / \theta^{1/2}]$$

$$\delta = P / P_0 + \text{correzioni}$$

$$\theta = T / T_0$$

f - Correzioni per la frazione di rumore generata da ogni segmento del flight path

I livelli L_{pd} estrapolati dalle curve NPD rappresentano il livello di esposizione al rumore associato ad un *flight path* di lunghezza infinita. Nell'INM la traiettoria è schematizzata con una serie di segmenti di lunghezza finita, ciascuno dei quali apporta il proprio contributo al rumore totale generato dell'aeromobile. Nel caso si debbano calcolare livelli di esposizione al rumore integrati nel tempo, per ogni segmento, all' L_{pd} ricavato dalle curve NPD è applicata una correzione per tenere conto della frazione di rumore che questo rappresenta, considerando la particolare posizione dell'osservatore rispetto al segmento stesso. La correzione è calcolata per mezzo di un algoritmo basato su un modello di radiazione sonora dipolare a 90 gradi.

g - Correzione per la velocità dell'aeromobile

Questa correzione prende in considerazione gli effetti della variazione della velocità nel tempo, e si applica, anche in questo caso, solamente ai livelli di esposizione al rumore variabili e non ai livelli massimi che sono indipendenti dal tempo.

I valori di SEL nelle curve NPD sono riferiti ad una velocità di 160 nodi; per velocità diverse la correzione è data da:

$$AS_{adj} = 10 \log_{10} [160 / AS_{seg}] \quad (\text{dB})$$

dove AS_{seg} è la velocità al CPA definita precedentemente.

h - Correzioni per l'attenuazione laterale

Correggere l'attenuazione laterale significa prendere in considerazione i seguenti effetti sul rumore dell'aeromobile, dovuti alla propagazione del suono sopra il terreno:

- riflessione;
- rifrazione;
- effetti di schermo dell'aeromobile e altri eventuali effetti dovuti all'installazione del motore sulla struttura.

La correzione è calcolata in funzione di parametri empirici ed è ricavata da misure sperimentali eseguite su un terreno acusticamente assorbente, come l'erba. Di conseguenza, se la propagazione da sorgente a ricettore avviene principalmente sopra una superficie acusticamente riflettente (ad esempio acqua) può accadere che l'INM sottostimi il livello di rumore.

Se l'aereo è a terra si usa la seguente equazione:

$$\begin{aligned} G(l_{seg}) &= 15.09 [1 - e^{-0.00274l_{seg}}] && \text{per } 0 < l_{seg} < 914 \text{ m} && (\text{dB}) \\ G(l_{seg}) &= 13.86 && \text{per } l_{seg} > 914 \text{ m} && (\text{dB}) \end{aligned}$$

con l_{seg} definito precedentemente.

Se invece l'aereo è in volo:

$$\begin{aligned} \Lambda(\beta) &= 3.96 - 0.066 \beta + 9.9 e^{-0.13 \beta} && \text{per } 0^\circ < \beta < 60^\circ && (\text{dB}) \\ \Lambda(\beta) &= 0 && \text{per } 60^\circ < \beta < 90^\circ && (\text{dB}) \end{aligned}$$

dove β è l'angolo tra il semento SLR_{seg} e il piano contenente l'osservatore.

L'attenuazione laterale totale, considerando sia la propagazione terra-terra che quella aria-

terra, è data da:

$$LA_{adj} = G(l_{seg}) \Lambda(\beta) / 13.86 \quad (\text{dB})$$

Queste formule sono tratte dal documento AIR 1751 (1981) della SAE e sono valide solo per assenza di vento. Nel Doc. 29 dell'ECAC viene fornita, oltre alle precedenti, anche una formula valida in condizioni di vento moderato (di velocità di 2 m/s perpendicolarmente alla traiettoria).

In realtà le formule sono le stesse, ma viene ricalcolato l'angolo β :

$$\beta' = \beta + \Lambda\beta (l_{seg})$$

dove:

$$\Lambda\beta (l_{seg}) = 1.13 ((l_{seg})^2 + 525) - 3.03 \quad \text{per } l_{seg} < 914 \text{ m}$$

$$\Lambda\beta (l_{seg}) = 3.66 \quad \text{per } l_{seg} \geq 914 \text{ m}$$

i - Ulteriori correzioni

Sia nell'INM che nelle procedure ECAC sono presenti correzioni per la direttività della sorgente, applicabili nel caso specifico del calcolo del rumore dietro l'aereo nella fase di rullaggio al decollo o durante le prove motori.

Inoltre nel documento dell'ECAC sono indicate due procedure da applicare nel caso di cambiamento della potenza lungo il *flight profile* e nel caso l'aeromobile compia delle curve in volo e l'osservatore a terra si trovi nella parte interna o esterna di queste.

Queste correzioni non sono presenti nell'INM in quanto in questo modello è usata, come detto, la tecnica della segmentazione che da un lato permette di risolvere i problemi connessi con i cambiamenti repentini dei parametri tra un tratto e l'altro del *profile* e, dall'altro, suddivide anche le curve stesse in tratti rettilinei che sono così elaborati tutti allo stesso modo.

12. GLI STUDI SOCIO ACUSTICI IN ITALIA

A livello europeo, vengono condotti con regolarità indagini socio-acustiche sulla popolazione, specie nei paesi nordici (Scandinavia, Danimarca, Paesi Bassi, Regno Unito, Germania, Belgio). Esse tuttavia non hanno uno standard sufficientemente armonizzato, sia nella metodologia, (esistono survey postali, interviste *face to face*, survey telefonici, survey a diario), sia nella loro formulazione, ovvero nella specificità delle domande e nell'utilizzo di scale di giudizio opportune per rispondere ad essi.

Un progetto europeo intitolato “*HIS and HIS/HES evaluations and models*” ha avuto proprio come suo obiettivo principale l'armonizzazione del *design* e l'uniformità d'espressione dei quesiti di questi studi, per tutti i principali determinanti ambientali.

Il survey olandese condotto dal RIVM (*Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu*) sull'annoyance, il disturbo del sonno, gli appetiti sanitari, la percezione del rischio e la soddisfazione residenziale, nei dintorni dell'aeroporto di Schipol, del 1996, costituisce un riferimento internazionale ed un punto di partenza su cui basare, a livello europeo, i futuri monitoraggi dello stato di salute della popolazione, relazionabili al rumore esterno.

L'esperienza olandese ha rivelato il raggiungimento d'informazioni più precise e approfondite, rispetto a quelle fornite dai comuni registri epidemiologici, ed al contempo il verificarsi di un effetto di falso allarme o ingigantimento del fenomeno, dovuto ad una selezione intrinseca di una particolare tipologia di persone rispondenti al *survey*, che per tutta una serie di variabili individuali, chiamate tecnicamente confondenti, sono propense a dichiarare un alto giudizio *d'annoyance*.

Estremamente significativo e limitante è il basso *rate* di risposta che comunque quasi sempre caratterizza questi studi, in praticamente tutti i Paesi che ne sono stati teatro. Obiettivo fondamentale del progetto “*HIS and HIS/HES evaluations and models*” è stato anche quello di capire come sia possibile innalzare questo tasso di risposta e comprendere le vere motivazioni per cui le persone coinvolte effettivamente spesso si rifiutano di partecipare.

Per quanto attiene la conoscenza dell'esposizione della popolazione italiana a rumore, non è di certo considerabile come soddisfacente il livello di conoscenza che attualmente possiedono gli organi di controllo e vigilanza sull'ambiente.

L'assenza di una precisa indicazione, nel contesto normativo nazionale, sull'argomento ha fatto sì che i pochi dati raccolti in Italia siano il risultato di iniziative locali, spesso legate alla redazione di relazioni sullo stato acustico o di piani di risanamento acustico comunali, voluti invece esplicitamente da appositi articoli della legge quadro L. 447/95 sull'Inquinamento Acustico. Essi, comunque, non solo sono pochi, ma anche riferiti a realtà di esposizione e urbanizzazione molto diverse e quindi caratterizzati da una certa disomogeneità metodologica.

Si deve quindi ammettere che, ad oggi, in Italia, non ci sono fonti d'informazione che possano permettere di “apprezzare” l'entità del problema dell'esposizione su scala nazionale, o su vasta scala territoriale.

Tra i rari studi disponibili nel nostro Paese, solo tre in particolare sembrano essere eleggibili a rango di inchieste socio-acustiche metodologicamente valide e corrette; troppo poco per permettere estrapolazioni statisticamente significative.

I surveys in questione, inoltre, hanno riguardato solo la valutazione di relazioni dose-effetto per esposizione a rumore da traffico stradale, in diversi contesti: urbano ed extraurbano non scor-

porati tra loro, ed uno di essi ha ormai più di un decennio di vita.

Essi tuttavia costituiscono l'unica banca dati italiana sull'argomento, al di là del vero obiettivo con cui al tempo furono svolti, ovvero quello di caratterizzare le singole realtà specifiche di inquinamento da rumore.

Le indagini a cui ci si riferisce sono in particolare quelle presentate nei lavori di:

- Bertoni D., Franchini A. et al. "Gli effetti del rumore dei sistemi di trasporto sulla popolazione", Pitagora ed., 1994.
- Masoero M., Papi D. e Sergi S. "Social/acoustic investigations into motorways and their noise pollution" (ISAIA Project) Final Report, Politecnico di Torino, 1998.
- Comune di Trento – Servizio Urbanistica "Indagine socio-acustica su un campione di abitanti dei quartieri di Cristo Re e di via Grazioli della città di Trento", Rapporto interno, 1999.

Complessivamente il campione degli intervistati nei tre studi ammonta a 1528 soggetti (908 a Modena, 320 a Torino e 300 a Trento), le metodologie utilizzate sono piuttosto comparabili, trattandosi d'interviste individuali, e quindi è estrapolabile quantomeno una riflessione qualitativa sui risultati complessivamente ottenuti.

La percentuale di popolazione, delle tre città in questione, altamente disturbata da rumore nel periodo notturno è visivamente rappresentata dai tracciati della Figura 12 di pagina successiva.

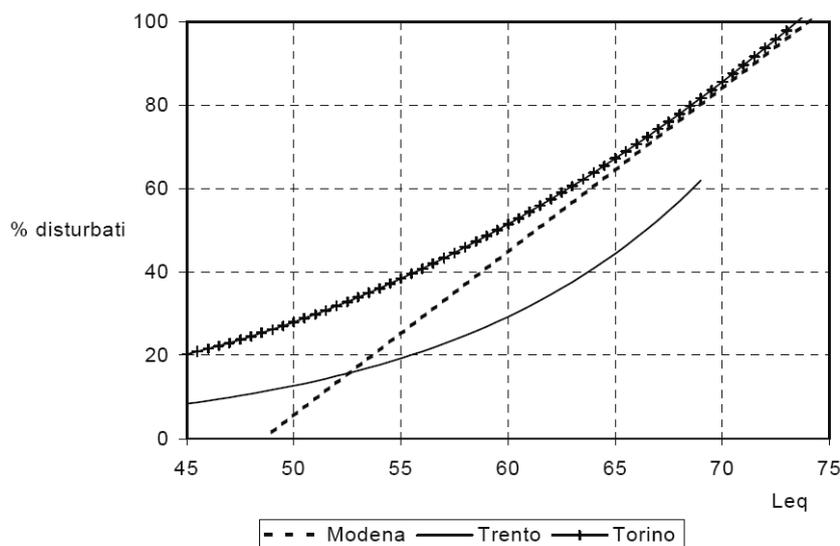


Figura 12: Percentuale di altamente disturbati in funzione del livello di esposizione notturno $L_{eqA}(22-6)$

La scelta del confronto in periodo notturno nasce fondamentalmente da motivi di comparabilità, sperando che in situazioni in cui il rumore provoca l'interruzione o l'alterazione di un'attività fisiologicamente molto importante quale il sonno, o comunque il bisogno di maggior quiete, si esprima un giudizio complessivo più fedele alla realtà e la varianza ad esso collegata sia più ristretta intorno al suo valor medio.

Va ricordato che l'indagine torinese, fu mirata a rilevare l'impatto del rumore da traffico di una grande arteria viaria, in contesto dunque extraurbano, prevedendo una scelta costretta del campione, che quindi non è stato randomizzato. I livelli sonori d'esposizione in questo studio

si collocano in intervalli di classe acustica medio-alta, facendo sì che non ci sia un'equa distribuzione del campione in *strata* d'esposizione.

Inoltre, lo studio torinese non specifica se la valutazione d'*annoyance* si riferisce a finestre aperte o chiuse, differenziazione che invece è chiaramente introdotta nei restanti due surveys. Per permettere il paragone con i dati di Torino, quelli di Modena e Trento sono riferiti alla situazione di maggior disturbo, ovvero a quella a finestre aperte, pensando che, nel caso dei campioni torinesi, sia stata evocata alla mente la situazione peggiore di fastidio, nel momento in cui si è deciso di quantificare il disturbo da rumore esterno.

Per valori di indice acustico superiori a 65 dB di $L_{eq,night}$, la percentuale di disturbati dal rumore causato da una grande arteria stradale, e quindi indicata dai risultati dello studio torinese, è sempre maggiore, a parità di livello sonoro, da quella dei campioni esposti a traffico urbano in genere; considerazione confermata, tra l'altro da altre ricerche a livello internazionale. E' invece più difficile da spiegare la differenza osservata fra i risultati ottenuti a Modena e Trento che rivelano un maggior disturbo notturno dei cittadini della prima città, rispetto alla seconda. Nel periodo diurno, invece, la situazione appare ribaltata. Sia i trentini che i modenesi sembrano comunque similmente disturbati, sia a finestre aperte che chiuse, in periodo notturno.

Queste perplessità, così come altre che potrebbero emergere dal confronto di questi studi, effettuati su numero esiguo di intervistati, con altri, sono certamente legate all'intervento di fattori non acustici, così detti confondenti, che modulano la risposta di disturbo da rumore e che al tempo di loro svolgimento, i tre surveys hanno tenuto in considerazione spesso solo qualitativamente, non portando ad un'opportuna correzione statistica d'effetto (*adjusted plots of annoyance*). Né tanto meno si è svolta, per essi, la correzione per la frazione di campione di non rispondenti, tramite la procedura tipica del *callbacks*, ed una loro opportuna pesatura statistica.

Nello studio sulla comunità modenese, nonostante si sia interpolati i dati con una semplice regressione lineare, si può osservare come per valori inferiori a 50 dB, la percentuale dei disturbati tende a zero, mentre una significativa percentuale, dal 30% al 60% di disturbati si colloca a livelli compresi fra 60 e 65 dB. Occorre segnalare, però, che tale percentuale non è direttamente confrontabile con le curve internazionali di Miedema, prodotte in anni successivi, sia per diversa valutazione dell'indice di *annoyance*. In modo particolare il punto di cutoff è stato scelto sensibilmente più in basso per il survey italiano (6 su 10, rispetto ad 8 su 10), comportando quindi una crescita delle percentuali riferite di persone disturbate da rumore, a parità d'indice acustico.

Per quanto riguarda lo studio sul campione di popolazione urbana della città di Trento, invece, si è proceduto relazionando i giudizi d'*annoyance* espressi su scala verbale a 4 categorie ai valori di esposizione a rumore ambientale esterno, ottenuti da simulazioni di *noise mapping*, risultanti dall'uso di apposito software, sia in periodo diurno che notturno. A differenza, quindi del caso di Modena e Torino, dove era comunque pesante la componente di monitoraggio acustico, per il noise survey di Trento, esso ha riguardato solo il processo di taratura del programma di simulazione.

L'analisi statistica dei risultati ha permesso di osservare a quali livelli il rumore esterno da luogo a sensibili reazioni di disturbo della popolazione, quali sono le sorgenti prevalentemente responsabili di tale disturbo e, come quesito quantomeno allora particolare ed innovativo, quanto i cittadini fossero disponibili a pagare per avere un ambiente abitativo meno rumoroso, (*Willingness to pay*), ai fini di ottenere indicazioni sul costo sociale dell'impatto acustico.

Altro elemento positivo che ha caratterizzato il protocollo metodologico dello studio trentino, è la ricognizione, svolta a posteriori, dell'orientamento dei vani costituenti l'alloggio degli

intervistati, in modo da procedere ad una più certa assegnazione di valori di esposizione diurna e notturna, *outputs* delle mappature di rumore, presenti su ogni facciata di ogni edificio, elaborate per le sole quote di 4.5 m e 10 m.

I confronti fra le relazioni dose-effetto evidenziate da queste indagini socio-acustiche e le curve standard internazionali devono fermarsi, quindi, per le diversità metodologiche illustrate, per gli scarti procedurali e di scala di giudizio, nonché per ragioni di trattazione statistica, purtroppo, solo ad un livello qualitativo.

13. STIMA DELLA POPOLAZIONE ESPOSTA

Premessa indispensabile per l'applicazione di qualsiasi procedura di associazione dai dati della popolazione ai livelli di esposizione è la disponibilità di cartografia digitale vettoriale adeguata, possibilmente tridimensionale, ed aggiornata con georeferenziazione dei dati riguardanti i diversi tematismi al fine di automatizzare, per quanto possibile, le procedure di calcolo. Su questo importante aspetto, purtroppo, si registrano gravi carenze che ostacolano sensibilmente l'applicazione delle metodologie formulate su un'ampia e diversificata scala territoriale limitando, pertanto, l'analisi comparativa dei risultati conseguibili ad un numero contenuto di scenari territoriali.

13.1 Procedure semplificate

La procedura più semplice (metodo A) per associare ai livelli sonori la popolazione residente è quello di implementare le funzionalità di un GIS e, in particolare, di sovrapporre la planimetria delle sezioni censuarie, dell'ultimo censimento ISTAT disponibile, con le curve d'isolivello sonoro ricavate dal calcolo del campo acustico. In questo modo la popolazione esposta a livelli superiori ad una soglia prefissata è determinabile come somma dei due seguenti elementi:

- l'insieme della popolazione residente inclusa nelle sezioni censuarie la cui superficie ricada interamente nelle fasce di superamento della soglia;
- una percentuale di popolazione residente nelle sezioni censuarie con superficie parzialmente all'interno delle fasce di superamento proporzionale alla frazione di superficie della sezione intercettata dalla fascia di superamento.

Un esempio di questa procedura è illustrato nella Figura 13.1 ove, insieme alla fascia di superamento del predefinito livello sonoro centrata rispetto alla strada, sono indicate tre sezioni censuarie A, B e C ciascuna con numero di residenti n_A , n_B e n_C . Poiché le sezioni B e C ricadono per il 50% e 30% nella fascia di superamento, il numero totale di residenti P esposto al superamento del predefinito livello sonoro è dato da: $P = n_A + 0,5 n_B + 0,3 n_C$.

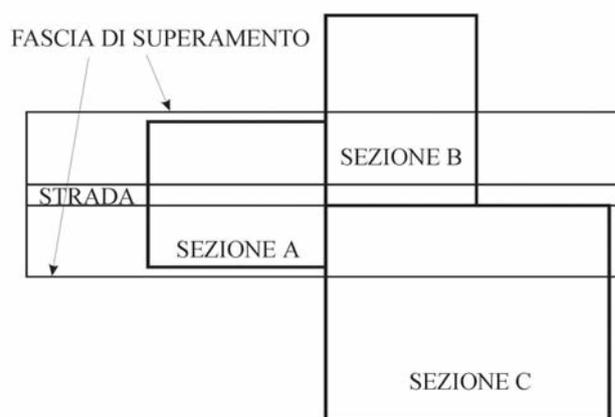


Figura n. 13.1: Esempio della procedura semplificata per la stima della popolazione esposta al superamento di predefiniti livelli sonori

Con questa procedura, il calcolo della popolazione esposta è affetto da un certo grado di approssimazione, essendo implicita l'assunzione che l'ambito territoriale ricadente all'interno delle isolivello delimitanti le fasce di superamento sia edificato in modo uniforme, con densità abitativa pari a quella media delle sezioni di censimento sottostanti. Le esperienze applicative mostrano che questa procedura può dare luogo a grossolani errori di stima.

Ad esempio nei casi ove vi sia un corridoio non edificato intorno all'infrastruttura stradale, che rende fortemente non omogenea la distribuzione della popolazione nelle sezioni di censimento interessate. Questa situazione è abbastanza ricorrente per le ferrovie e si può presentare spesso anche per le autostrade che, oltre a fruire di una fascia di rispetto urbanistico definita per legge, assai frequentemente sono contornate da aree verdi o da edificazione non residenziale. Ciò non è altrettanto consueto per le strade che, invece, sono frequentemente un "attrattore" di edifici e, conseguentemente, potrebbero dar luogo a disomogeneità di segno opposto.

In generale, sono formulabili tre differenti modalità di stima della popolazione esposta con grado crescente di accuratezza. Il presupposto fondamentale per procedere a tali stime è la disponibilità di cartografie digitali adeguate ed aggiornate.

La prima modalità (metodo A) è quella sopra descritta che prevede l'intersezione planimetrica delle curve di uguale livello sonoro con le sezioni di censimento.

Un affinamento della precedente procedura è costituita dalla seconda modalità di calcolo (metodo B) basata sull'individuazione nella Carta Tecnica Regionale (scala 1:10.000) degli edifici di tipo residenziale, se specificamente codificati. Si somma l'area dei singoli edifici per ricavare l'area edificata residenziale per ciascuna sezione di censimento. Si procede, quindi, a calcolare per ciascuna sezione di censimento la densità abitativa, riferita alla sola superficie degli edifici residenziali. Selezionando poi gli edifici investiti dalle curve di superamento del predefinito livello sonoro, è possibile calcolare la popolazione interessata come somma dei residenti in ciascun edificio, pari al prodotto della densità di popolazione per l'area dell'edificio. Un ulteriore affinamento consiste nel tenere conto dell'altezza degli edifici calcolando, quindi, una densità di popolazione volumetrica anziché areale. Ciò comporta, tuttavia, la disponibilità di una cartografia digitale in tre dimensioni, non sempre agevolmente reperibile o sufficientemente precisa.

La terza modalità di stima della popolazione esposta, (metodo C), consiste nel considerare gli edifici più vicini alla linea di traffico, come uno schermo acustico nei confronti di quelli retrostanti. Si procede, pertanto, a selezionare solo gli edifici ricadenti nella fascia di superamento che risultano non protetti da altri edifici. Questo metodo, rispetto ai precedenti che comportano solo elaborazioni automatiche (una volta "predisposti" i necessari dati geografici), richiede una selezione manuale degli edifici. Ciononostante, le risorse da impiegare sono inferiori rispetto ai metodi modellistici analitici, in grado di offrire una maggiore accuratezza. Diversamente dai due metodi precedenti, il metodo C può produrre anche una sottostima della popolazione esposta anche se, a fronte di un tempo di elaborazione più lungo, il valore ottenuto con questo procedimento appare più attendibile rispetto ai precedenti metodi, soprattutto in presenza di edificato denso.

Un'analisi comparativa dei risultati conseguibili con le tre procedure sopra descritte applicate a cinque realtà territoriali diverse è riportata nella Tabella 13.1 di pagina successiva, dalla quale emergono le differenze tra i valori ottenuti per il numero di residenti esposti al rumore dell'infrastruttura ferroviaria, all'interno della fascia di pertinenza acustica di quest'ultima.

Tabella 13.1: Confronto dei risultati sulla popolazione esposta conseguibili con le tre modalità di calcolo proposte.

Metodo	Grosseto (area urbana)	Montevarchi (area urbana)	Rosignano M. (area urbana)	Cecina	
				(area urbana)	(area extraurbana)
A	724	1954	2151	1310	103
B	52	602	1182	458	10
C	52	171	848	295	10

Una variante del metodo C può essere adatta per compiere indagini anche senza l'ausilio di informazioni georeferenziate sulla popolazione. In alcune tipologie di arterie le zone con elevati livelli di esposizione possono essere facilmente individuate anche su cartografia "raster", laddove l'arteria sia contornata da una fila continua di edifici (attraversamento di centri abitati). In questi casi si può limitare la stima dell'esposizione solo alla prima fila di edifici e la numerosità della popolazione esposta può, quindi, essere agevolmente ottenuta mediante una delle tre seguenti modalità:

- C1) Mediante sopralluogo si individuano i numeri civici iniziale e finale di ciascun tratto stradale interessato e all'anagrafe comunale si richiede il numero dei residenti nell'intervallo dei civici di interesse (in genere la richiesta è semplice perché riguardante un'unica via e numeri civici consecutivi).
- C2) Mediante sopralluogo si contano il numero di unità immobiliari coinvolte che si moltiplica per il numero di abitanti medio per appartamento nella zona (dato ISTAT disponibile a diversi livelli di aggregazione).
- C3) Si misura la lunghezza del tratto di strada interessato e si assume una lunghezza media delle abitazioni (per una stima di questo secondo dato si veda l'indagine condotta in Toscana. Il numero di unità immobiliari si ottiene dividendo la lunghezza del tratto di strada interessato per la lunghezza media delle abitazioni e moltiplicandolo per il numero medio in quel tratto di piani oltre il piano terra (in questa procedura si assume che a piano terra siano collocate funzioni non residenziali come garage, negozi, atri di ingresso, ecc.). Il numero di unità immobiliari così ottenuto si moltiplica per il numero di abitanti medio per appartamento nella zona (ad esempio dai dati del censimento 1991 si ricava un valore medio di occupazione pari 2,3 persone per abitazione per la Toscana e di 2,7 per la città di Roma).

a - Procedure dettagliate

Queste procedure sono finalizzate alla stima della popolazione residente in ciascun edificio. I metodi configurabili sono sostanzialmente tre.

I primi due metodi sono quelli già descritti per le valutazioni semplificate, (metodo B), che stimano la densità di popolazione superficiale o di volume a partire dalla popolazione nella sezione di censimento e dalla individuazione degli edifici residenziali. Trattandosi di procedure dettagliate è molto probabile che sia disponibile l'altezza al piano di gronda degli edifici e quindi il metodo da preferire è quello basato sulla densità volumetrica di popolazione.

Il terzo metodo richiede l'impiego di una carta dei numeri civici, da associare a ciascun edificio, per risalire al numero dei residenti attraverso i dati dell'anagrafe comunale. Carte georeferenziate dei numeri civici stanno diventando sempre più disponibili anche in Italia grazie ad

operatori privati (TeleAtlas, Navteq, ecc.) che realizzano questi GIS in primo luogo per i sistemi di navigazione veicolare. Occorre però mettere in evidenza alcune difficoltà che rendono ancora poco utilizzabili queste carte tematiche. La prima è il livello di precisione: per gli scopi che si prefiggono, (navigazione veicolare), è sufficiente una corretta collocazione dei numeri civici rispetto agli incroci tra le diverse strade, ma ai fini della popolazione esposta occorre verificare che la carta fornisca una buona localizzazione della posizione del numero civico sulla strada. Il secondo problema è che spesso tali carte associano il civico ad una posizione lungo il marciapiede della strada anziché in coincidenza con l'edificio a cui si riferiscono (Figura n. 13.1.a): ciò può rendere molto difficoltoso trovare una corrispondenza tra l'edificio di cui si è stimato il livello di esposizione e il corrispondente civico al quale è associata la popolazione registrata all'anagrafe comunale.

In ogni caso la disponibilità dei numeri civici e del corrispondente dato anagrafico è il miglior sistema per aggiornare il dato di popolazione nelle sezioni di censimento, prima di procedere ai calcoli secondo le metodologie già indicate.

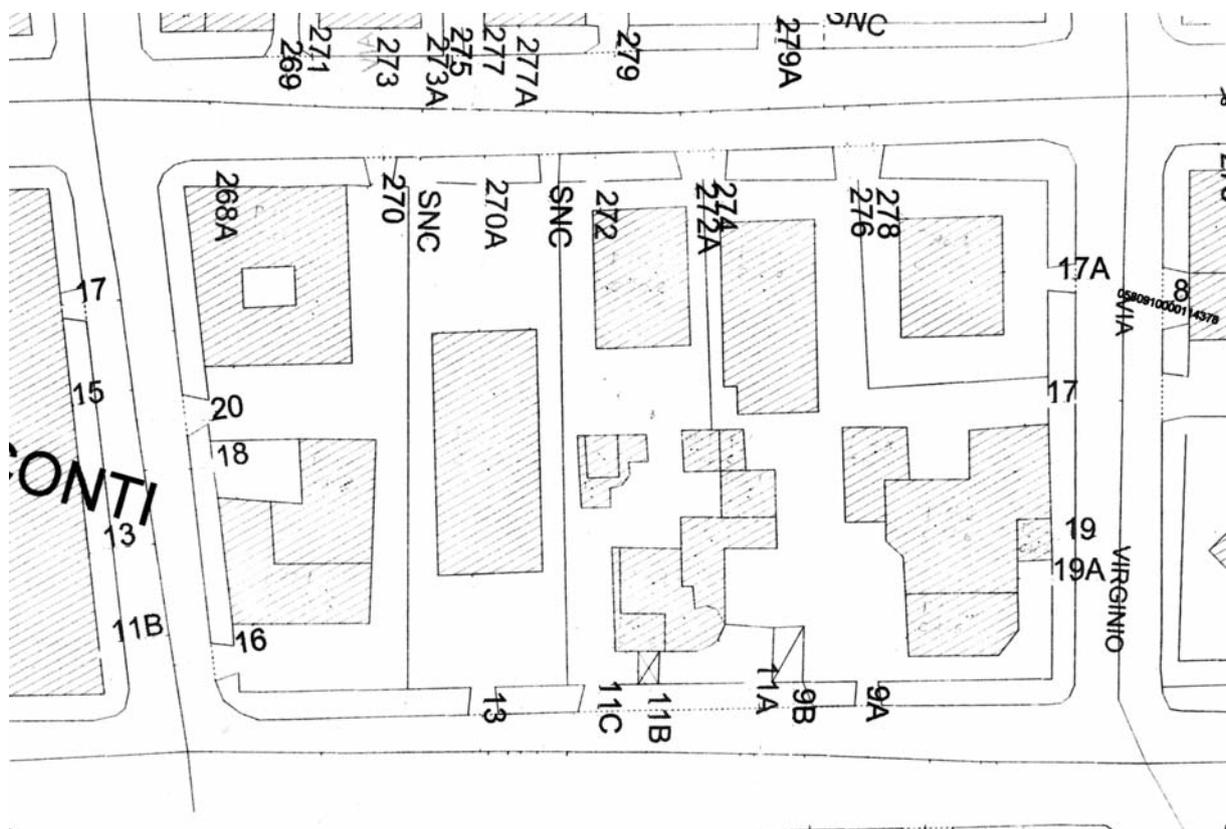


Figura n. 13.1.a: Esempio di edifici con distacco dalla sede stradale e con numero civico riferito al marciapiede

Nel caso si sia potuto differenziare la stima del livello sonoro per i diversi piani dell'edificio, si assegnerà a ciascun piano (e conseguentemente a ciascun livello sonoro) la corrispondente porzione dell'intera popolazione dell'immobile. In questo frazionamento, può essere opportuno tenere in considerazione che alcune aree di pianterreno degli edifici sono prevalentemente destinate ad attività non abitative e, pertanto, la popolazione dovrà essere ripartita tra gli altri piani.

13.2 Traffico veicolare urbano

La modellizzazione acustica di tipo deterministico risulta, normalmente, poco efficiente per la stima dei livelli sonori nella rete viaria urbana poiché tra i dati di ingresso richiesti dai modelli deterministici vi sono entità e velocità dei flussi veicolari, parametri che, per essere quantificati mediante misurazioni, richiedono un impegno non inferiore a quello necessario per la diretta rilevazione dei livelli sonori. In alternativa, i valori dei suddetti parametri sono ricavati da modelli di assegnazione del traffico veicolare che, a loro volta, richiedono un'approfondita analisi delle necessità di mobilità, delle caratteristiche di viabilità di ciascuna strada, delle abitudini della popolazione nonché una sistematica taratura dei risultati. Attualmente questi modelli sono scarsamente disponibili nella realtà italiana ed, inoltre, sono realizzati spesso limitatamente all'ora di punta o, comunque, privi di informazioni attendibili per il periodo notturno. A questo si aggiunga che i dati geometrici caratterizzanti la propagazione sonora, (larghezza della strada, distribuzione del traffico nelle diverse corsie, larghezza dei marciapiedi, posizione delle facciate degli edifici), spesso non sono disponibili sulla cartografia delle aree urbane, come mancano frequentemente i dettagli sulla pendenza, il senso di marcia, la presenza di corsie preferenziali che servono per caratterizzare in maniera significativa, l'emissività sonora dei flussi di traffico veicolare. Quando questi diversi fattori di incertezza si sommano tra loro in maniera non correlata possono dar luogo ad un errore complessivo della stima dei livelli sonori assai ampio, mentre nella realtà la variabilità riscontrata per detti livelli è più contenuta, in virtù del fatto che, assai spesso, le incertezze su un parametro sono in parte compensate da effetti che questo indirettamente produce su un altro ad esso correlato (ad esempio: una strada più stretta comporta un incremento dei livelli sonori dovuto alla minore distanza fra la sorgente e il ricettore, ma al tempo stesso determina, nei fatti, una riduzione dei volumi di traffico che produce una minore emissione della sorgente). I modelli di simulazione numerica, però, in genere non sono in grado di tener conto di queste interazioni e, pertanto, le incertezze su un parametro si riflettono in maniera indipendente sulla stima dell'emissione o su quella della propagazione sonora, producendo errori che non si compensano tra loro.

La mappa dei livelli sonori da traffico stradale nelle aree urbane può essere realizzata anche mediante misurazioni dirette, ma ciò comporta, in genere, un notevole dispendio di risorse e di tempo, tale da rendere poco praticabile la caratterizzazione di un campione sufficientemente ampio e rappresentativo di configurazioni urbane. I livelli sonori, pertanto, sono solitamente stimati, mediante opportune estrapolazioni, da misurazioni eseguite in posizioni significative opportunamente selezionate. Nella pianificazione di una campagna di misure si deve esaminare la migliore utilizzazione delle misure per ottenere una descrizione sufficientemente accurata dei livelli sonori di tutte le situazioni urbane che si vogliono stimare. Se da un lato l'estrapolazione dei livelli in punti lontani a partire da poche misurazioni può diminuire la precisione della stima, dall'altro può consentire, grazie ad una conseguente maggior disponibilità di tempo per ciascun punto di misura, una descrizione più accurata e facilmente aggiornabile delle variabilità, anche di lungo periodo, che modificano i livelli sonori. In altri termini, occorre trovare il miglior compromesso tra incertezza di origine spaziale e incertezza di origine temporale della stima effettuata.

a - Stima statistica dei livelli sonori

In molte aree della città italiane è assai frequente la presenza di un reticolo di strade molto fitto, fiancheggiato da case a filo marciapiede, con una facciata pressoché continua, spesso su

entrambi i lati. In questo contesto, i livelli a bordo strada sono sostanzialmente coincidenti con i livelli in facciata degli edifici prospicienti che sono allineati lungo i marciapiedi, o, caratterizzati da modesto distacco da questi. Quando il percorso sorgente-ricettore è breve, rispetto anche all'estensione della sorgente stessa, i livelli sonori possono essere spesso assunti omogenei, su tutta la lunghezza della strada, mentre la presenza di una facciata continua rende i livelli sonori presenti sugli edifici ad essa prospicienti indipendenti dalla distribuzione e dalla rilevanza del traffico nelle arterie viarie afferenti. Le facciate non direttamente esposte sulla strada sono fortemente schermate dalla prima fila d'edifici e pertanto i loro livelli sonori, molto più bassi di quelli laterali, sono anch'essi difficilmente calcolabili mediante modelli numerici convenzionali a causa della rilevanza degli effetti di diffrazione, delle riflessioni multiple, della turbolenza dell'aria, del contributo apprezzabile di porzioni anche lontane della rete viaria urbana. In questi casi si può assumere che il lato più rumoroso dell'abitazione, e quindi quello rilevante ai fini della stima dell'indicatore "popolazione esposta", sia quello affacciato sulla via in corrispondenza del numero civico, e che la presenza di abitazioni protette rispetto ai livelli sonori della strada (vie interne) possa essere considerata, statisticamente, come una coda a bassa esposizione nella distribuzione della popolazione esposta.

Per il reticolo di strade con le caratteristiche sopra elencate, si propone una metodologia di stima dei livelli sonori basata su un'assegnazione statistica dei livelli di emissione caratteristici delle strade, a partire da un insieme di dati rilevati su un campione statistico di esse. Questa procedura, inoltre, è facilitata dalla constatazione, sia sperimentale che teorica, che i livelli sonori nelle strade urbane sono fortemente correlati con alcune caratteristiche di queste, funzionali e morfologiche, facilmente individuabili. Determinando, con tecniche sia analitiche che statistiche, il contributo acustico di ciascuna di queste caratteristiche, (ovvero la variazione del livello sonoro mediamente associata ad ognuna di esse), è possibile procedere ad una classificazione di tutte le strade comunali ed attribuire a ciascuna un valore atteso di emissione sonora. Il livello sonoro in ciascuna strada sarà, pertanto, stimato mediante un modello lineare, ovvero tramite una espressione del tipo:

$$L = L_0 + a_1L_1 + a_2L_2 + \dots + a_nL_n \quad [\text{dB(A)}]$$

dove L_0 è una costante, a_1, \dots, a_n sono variabili, in genere dicotomiche (valore assunto: 0 o 1), che individuano la presenza o l'assenza di ciascuna delle caratteristiche inserite nel modello, L_1 è la variazione di livello sonoro che è tipica di tutte le strade nelle quali sia presente la specifica proprietà associata ad a_1 e così via per gli n valori L_n .

La fase più delicata della formulazione del modello è quella relativa alla scelta delle variabili significative da inserire nello stesso. L'esperienza condotta in diverse città italiane, a differenza di ciò che venne da Miedema e Vos pubblicato nel loro lavoro del 1998, ha confermato che alcune caratteristiche morfologiche e funzionali delle strade sono fortemente correlate con l'intensità del livello sonoro in esse presente.

Va precisato che questa correlazione non necessariamente implica un rapporto di causalità, ed anche quando questo sia evidente, non è detto che il "peso" associato alla presenza di tale variabile nel modello esprima esclusivamente l'effetto deterministico prodotto dalla variabile stessa sul livello sonoro presente nella strada.

La variabile rivelatasi più importante negli studi precitati, ovvero quella cui è stata associata la maggior parte della varianza dei livelli sonori riscontrati, è stata la classe di traffico della strada. Si è operata una suddivisione, in più livelli, delle diverse strade della città, effettuata a priori

discriminando le strade ad “elevato traffico”, da quelle con traffico progressivamente decrescente. Va detto che, nella logica del modello, l’intensità del traffico non è necessariamente ben descritta dal numero dei transiti veicolari, in quanto ciò riprodurrebbe una classificazione deterministica, secondo la quale questo numero è correlato con la larghezza della strada e con la velocità di marcia. Nel modello statistico, l’intensità del traffico, piuttosto, indica il livello di congestione presente nella strada, a prescindere dalla sua effettiva portata. Nei tessuti urbani, questo livello di congestione è facilmente determinabile sulla base delle caratteristiche funzionali che la strada svolge nella rete di traffico complessiva.

La classificazione funzionale delle strade è finalizzata a spiegare la maggior parte della varianza che è attribuibile genericamente alla intensità del traffico circolante sulla strada. Sono disponibili diverse classificazioni funzionali. La prima è contenuta nel D.P.C.M. 14.11.1997 che, più propriamente, è una classificazione del territorio comunale e non direttamente delle strade. Si tratta di una classificazione in generale troppo grossolana, ai fini della stima della percentuale di popolazione esposta al rumore. Un’altra classificazione è quella contenuta nelle linee guida del Ministero dei Lavori Pubblici per la redazione del Piano Urbano del Traffico (PUT) comunale, obbligatorio per i Comuni con più di 30.000 abitanti, che distingue quattro categorie di strade. Negli studi finora condotti, si è riscontrato che la classificazione delle strade secondo il PUT, a volte, presenta una bassa correlazione con i livelli sonori misurati. Spesso, invece, è disponibile una classificazione funzionale delle strade, utilizzata per la classificazione acustica del territorio, che distingue tre categorie: strade principali di scorrimento, strade d’interquartiere e strade con traffico locale (anche se quest’ultima categoria risulta più eterogenea rispetto alle altre).

Il processo di classificazione delle strade è certamente piuttosto oneroso ed è opportuno trovare un ragionevole compromesso tra una classificazione fine (con categorie numerose) e la possibilità concreta di operare in tempi ragionevoli. In ogni caso, è necessario che la classificazione sia sottoposta ad una verifica a campione che consenta di ottimizzare la scelta delle categorie. Questo approccio è stato proficuamente impiegato nelle città di Firenze, e di Verona, ove il PUT distingue le strade rispettivamente in otto e in quattro categorie.

Le altre variabili che possono spiegare una parte significativa della varianza dei livelli sonori presenti nelle strade, sia pure con i necessari adattamenti locali sono:

- la geometria della strada con sezione a U (carreggiata stretta rispetto all’altezza degli edifici presenti su entrambi i lati della carreggiata), a L (carreggiata fiancheggiata da una fila di edifici su un solo lato) oppure aperta (strada senza edifici o con edifici su entrambi i lati di altezza inferiore alla distanza tra gli edifici stessi);
- il tipo di pavimentazione della strada;
- la presenza di linee di trasporto pubblico;
- le aree particolari (centro storico, zone a traffico limitato ZTL);
- le stagioni e la tendenza assunta sul lungo termine.

Con il metodo statistico, pertanto, la stima dei livelli sonori sulla facciata degli edifici si articola sostanzialmente nelle seguenti fasi:

1. selezione dell’area alla quale applicare il metodo, ovvero individuazione delle aree escluse dall’applicazione perché considerate “extraurbane”;
2. individuazione di un insieme di variabili che siano facilmente definibili a priori e che risultino associate ai livelli di rumorosità presenti nelle strade dell’area in esame;
3. selezione di un campione di strade, opportunamente stratificato, nel quale eseguire le misure

di livello sonoro a bordo strada, sulla base delle quali sarà stimato il contributo di ciascuna variabile;

4. verifica della significatività delle variabili di stima, selezionate mediante regressione lineare multivariata dei dati raccolti;
5. attribuzione, per tutte le strade, del livello sonoro a bordo strada sulla base delle variabili assegnate a priori a ciascuna di esse.

Per tenere conto della variabilità dei livelli sonori presenti sulla facciata dei diversi appartamenti aventi il numero civico nella stessa strada è necessario considerare i seguenti fattori:

- la vicinanza dell'edificio ad un'altra strada, diversa da quella del numero civico, avente livello sonoro più elevato;
- l'ubicazione dell'appartamento ad un piano elevato;
- la presenza di un distacco tra l'edificio e il bordo strada;
- la collocazione dell'appartamento in posizione schermata da altri edifici rispetto alla strada.

Per ciascuno di questi fattori è stimabile un effetto sul livello sonoro della facciata più esposta a partire dal livello presente sulla via alla quale si riferisce il numero civico. In un approccio di tipo statistico, non è previsto di connotare analiticamente ciascun edificio, e ciascun appartamento all'interno di questi, con gli elementi di diversificazione sopra elencati. È possibile, invece, attribuire agli appartamenti, adiacenti a ciascuna tipologia di strada, una frequenza stimata di tali caratteristiche, ad esempio, ricavata da un questionario telefonico su un campione di residenti. Si riportano alcuni termini correttivi, da applicare per le varie caratteristiche degli appartamenti impiegati per la città di Firenze e la frequenza di occorrenza di queste caratteristiche nella Tabella 13.2.a.

Tabella 13.2.a: *Termini correttivi e frequenza delle diverse caratteristiche di differenziazione del livello sonoro rispetto a quello a bordo strada negli appartamenti di Firenze (stima su un campione di 1000 residenti).*

Caratteristica dell'appartamento	Correzione del livello a bordo strada dB(A)	Frequenza %
Appartamento ad un piano alto (superiore al secondo)	- 3,5	35,5
Edificio distante dal bordo strada (valore compreso tra una e due volte la larghezza della strada)	- 3	5,5
Edificio molto distante dal bordo strada (più di due volte la larghezza della strada)	- 7	1,5
Caratteristica dell'appartamento	Correzione del livello a bordo strada dB(A)	Frequenza %
Edificio schermato rispetto alla strada	-10	5,0
Edificio di strada locale esposto al rumore di una strada vicina interquartiere	+9 (d) +10,5 (n)	2,8
Edificio di strada locale esposto al rumore di una strada vicina principale	+10,6 (d) +12,1 (n)	6,0
	(d) valori diurni (n) valori notturni	

Dall'applicazione del metodo statistico possono essere escluse le aree urbane, attraversate da particolari arterie, caratterizzate da una tipologia più dispersa di edificato, dove può essere più proficuo applicare un modello deterministico, integrandolo eventualmente con la procedura statistica.

b - Stima della popolazione esposta

Facendo riferimento ai dati del censimento generale ISTAT della popolazione e delle abitazioni, il livello di dettaglio di più agevole reperibilità è costituito dal numero dei residenti per sezione censuaria. La configurazione geometrica e l'estensione di quest'ultima, tuttavia, è determinata prevalentemente dalle esigenze di rilevamento dei dati demografici. Ne consegue che, nelle zone ad elevata densità abitativa dei centri abitati, è frequente che la sezione censuaria si identifichi con l'isolato, solitamente delimitato da strade e costituito da più edifici contigui o meno; in altre zone, invece, la sezione censuaria può comprendere più isolati ed anche aree non edificate modestamente vaste.

Un esempio a questo riguardo è illustrato nella Figura n. 13.2.b, riguardante un'area di Roma. Come si può notare le sezioni censuarie presentano diverse configurazioni geometriche ciascuna comprendente:

- un singolo isolato formato da edifici contigui e prospiciente le strade che lo delimitano (ad esempio la sezione "A" nella Figura n. 13.2.b);
- due o più isolati formati da edifici contigui e prospicienti le strade che delimitano la sezione (come ad esempio la sezione "B" nella Figura n. 13.2.b), ma con al suo interno altre strade;
- due o più isolati formati da edifici non contigui ed alcuni di questi non prospicienti le strade delimitanti l'isolato (sezione "C").

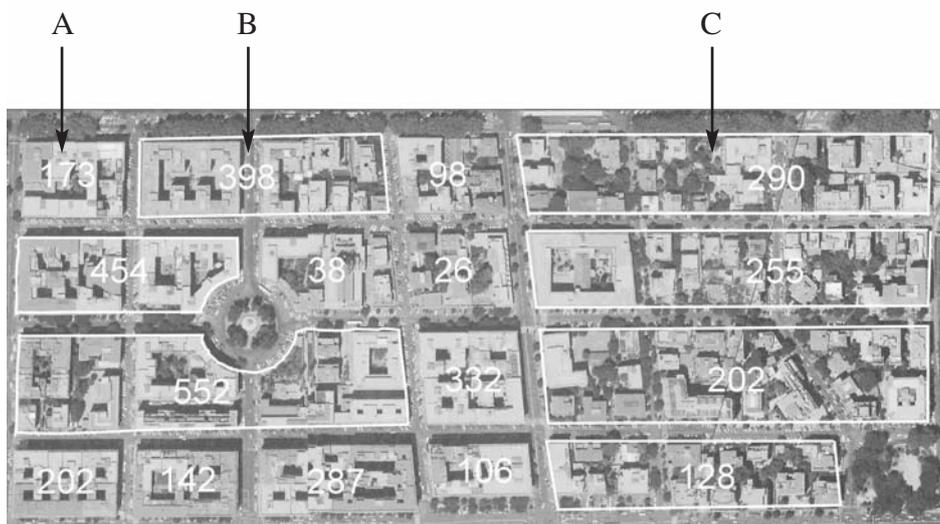


Figura n. 13.2.b: *Diverse configurazioni di sezioni censuarie; in bianco è riportato il numero di residenti in ciascuna sezione censuaria; le sezioni delimitate da linee bianche sono costituite da più isolati*

È evidente che la diversa configurazione ed estensione della sezione censuaria si traduce in una differente incertezza nella georeferenziazione dei dati di popolazione e quindi nella stima del numero dei residenti esposti al rumore. Quanto più la sezione censuaria è estesa, includendo al suo interno anche strade che possono essere a traffico intenso (come per le sezioni B e C in Figura n. 13.2.b), tanto maggiore è l'incertezza nel distribuire i residenti nella sezione tra gli edifici in essa compresi.

Molteplici sono i criteri utilizzabili per distribuire il numero dei residenti nella sezione censuaria tra gli edifici in essa compresi e la loro applicabilità dipende sostanzialmente dalla disponibilità di ulteriori dati, tra i quali la destinazione d'uso prevalente degli edifici (ufficio, residenziale, commerciale, etc.), la loro altezza ed il numero dei piani. Ad esempio, in prima approssimazione, si può suddividere il numero dei residenti nella sezione censuaria in misura proporzionale all'area in pianta occupata dagli isolati, o ancor meglio dagli edifici, compresi nella sezione stessa. Questa ripartizione può essere resa più accurata considerando anche il numero dei piani dei singoli edifici e la loro destinazione d'uso prevalente.

Una maggiore accuratezza nella distribuzione spaziale dei residenti è conseguibile impiegando le basi dati anagrafiche comunali ove è possibile reperire il numero dei residenti per singolo edificio (numero civico) e per ciascuna unità immobiliare. L'incrocio delle banche dati sulle

tassazioni comunali (ICI, tassa sui rifiuti urbani, etc.) può risultare utile alla determinazione di quest'ultimo dato.

Le varianti del metodo C, descritte nel § 13.1 “Procedure semplificate” sono utilizzabili per determinare la popolazione esposta nell'ipotesi cautelativa che tutto l'insieme dei residenti nei numeri civici della strada sia esposto al rumore di questa (ad esempio riferendosi al bordo strada), a prescindere quindi dalla presenza di facciate silenziose e dall'ubicazione dei vani negli appartamenti, ed uniformemente distribuito lungo l'estensione della strada stessa.

Per un dettaglio a livello di singole unità immobiliari è utilizzabile l'approccio statistico che diversifica le varie caratteristiche degli appartamenti attribuendo le stesse percentuali di differenziazione alla popolazione residente nell'insieme degli edifici oggetto di indagine.

È da sottolineare che la Direttiva 2002/49/CE richiede che la stima della popolazione esposta debba limitarsi a riguardare la facciata più esposta dell'edificio (livello più elevato dell'indice acustico L_{den} o L_{night}) alla specifica tipologia di sorgente sonora di interesse. Al livello L_{den} o L_{night} corrispondente a questa facciata dovrebbe essere associato il numero dei residenti in tutto l'edificio. Questa impostazione cautelativa, tra l'altro non facilmente automatizzabile, può, tuttavia, fornire risultati sensibilmente diversi dalla reale esposizione della popolazione, soprattutto in presenza di cartografia con scarso dettaglio dell'edificato. In questi casi, infatti, la procedura automatica associa tutta la popolazione del blocco in cui sono accorpati i diversi appartamenti, alla facciata più esposta del blocco stesso che, in casi di basso dettaglio (blocchi di grosse dimensioni), produce delle rilevanti sovrastime delle esposizioni.

In questi casi, per una valutazione più realistica, è preferibile procedere al calcolo del livello sonoro per una serie di ricettori dislocati lungo le facciate dell'edificio, ad esempio equidistanti di 10 m o, comunque, almeno collocando sempre un ricettore tra due spigoli (diversi programmi consentono in automatico questo tipo di associazione dei ricettori agli edifici), eliminando tutti quelli dislocati nelle corti interne (questa cancellazione può essere eseguita in automatico, nel caso delle corti chiuse, e con tecniche di discriminazione statistica sui livelli sonori negli altri casi). Si ripartisce, quindi, la popolazione di ciascun blocco in parti uguali tra i diversi ricettori ad esso associati, attribuendovi conseguentemente i diversi livelli di esposizione. Si tratta di un metodo che produce una sottostima dell'esposizione, in riferimento alle procedure della Direttiva, perché non tutta la popolazione all'interno di un edificio viene assegnata alla facciata più esposta. Questa sottostima appare evidente in presenza di edifici molto alti o molto lunghi, ma comunque è contenuta (la popolazione associata ai livelli più alti è compresa tra il valore esatto ed il 50% di questo), mentre la sovrastima che si otterrebbe procedendo nell'altro modo può essere assai più rilevante.

Per completezza di informazione si segnala che il documento predisposto dal gruppo di lavoro della Commissione europea sulle problematiche della stima dell'esposizione al rumore (WG-AEN) ritiene sufficiente per la determinazione della popolazione esposta al rumore il numero dei residenti per singolo edificio (“*toolkit 12*”).

Qualora questo dato non sia disponibile ma sia noto il numero di residenti nell'area, o parti di essa, oggetto della mappatura si può procedere con una delle due seguenti procedure a seconda che sia nota (procedura 1) o meno (procedura 2) la superficie complessiva dell'area destinata ad uso residenziale.

La procedura 1 consiste nel dividere la superficie complessiva dell'area destinata ad uso residenziale, o di parti di essa, per il numero dei residenti, ottenendo così i m^2 a disposizione per singolo residente (metodo B descritto nel § 13.1 “Procedure semplificate”). Successivamente si determina l'area in pianta del singolo edificio e la si moltiplica per il numero dei piani, otte-

nendo così i m² ad uso residenziale disponibili nell'edificio. Si divide, quindi, tale risultato per i m² a disposizione per singolo residente, ottenendo così il numero dei residenti nell'edificio. Una procedura analoga può essere applicata considerando come indice medio di occupazione il volume a disposizione per singolo abitante (m³/abitante).

La procedura 2 è analoga alla precedente diversificandosi solo nella fase iniziale ove il dato dei m² (o m³) a disposizione per singolo residente è ottenuto da statistiche su base nazionale o locale (ad esempio si stima che a Roma ogni residente abbia a disposizione 33 m²).

I metodi indiretti, basati sugli indici medi di occupazione volumetrica o areale, in genere sovrastimano la popolazione, come evidenziato da alcune indagini sperimentali i cui risultati sono sintetizzati nella Figura 13.2.c.

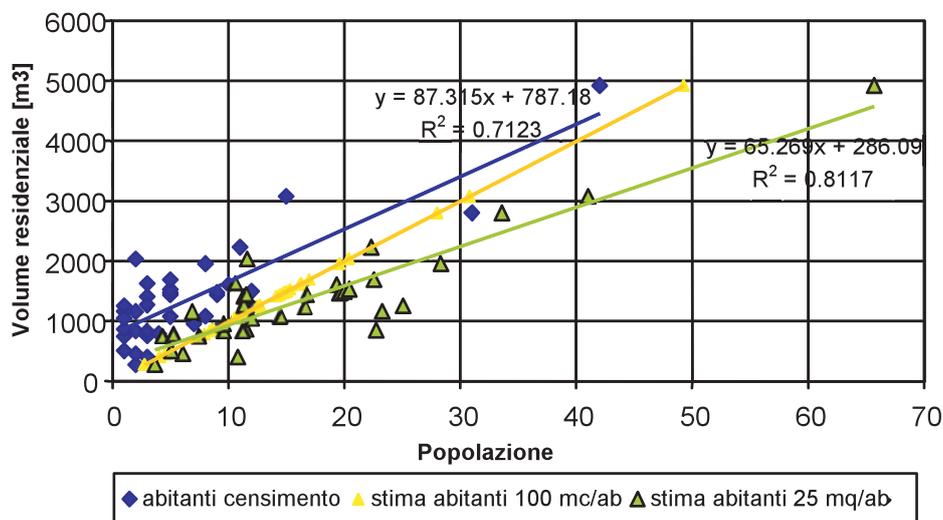


Figura n. 13.2.c: Stima della popolazione mediante indici indiretti volumetrici e areali.

13.3 L'esposizione al rumore da traffico ferroviario

La stima della popolazione esposta al rumore da transiti ferroviari si presenta, in prima approssimazione, simile a quella relativa al rumore prodotto dalla viabilità extraurbana: si è, infatti, generalmente in presenza di una sorgente di tipo lineare ben individuata, con un'emissività che può essere assunta costante su tratti a volte anche molto lunghi. La determinazione della popolazione esposta, pertanto, può essere trattata con più semplificate metodologie su esposte.

Nel dettaglio, tuttavia, emergono non poche peculiarità che distinguono l'infrastruttura ferroviaria da quella stradale ai fini delle elaborazioni necessarie per il calcolo della popolazione esposta al rumore. In primo luogo, la stima delle emissioni prodotte dall'infrastruttura ferroviaria richiede la definizione di una serie di parametri peculiari, in quanto non è sufficiente determinare un volume di transito, eventualmente suddiviso in qualche categoria, ma occorre dettagliare le tipologie e le velocità di percorrenza dei treni nonché le caratteristiche dell'armamento nel tratto in esame. Anche qualora si proceda mediante misurazione diretta delle emissioni sonore occorre ricordare che la discontinuità del rumore prodotto dei transiti ferroviari consente di discriminare bene il contributo dei treni da quello di altre sorgenti presenti nella

zona, ma richiede una tecnica di misura specifica, descritta nel D.M. Ambiente 16.3.1998, allegato C. Anche lo spettro in frequenza tipico dell'emissione ferroviaria, risulta più ricco di componenti ad alta frequenza di quanto non sia quello da traffico veicolare. La fascia di pertinenza acustica, inoltre, è stabilita dal D.P.R. n. 459 del 18.11.1998 in 250 m, a partire dalla mezzeria dei binari esterni e per ciascun lato della linea ferroviaria (art. 3 comma 1). Nella Direttiva 2002/49/CE, inoltre, la mappatura del rumore ferroviario deve comprendere tutte le aree ove il livello di detto rumore non risulti inferiore a 50 dB(A) e, pertanto, interessare distanze superiori all'ampiezza delle fasce di pertinenza acustica, distanze per le quali non è facile conseguire accuratezze accettabili per la stima dei livelli sonori.

Stima dei livelli sonori

a - Metodo analitico dettagliato

L'applicazione del metodo analitico dettagliato, a tutti gli edifici presenti nell'area interessata dal rumore ferroviario, richiede la disponibilità di appositi software che implementano gli algoritmi del modello numerico olandese RMR '96, quantomeno riferendosi alla sua prima versione risalente al 1996.

Una descrizione dettagliata del modello è già stata presentata nel paragrafo 11.6 "*Il rumore ferroviario: il modello RMR II*"

In Italia, può non essere facile reperire dati dettagliati sulla composizione del traffico per tipologia di convogli. Queste tipologie, solitamente, non sono definite in relazione a considerazioni acustiche, bensì su base commerciale: esistono, pertanto, treni regionali composti da sole due unità diesel e con freni a ceppi, così come treni regionali a sette unità con trazione elettrica e sette unità con freni a disco. La lunghezza dei convogli e le carrozze passeggeri o i carri merci utilizzati sono, perciò, diversi a seconda della linea su cui circolano e delle destinazioni, nonché si registrano differenze di manutenzione che possono portare ad una considerevole variabilità nell'emissione sonora. Ulteriori difficoltà si possono incontrare nel determinare la percentuale di veicoli frenanti. Non risulta, inoltre, che siano disponibili fattori di emissione specifici per i diversi modelli di convoglio utilizzati in Italia. In attesa che questi elementi siano disponibili, si possono eseguire le misure di rumore prodotto dai treni transitanti, posizionando il microfono a 7,5 m dall'asse del binario e a 1,2 m sul piano del ferro, discriminando il contributo al rumore derivante dal binario da quello prodotto dal treno, nonché misurare il corrugamento della rotaia e ricavare da questo quello medio dei treni, con i metodi indicati nel modello olandese. Si può, inoltre, adottare una stima di carattere analitico per quanto attiene alla propagazione, basata su misure eseguite seguendo i criteri proposti dal modello olandese stesso per la valutazione delle emissioni nei tratti anomali o sui ponti (capitolo 11.6 nella descrizione del modello olandese). Su tracciati non percorsi da treni ad alta velocità, ossia con velocità di percorrenza inferiori a 200 km/h, è possibile usare due soli valori di emissione, mediati sul tempo di riferimento, da attribuire a ciascuna linea di traffico. I due valori possono essere ottenuti per mezzo di tecniche metrologiche, quali la Vibro-acoustic Track Noise (VTN) o la tecnica del veicolo silenzioso. Per semplicità, il contributo del binario può essere posizionato interamente all'altezza del piano del ferro, oppure suddiviso tra le due altezze previste dal modello dettagliato secondo la ripartizione del tipo di categoria di convogli prevalente. Per convogli ad alta velocità, ossia con velocità superiori a 200 km/h, non è possibile utilizzare un modello a due sole

sorgenti, ma, come proposto nel modello olandese, è necessario ricorrere ad un modello a 5 sorgenti per considerare le sorgenti di rumore aerodinamico. Le ulteriori sorgenti sono posizionate ad altezze corrispondenti alla fiancata del treno e all'altezza del pantografo.

Questa schematizzazione consente una buona descrizione delle variazioni, a volte considerevoli, dei livelli sonori per effetto sia degli schermi (non solo le barriere acustiche ma anche i bordi del rilevato ferroviario, gli edifici ecc.), sia delle riflessioni, pur mantenendo una suddivisione un po' più sommaria della ferrovia in tratti omogenei e, quindi, con una maggiore approssimazione delle variazioni della rumorosità emessa nei diversi tratti dell'infrastruttura. Nella realtà italiana le tipologie acustiche rilevanti sono molteplici: una certa diversificazione si riscontra per i treni regionali con poche unità (unità diesel con freni a ceppi e unità elettriche di nuova generazione con freni a disco, ecc.), mentre quelli classificati come IR, IC, ICplus, EC, EN sono tendenzialmente simili (a parte il numero di carrozze). Gli ES, invece, sono distinguibili tra ETR500 e gli altri tipi di ETR. In merito ai treni merci, una certa distinzione può essere fatta per lunghezza, e dunque per numero di veicoli, visto che la quasi totalità dei veicoli transitanti è frenata a ceppi e, dunque, presenta un corrugamento pressoché accentuato in tutti i casi. Le situazioni più difficili sono quelle per velocità basse, poiché in tal caso il rumore dominante è dovuto agli azionamenti elettrici, ai motori ed ai freni per cui sia l'effetto del corrugamento che quello della lunghezza del treno non risultano i parametri dominanti.

b - Stima della popolazione esposta

Per la stima della popolazione esposta al rumore da traffico ferroviario si possono utilizzare i metodi descritti al § "Procedure semplificate" per il traffico veicolare, ossia le procedure basate sull'intersezione planimetrica delle curve di uguale livello sonoro con le sezioni di censimento (metodo A), con densità abitativa riferita alla sola superficie residenziale (metodo B), considerando solo gli edifici più vicini alla linea di traffico e non schermati (metodo C).

È assai comune, inoltre, che anche nelle aree urbane sia presente una fascia di rispetto fra l'infrastruttura ferroviaria e gli edifici prospicienti. Nel calcolo della popolazione esposta ciò può comportare che ricadano nella fascia al disopra del prescelto livello di esposizione un gran numero di sezioni censuarie senza di fatto intercettare alcun edificio. Ne può derivare una sensibile sovrastima della numerosità della popolazione esposta, se, nel calcolo, si è assunta una densità di popolazione uniforme nella sezione censuaria, come previsto nei casi di non disponibilità di una carta vettoriale degli edifici.

Conseguentemente:

- se la carta vettoriale degli edifici è disponibile si procederà con il calcolo della popolazione per unità di superficie (o unità di volume) edificata;
- se la carta vettoriale degli edifici non è disponibile occorre verificare, nella stima fatta, la percentuale di sezioni di censimento che sono solo parzialmente interessate dalla fascia al disopra del prescelto livello di esposizione. Se questa percentuale risulta alta, la stima presenta un forte rischio di un'elevata sovrastima della popolazione esposta.

13.4 L'esposizione al rumore da traffico aeroportuale

La valutazione della popolazione esposta al rumore derivante dal sorvolo di aerei, durante le operazioni di decollo ed atterraggio, presenta un'area di influenza circoscritta. Inoltre, alcune

delle difficoltà che si riscontrano in una valutazione modellistica dell'impatto delle altre infrastrutture di trasporto sono assai meno problematiche, quando si tratta di valutare l'impatto di aeromobili in volo. In questo caso, infatti, l'altezza della sorgente rispetto al suolo rende assai poco rilevanti parametri (quali l'orografia del terreno, l'altezza degli edifici, la presenza di ostacoli, la natura del suolo) che richiedono la disponibilità di una cartografia adeguata.

Lo scarso impatto urbanistico delle aerovie, inoltre, fa sì che difficilmente si trovino delle disomogeneità nella urbanizzazione nei pressi delle linee di sorvolo, cosicché l'ipotesi di una distribuzione uniforme della popolazione all'interno delle sezioni di censimento è probabilmente più vera, nel caso delle aree circostanti gli aeroporti, di quanto non lo sia per le strade e per le ferrovie. Ciò consente di ottenere una buona precisione nella stima della popolazione all'interno delle diverse isolivello, anche se non si dispone di una localizzazione esatta della popolazione sul territorio ma si deve ricorrere a pesare l'estensione delle diverse porzioni delle sezioni di censimento intercettate.

Nonostante le condizioni meteo non influenzino in maniera significativa la propagazione del rumore prodotto dai sorvoli, la variabile meteorologica determina l'uso di alcune aerovie piuttosto di altre, nonché i profili di salita e le velocità dei velivoli, modificando così sensibilmente la natura della sorgente di cui si valuta l'impatto. Ne consegue l'estrema importanza che le valutazioni descrivano uno scenario medio di lungo periodo, anche per quanto riguarda il traffico degli aeromobili. Tutto ciò fa sì che per la stima della popolazione esposta al rumore aeroportuale si ricorra all'utilizzo di un modello numerico di simulazione dei livelli sonori prodotti dal traffico aereo, da sovrapporsi ad una cartografia dell'area interessata. A questo riguardo, la Direttiva 2002/49/CE non indica in maniera univoca il modello da utilizzare, ma si limita a fornire i criteri ai quali questo debba soddisfare, secondo quanto descritto nelle linee guida ECAC/CEAC Doc. 29.

a - Stima dei livelli sonori

Il modello numerico più diffusamente impiegato per la stima dei livelli sonori di traffico aeroportuale è quello sviluppato dalla *Federal Aviation Administration* statunitense, denominato "Integrated Noise Model". Di esso si è già parlato in modo estensivo nel paragrafo § 12.8 dedicato.

Le procedure di atterraggio in genere sono ben codificate sulle carte aeronautiche e nei casi di volo strumentale vengono normalmente seguite con buona precisione dalla stragrande maggioranza degli aeromobili. La situazione, invece, è assai più complessa e articolata per le procedure di decollo. Complessivamente la stima dei livelli sonori è affetta almeno dalle seguenti cause di incertezza:

- la lunghezza della corsa sulla pista, prima dell'inizio della salita, e, l'angolo di salita iniziale, dipendono sensibilmente dal tipo di aeromobile e dalle sue condizioni di carico, oltre che, in parte, anche dalle scelte del pilota;
- dopo la fase iniziale, il profilo verticale, la spinta dei motori, eventuali virate, sono facoltà di scelta del pilota con l'unico vincolo del rispetto delle eventuali indicazioni impartite con NOTAM dalla direzione aeroportuale; in ogni caso si tratta di indicazioni di massima rispetto alle quali si possono registrare scarti notevoli, sia in orizzontale che in verticale. La disponibilità delle tracce radar dei percorsi effettivamente seguiti dagli aeromobili costituisce una buona base per tracciare profili di decollo realistici. In caso contrario, è frequente che le uniche informazioni attendibili siano quelle reperibili dai caposcalo delle compagnie aeree operati sull'aeroporto;

-
- il tipo di aeromobile, così come risulta dalle registrazioni della torre di controllo, può essere un'indicazione assai generica di una classe di velivoli nel cui ambito possono essere presenti diversificazioni per serie successive o motorizzazioni diverse;
 - l'emissione sonora dell'aeromobile in funzione delle diverse procedure operative è relativa ai dati archiviati nel software usato per la modellizzazione. Tali dati possono risultare imprecisi per alcuni tipi di velivoli, più che per altri, e, non è agevole effettuare delle verifiche a priori sulla correttezza di tali impostazioni.

I sopra elencati fattori di incertezza influenzano più o meno sensibilmente l'accuratezza della stima. Ne deriva la necessità di procedere ad una verifica e ad un'eventuale calibrazione dei dati di ingresso mediante un controllo strumentale sull'accuratezza delle simulazioni impostate. Si tratta, cioè, di eseguire delle misurazioni mirate a verificare che il modello stimi correttamente i livelli sonori in alcune posizioni significative, a garanzia della bontà delle impostazioni adottate e della correttezza dei dati d'archivio utilizzati per le simulazioni. Si deve, pertanto, condurre una campagna di misurazioni fonometriche contemporanea ad una registrazione dettagliata di tutti i tipi di movimenti di aeromobili su ciascuna aerovia nel periodo di indagine. I dati raccolti servono, non per un confronto globale dei livelli sonori riscontrati, che risulterebbe poco sensibile agli eventuali errori di impostazione, ma per una verifica di dettaglio, per ogni singolo tipo di movimento e di velivolo, sulla coincidenza tra gli impatti attesi, per ciascuno di essi, con quelli riscontrati. Gli scarti osservati possono guidare nella scelta dei profili di salita e delle traiettorie più aderenti alla realtà delle operazioni condotte nell'intorno aeroportuale.

La scelta delle postazioni di misura per effettuare i confronti deve rispondere ad una serie di requisiti, tra i quali:

- essere concentrate nelle zone dove il rumore aeroportuale ha una certa rilevanza;
- essere distribuite sia a destra che a sinistra dell'aerovia;
- presentare un basso rumore di fondo ed essere libere da ostacoli che mascherino acusticamente la linea di volo.

Nella verifica, possono emergere, per qualche tipo di velivolo, anche delle insanabili discrepanze tra l'impronta sonora attesa e quella riscontrata, dovute all'imprecisione dei dati relativi all'impronta acustica di quel mezzo, presenti nell'archivio del programma di simulazione. In questo caso il software, in genere, consente di applicare dei fattori correttivi, per rendere la simulazione più aderente alla realtà in esame.

b - Stima della popolazione esposta

La collocazione in alto della sorgente rispetto al suolo produce una più omogenea esposizione sonora delle facciate degli edifici al rumore da traffico aeroportuale, rendendo meno problematica la stima della popolazione esposta. Per l'ottenimento di quest'ultima stima si possono utilizzare le procedure basate sull'intersezione planimetrica delle curve d'uguale livello sonoro con le sezioni di censimento (metodo A), con densità abitativa riferita alla sola superficie residenziale (metodo B con indici medi di occupazione areali o volumetrici), nonché le carte dei numerici civici per le quali, tuttavia, raramente sono disponibili i dati di popolazione georeferenziati.

Di particolare interesse sono i due metodi di stima sviluppati dall'ARPA Lombardia-Settore Agenti Fisici basati su:

- i dati di popolazione censita e i diversi usi del suolo risultanti dalla cartografia regionale DUSAF di destinazione d'uso dei suoli agricolo-forestali (metodo DUSAF);
- il grafo stradale TeleAtlas (metodo TeleAtlas).

c - Metodo DUSAF

La cartografia DUSAF, rilevata da rilievi fotogrammetrici, fornisce informazioni quantitative solo sull'estensione e sulla tipologia d'uso delle aree, (suolo agricolo, urbanizzato, produttivo). L'ipotesi principale assunta nel metodo è che il totale della popolazione si distribuisca esclusivamente nelle zone classificate dalla cartografia DUSAF, come urbane di tipo residenziale, secondo la classificazione riportata nella Tabella 13.4.c.1 di pagina successiva, considerando solo la densità areale e non la differente altezza degli edifici. Il suolo urbano è classificato, in funzione della concentrazione di edificato, in cinque classi.

Tabella 13.4.c.1: *Classificazione DUSAF per il territorio urbanizzato residenziale in Lombardia.*

Categoria m	Label	Descrizione
1	1111	Tessuto residenziale denso: aree urbane comprese da grandi edifici residenziali (edifici a blocco, isolati, grattacieli), comprese le superfici di pertinenza anche estese, nonché i centri urbani, (per lo più centri storici), dove più edifici formano unità edilizie complesse.
2	1112	Tessuto residenziale misto: aree urbane occupate da edifici residenziali e da piccole unità edilizie, comprese le relative aree di pertinenza.
3	1121	Tessuto residenziale discontinuo: gli edifici, la viabilità e le superfici ricoperte artificialmente coprono dal 50% all'80% della superficie totale.
4	1122	Tessuto residenziale rado e nucleiforme: superfici occupate da costruzioni residenziali distinte, ma raggruppate in nuclei che formano zone insediative di tipo diffuso a carattere estensivo. Gli edifici, la viabilità e le superfici ricoperte artificialmente coprono dal 50% al 30% della superficie totale.
5	1123	Tessuto residenziale sparso: superfici occupate da costruzioni residenziali che formano zone insediative disperse negli spazi seminaturali o agricoli. Gli edifici, la viabilità e le superfici ricoperte artificialmente coprono meno del 30% e più del 10% della superficie totale dell'unità cartografata.

Il metodo consiste nel calcolare, per ogni Comune, la superficie totale appartenente a ciascuna delle m categorie DUSAF ($m = 1 \div 5$) presenti nel territorio urbanizzato e moltiplicarla per un peso p_i . Questo stesso è rispettivamente proporzionale alla densità residenziale stessa, e corrispondente alla classe di appartenenza. Indicando con s_{ij} la superficie del j -esimo poligono appartenente alla i -esima categoria DUSAF, con n il numero di poligoni della i -esima categoria DUSAF, con p_i il peso della i -esima categoria DUSAF e con m il numero di categorie DUSAF presenti nel territorio comunale si determina la superficie pesata S_p con la relazione:

$$(13.4.c.1) \quad S_p = \sum_{i=1}^m \left(p_i \cdot \sum_{j=1}^n s_{ij} \right) \quad [m^2]$$

Ad ogni j -esimo poligono appartenente alla i -esima categoria DUSAF avente superficie s_{ij} si assegna un numero di abitanti Ab_{ij} dato dalla relazione:

$$(13.4.c.2) \quad Ab_{ij} = \left(\frac{p_i \cdot Ab_{tot} \cdot s_{ij}}{S_p} \right)$$

ove Ab_{tot} è il totale degli abitanti nel Comune.

Il valore iniziale del peso p_i per ogni categoria DUSAF corrisponde alla media della percentuale di superficie occupata da abitazioni, (valore $0 \div 1$), come da definizione DUSAF, ossia è pari ai dati riportati nella Tabella 13.4.c.2.

Tabella 13.4.c.2: Valore iniziale dei pesi p_i .

Categoria m	Label	Peso	Valore iniziale p_i
1	1111	P1111	0,9
2	1112	P1112	0,9
3	1121	P1121	0,65
4	1122	P1122	0,4
5	1123	P1123	0,2

L'eventuale assenza nel territorio comunale di alcune delle cinque tipologie DUSAF comporta la necessità di normalizzare il valore dei pesi, in modo che la loro somma sia sempre pari a 1 (Tabella 13.4.c.3) di pagina successiva.

Tabella 13.4.c.3: Valori normalizzati dei pesi p_i .

Label	Peso	Valore iniziale p_i	Valore normalizzato su 5 categorie	Valore normalizzato su 4 categorie		Valore normalizzato su 3 categorie
1111	P1111	0,9	0,295		0,418	
1112	P1112	0,9	0,295	0,418		
1121	P1121	0,65	0,213	0,302	0,302	0,520
1122	P1122	0,4	0,131	0,186	0,186	0,320
1123	P1123	0,2	0,066	0,094	0,094	0,161

d - Metodo TeleAtlas

Questo metodo impiega il grafo stradale di TeleAtlas ed ipotizza che gli abitanti di una strada siano interamente localizzati sulla polilinea che rappresenta la strada stessa. Il metodo può essere applicato con due modalità diverse:

- considerando la densità abitativa costante lungo tutta la polilinea;
- georeferenziando i centroidi degli edifici sulla polilinea, ossia ogni edificio è identificato da un punto, corrispondente al suo centro in pianta, al quale sono associate tutte le informazioni dell'edificio stesso (numero di residenti, altezza, numero di piani, ecc.).

Nella prima modalità, gli attributi fondamentali di ogni polilinea sono la sua lunghezza e il numero totale di abitanti, aggregati per strada di residenza, sulla via rappresentata dalla polilinea. Il rapporto tra abitanti associati alla polilinea e la lunghezza di questa fornisce il valore del parametro densità abitativa.

Nella seconda modalità, è necessario disporre del dato dei residenti per ogni numero civico nel territorio comunale. Per automatizzare la procedura, si può impiegare il software E-GON

Suite che è in grado di associare a ciascun numero civico di ogni strada del grafo TeleAtlas il numero di residenti e calcolare le coordinate del punto (sistema Gauss-Boaga). Qualora il software non riesca a georeferenziare il numero civico, gli abitanti sono assegnati alla polilinea in un punto a metà della sua lunghezza che, a seconda della conformazione geometrica della strada, può anche essere esterno alla polilinea stessa. Se non è possibile georeferenziare la strada, gli abitanti corrispondenti sono assegnati in un punto posto al centro del territorio comunale.

Un'applicazione dei metodi DUSAF e TeleAtlas al territorio comunale di Segrate, interessato dal rumore aeroportuale dello scalo di Milano-Linate, ha evidenziato che il metodo TeleAtlas, specialmente nella modalità applicativa con il software Norge, fornisce i risultati più accurati, (sottostimando di circa il 4% la popolazione esposta), rispetto a quelli conseguibili con il metodo DUSAF (le cui sottostime raggiungono di circa il 23%).

14. SPECIFICHE TECNICHE, LINEE GUIDA E “BEST PRACTICES” AI FINI DI STANDARDIZZARE UNA METODOLOGIA DI RACCOLTA, ARCHIVIAZIONE E TRATTAZIONE DATI.

Se il *questionnaire-based survey* deve essere utilizzato come strumento inseribile in un programma di monitoraggio sanitario e, quindi, come strumento di raccolta di informazioni di disturbo da rumore devono essere valutati dei fattori correttivi sia per il fenomeno del “*non response*”, che per i possibili *bias* che comunque il *response* del questionario porta con sé.

Se si conoscessero a priori tutti i fattori che influenzano la volontà di un elemento eleggibile del campione di compilare e consegnare il questionario sarebbe, in linea di principio, piuttosto semplice effettuare una correzione della prevalenza di *annoyance* ricavata dal campione di rispondenti.

In realtà la non partecipazione a questo tipo di indagini sociologiche è strettamente legata ai fattori culturali e comportamentali, o anche alle circostanze temporali, agli stili di vita e ai rapporti con le istituzioni in cui è da tempo calata la popolazione di campionamento scelta per l'indagine.

Può, comunque, essere più che plausibile che ci sia una risposta selettiva al questionario, ovvero che esso sia compilato solo da persone con particolari caratteristiche che non sono pienamente rappresentative della popolazione nell'area d'indagine.

Il giudizio categorico dato al disturbo specifico da rumore infrastrutturale, per ogni specifica tipologia di esso e per il solo sottocampione dei rispondenti, può essere inevitabilmente espressione sottostimante o sovrastimante dell'effetto che invece può essere provato dall'intero *sample* di popolazione.

La quasi totale mancanza di studi statisticamente significativi sul fenomeno del *noise annoyance* in Italia ha limitato la possibilità di documentazione a *case-studies* in Paesi europei e di cultura molto diversa dalla nostra, soprattutto nei riguardi della conoscenza e fiducia mostrata nei confronti degli organi istituzionali di controllo e gestione dell'ambiente.

Proprio dallo studio di queste esperienze emerge che la non risposta selettiva può esercitare un'importante influenza sulla prevalenza d'*annoyance*, mentre contrariamente studi sulla prevalenza di altri *health endpoints* mostrano una quasi totale insensibilità agli effetti di *selective non-response*.

14.1 La correzione per la mancata risposta selettiva

I *surveys* sull'*annoyance* mostrano che vi è una significativa differenza fra i risultati di una trattazione statistica non corretta per il fenomeno della *non response selection* e quelli, invece, che tengono in considerazione quest'ultima. Citando il *noise survey* di riferimento, riguardante l'impatto da rumore dell'aeroporto di Schipol, la correzione per la non risposta selettiva ha abbassato di 13 punti la percentuale di prevalenza dell'effetto di *highly annoyance*.

I non rispondenti sono generalmente persone di sesso femminile, che non rientrano nelle fasce d'età intermedie tipiche dei rispondenti, pertanto di età estrema: molto giovani od anziane, significativamente meno sensibili al rumore, generalmente di livello culturale e socio-economico meno elevato e che presentano una minore manifestazione degli effetti di disturbo.

Sempre sulla base delle indagini socio-acustiche precedenti, ove la *correction for the selective non response* era effettuata (e questo non è così comune in letteratura), si evidenziano due possibili procedure per tenere in considerazione l'influenza della selezione selettiva di non rispondenti:

- Esiste una stima effettuata in precedenza delle caratteristiche demografiche della popolazione nell'intera area di ricerca (come l'età, il sesso, l'estrazione culturale, la nazionalità) in modo da introdurre un fattore peso attribuibile ad ogni individuo rispondente. Questo tipo di pesatura viene solitamente utilizzata nella ricerca sociologica e ha il vantaggio che, dato per acquisito tale fattore di ponderazione, qualsiasi replica dell'indagine in futuro può essere ripetuta con la stessa metodica.

Tuttavia questo tipo di correzione non è considerata la migliore per la valutazione del *noise annoyance* dato che quest'ultima sembra essere più influenzata da fattori attitudinali come la sensibilità al rumore, l'adattamento al determinante ambientale e l'effettiva entità dell'esposizione ad esso, che non sono di certo definibili come variabili socio-demografiche e quindi da considerare nella valutazione del fattore di ponderazione su citato.

- Una seconda stima, invece, si basa sull'analisi dei dati provenienti dal *non response questionnaire*. Questo metodo è molto più attinente alla specifica indagine svolta. Lo svantaggio è dovuto spesso alle piccole dimensioni del *non response study* che, ovviamente, influenza l'accuratezza della stima dell'effetto dovuto alla *non response selection*. Se tale stima è sensibile all'implicita selezione di non rispondenti, la presentazione dei risultati corretti è ovviamente quella più attendibile e significativa, indipendentemente dal fatto che la differenza fra risultato "corretto" e "non corretto" comporti un rilevante ampliamento della variabilità dello stesso. L'aggiunta di un *postsample* al *sample*, purché opportunamente ponderato, aumenta la sua numerosità e riduce il *bias* della mancata risposta selettiva. Questa seconda alternativa è, però, inevitabilmente costosa sia in termini di risorse che di tempo. Il maggiore onere temporale è stimabile in almeno due mesi, comprendendo l'intero processo aggiuntivo dalla distribuzione alla raccolta e trattazione dei dati.

L'introduzione di un fattore di ponderazione rende possibile un paragone fra i campioni dei rispondenti e dei non rispondenti sulla base di tutte le variabili confondenti che sono state ritenute significative nello studio in esame.

Ad esempio, se si vuole che la trattazione delle inferenze d'*annoyance* sia omogeneamente svolta su entrambi i sessi ma, come spesso accade, nella raccolta dati tale omogeneità non si presenti e, ad esempio, la rappresentazione degli uomini sia superiore a quella delle donne, occorre "pesare" le risposte femminili più di quelle maschili.

La procedura di pesatura, ovviamente in modo differenziato per rispondenti rispetto ai non rispondenti, porta, in una ragionevole approssimazione, all'avvicinamento del campione dei rispondenti esistente alla popolazione di rappresentazione in esame. Tale tipo di correzione, specie se è l'unica via praticabile, è di gran lunga preferibile alla presentazione di dati e figure d'*annoyance* non corretti.

14.2 Gli elementi confondenti la determinazione dell'*annoyance*

Vari autori fra cui Fields (1993), Fidell (1991), Miedema e Vos (1998), Guski (1999), Lambert (2002), solo per citarne alcuni, attraverso meta-analisi di diversi studi sugli effetti avversi

del rumore ambientale hanno dimostrato come diverse variabili socio-demografiche e fattori attitudinali abbiano un'influenza più o meno marcata sul fenomeno della *noise annoyance*. Fra questi, è possibile citare: l'età, il sesso, il livello d'istruzione, lo stato occupazionale, la tipologia della casa, il numero di componenti del nucleo familiare, la sensibilità a rumore, la paura della sorgente rumorosa, l'uso di rimedi per prevenirne la percezione, il possibile suo controllo o le relazioni di tipo professionale o anche di sola frequentazione che la persona può avere con tale sorgente.

L'effetto di queste variabili, dette "confondenti", può essere descritto come un lieve cambiamento della reazione individuale, che presumibilmente dipende sia dalle differenze nelle modalità personali di valutazione dell'esposizione, sia da quello che si definisce l'indice di *annoyance*, ovvero la variabile dipendente di inferenza, strettamente legata alla formulazione della domanda sul disturbo utilizzata nel questionario e quindi al *design* di quest'ultimo.

E' possibile, inoltre, riferendosi alla vera e propria trattazione statistica dei dati ed alla sua modellistica, suddividere i *confounders* in due sottogruppi:

- variabili che influenzano il risultato di *annoyance* in modo costante, indipendentemente dal valore del livello di esposizione; queste tipicamente sono: il sesso, l'età, lo stato civile, il numero di componenti del nucleo familiare, la durata del periodo di residenza in quell'abitazione;
- variabili che, invece, influenzano l'indice di *annoyance* in modo dipendente dal livello d'esposizione; fra essi i fattori attitudinali: la sensibilità, la paura, il *noise coping*, la consapevolezza di poter controllare il fenomeno disturbante.

I diversi studi sull'argomento, soprattutto nei confronti delle problematiche di comparabilità dei dati, e l'approfondimento della definizione ed effetto di queste variabili, ha, in un secondo momento, messo in luce come effettivamente siano i fattori attitudinali, specialmente la sensibilità al rumore e la paura, a spiegare quasi la metà della varianza associata al valore della percentuale di popolazione altamente disturbata risultante. I fattori di tipo socio-demografico, invece, sembrano mostrare effetti minimi, spesso irrilevanti, e, altrettanto spesso, di scarsa riproducibilità al di fuori del contesto culturale e territoriale di svolgimento dell'indagine; essi provocherebbero differenze di percezione del livello sonoro contenute in 2–3 dB, spesso insufficienti per modificare in modo rilevante il giudizio di *annoyance*.

Tra i fattori socio-demografici su citati, l'età del rispondente gioca, comunque, un ruolo piuttosto costante, evidenziando che sono le persone adulte, in fascia d'età lavorativa, le più disturbate dal rumore esterno, mentre i dati di giudizio d'*annoyance* presentano un lieve calo per le persone anziane od i giovanissimi. Rapportando i risultati di disturbo, a parità di livello sonoro, fra la categoria degli anziani e quella di riferimento (30 –50 anni) è come se la prima percepisse addirittura 5 dB in meno rispetto alla seconda. Spesso la sola correzione degli *outputs* per l'età del rispondente riduce gli effetti di variazione dovuti alle altre variabili, fra cui per primi la sensibilità ed il livello d'istruzione, l'uso di farmaci psicotropi che sono ad essa correlate, o viceversa, è la correzione per la sensibilità a contenere in sé tutte le altre variabilità predette.

I principali elementi confondenti che devono essere tenuti in considerazione sono:

a - L'età del rispondente

Le persone relativamente più giovani o più anziane risultano meno disturbate dal rumore esterno. Ciò è spiegabile riferendo un maggior adattamento al rumore delle persone giovani o meglio una loro minore sensibilità, dovuti essenzialmente alla frequentazione di luoghi rumo-

rosi, all'uso quotidiano di strumenti di ascolto della musica, allo stile di vita di gruppo e, fisiologicamente, alle caratteristiche del sonno che, a quell'età, si presenta più lungo e protratto nelle fasi 3 e 4, dette fasi delle onde lente o di *sleep spindles* (sonno pesante).

Per quanto riguarda gli anziani, la diminuzione dell'effetto di *annoyance* è invece spiegabile, considerato il degrado delle risposte sensoriali con l'avanzare degli anni, e quindi anche di quelle uditive, con un vero e proprio fenomeno di assuefazione al "rumore quotidiano" e con un certo atteggiamento di apatia nei confronti dei cambiamenti dell'intorno abitativo, indipendentemente da quanto evidenti o degradanti essi possano essere. E' come se ci fosse una certa relazione fra l'importanza data alla qualità dell'ambiente nei dintorni della propria casa e le fasi della vita che raggiunge valori minimi ai suoi stadi più iniziali o finali.

Il contributo che la variazione dell'età del rispondente fornisce alla varianza del risultato di *annoyance* è spesso fortemente offuscato dalla mancata omogenea stratificazione in fasce d'età del campione rispondente che inevitabilmente si presenta in quasi tutti i *noise survey*. L'andamento dell'*annoyance* in funzione dell'età, che diversi Autori riportano non essere di tipo lineare, può essere caratterizzato da una caduta inattesa, ampiamente giustificata e documentata, agli estremi del *range* della variabile confondente.

b - Il sesso del rispondente

In Italia, generalmente, il campione dei rispondenti rappresenta più il sesso maschile di quello femminile, sebbene sia quest'ultimo generalmente il più disturbato e sensibile al rumore. Ciò potrebbe trarre giustificazione dal fatto che, solitamente, il capofamiglia è la persona più responsabilizzata ad interfacciarsi con le istituzioni, specialmente quando l'argomento è di carattere tecnico. L'uomo in pensione, in particolare, ha normalmente più tempo ed interesse per la compilazione del questionario.

Spesso il *sample* dei *non response* è rappresentato, in maggioranza, da persone di sesso femminile, che probabilmente si trovano più spesso in casa. Ciò può essere una modesta indicazione di come l'*annoyance* da rumore non dipenda dal tempo trascorso in casa, dato che il campione dei non rispondenti è relazionato mediamente ad una decrescita della valutazione del disturbo.

c - Il livello d'istruzione del rispondente

Per comparabilità con altri studi precedenti si suggerisce che le informazioni riguardanti il livello d'istruzione siano tradotte in una scala categorica. E' un'utile esempio quella che si basa sullo Standard Internazionale di Classificazione dell'Istruzione (ISCED), suggerito dall'UNESCO (*United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization*).

Il livello di istruzione raggiunto può essere valutato attraverso una richiesta di dichiarazione del numero di anni di studio, escludendo i tirocini di lavoro o i corsi di apprendimento di carattere autodidattico.

L'orientamento verso questo tipo di quesito, piuttosto che verso una domanda aperta sul titolo di studio raggiunto, è dovuto fondamentalmente a due ragioni. Innanzitutto, la richiesta assume un carattere meno personale e più tollerante nei confronti di persone che hanno comunque studiato a lungo, ma che per diverse circostanze non hanno conseguito un titolo. In secondo luogo, alla luce del particolare e lungo sistema educativo in vigore in Italia, precedentemente alla riforma universitaria del 1999 (DM 509/99 "Autonomia dell'università e Riforma degli studi

universitari”) in cui era piuttosto comune lo *status* di fuori corso, si poteva con questo quesito tenere in considerazione un’estrema variabilità di *curricula studiorum*. Ci sono persone che in 17 anni di studio successivi al titolo di licenza elementare possono aver conseguito un titolo di diploma di laurea ed uno di dottorato, due diplomi di laurea, o nemmeno un titolo di diploma di laurea, pur essendo inseriti nell’ambito scolastico - accademico per lo stesso periodo di tempo.

Sulla base, quindi, del solo numero d’anni di studio successivi al titolo di licenza elementare, si possono così creare, sulle orme dello schema seguito da Miedema e Vos, quattro categorie:

- 1° livello, corrispondente a nessun anno di studio aggiuntivo oltre la licenza elementare;
- 2° livello, corrispondente da 1 a 8 anni fino al raggiungimento del diploma di maturità superiore;
- 3° livello, corrispondente da 8 a 15 anni con probabile raggiungimento del titolo di diploma di laurea;
- 4° livello, corrispondente a più di 15 anni, indicativo generalmente di una carriera accademica con l’acquisizione di titoli post-laurea.

Il 4° ed ultimo livello è considerabile come livello d’istruzione molto elevato e lievemente confondente nella valutazione dell’*annoyance*. Questa variabile risulta, comunque, inevitabilmente correlata all’età del rispondente. E’ evidente, infatti, come negli anni il livello di istruzione medio della società sia aumentato e come spesso gli anziani, già di per sé meno sensibili al rumore, rientrano nelle categorie di persone su elencate (1–3), non francamente suscettibili al rumore anche per “motivi culturali”.

A volte può evidenziarsi che non ci siano influenze significative dirette dovute al livello d’istruzione del campione rispondente, ma esso abbia significative correlazioni con la sensibilità al rumore. La correzione per quest’ultima variabile comportamentale, o per l’età stessa, può esaurire gli effetti d’influenza sulla risposta d’*annoyance*.

d - Lo stato occupazionale

Sempre seguendo le proposte formulate nel lavoro di Miedema e Vos del 1998, le informazioni ottenute sullo stato occupazionale e sull’occupazione rivestita dai rispondenti possono essere tradotte in un indice di valutazione in scala (0–100), nello stesso modo con cui la scala di valutazione dell’*annoyance* (0–10) è riscalata in punti percentuali. Per agevolare questo tipo di valutazione è possibile indicare una serie di opzioni di figure professionali in cui il rispondente può identificarsi, oltre ovviamente alla possibilità di una auto-classificazione nel campo aggiuntivo: “altro”. Tali categorie sono poi ordinate da 0 a 10, secondo il potenziale reddito ad esse correlato ed ad ognuna di esse è attribuito uno *score* pari a:

$$s_i = \frac{i \cdot 100}{11}$$

dove *i* indica la categoria professionale prescelta.

Questa scala è poi suddivisa in tre livelli: basso (0–32), medio (33–66) ed elevato (67–100). Il confondente viene identificato nel terzo di questi livelli.

Molte sono le critiche che si possono apportare a questa conversione di scala: fra le prime il salto uniforme fra tutte le categorie contigue non corrisponde ad un analogo scarto di retribuzione delle professioni. Tale giudizio, inoltre, rimane sempre molto soggettivo, indipenden-

temente dalla metodologia applicata e dalle fonti informative a disposizione. Onde evitare errori di attribuzione grossolani è bene inserire nel terzo livello *reddito elevato* i lavoratori *full time* che si sono identificati nelle categorie di:

- dirigente o direttore;
- imprenditore;
- docente universitario o ricercatore;
- libero professionista.

Sebbene questa variabile sia più ambigua ed insidiosa di quella relativa al livello d'istruzione, la significatività della sua incidenza nella valutazione dell'*annoyance* è spesso inferiore alla precedente. E' generalmente provato solo un lieve *bias* d'innalzamento del giudizio di disturbo provocato dallo stato socio-economico del rispondente.

e - Il numero di componenti del nucleo familiare

Alcune fonti di letteratura tendono a dimostrare che le persone *single* siano meno disturbate dal rumore altre, in maniera contrastante, che lo siano di più. La criticità dell'effetto della variabile è probabilmente spiegabile, nel primo caso, con uno stile di vita che li porta spesso fuori casa e quindi con una scarsa attenzione alle caratteristiche dell'intorno abitativo in generale. Nel secondo caso, la giustificazione potrebbe risiedere nella minore adattabilità e coabitabilità col rumore interno e, quindi, in una maggior suscettibilità verso sue manifestazioni, anche provenienti dall'esterno.

Un discreto accordo si riscontra nell'identificare, nelle categorie dei più sensibili a rumore, i rispondenti appartenenti a piccoli nuclei familiari di 2 o 3 persone in totale.

Si è osservato, inoltre, che spesso tale variabile non risulta direttamente significativa sulla valutazione dell'*annoyance*, ma sensibilmente correlata all'uso di farmaci o alla sensibilità al rumore. Ciò darebbe ragione al fatto che le persone che vivono da sole, specie se anziane, siano più soggette all'assunzione di tali medicine, probabilmente perché presentano un sonno notturno disturbato, perché sono affette da patologie di ansia o depressione o, semplicemente, perché soffrono di solitudine.

f - La sensibilità a rumore

Rispondenti esposti a stessi valori di livello sonoro risultano essere più disturbati se naturalmente più sensibili al rumore (Fields 1992, Job 1999, Guski 1999).

Il concetto di sensibilità a rumore è stato definito con diverse espressioni in letteratura. Definizioni che si rivelano più o meno dettagliate ma che, comunque, spesso sono di carattere operativo e *post hoc*, a seconda dei risultati ottenuti.

La sensibilità a rumore è interpretabile come un insieme di conscie caratteristiche comportamentali e stati inconsci di tipo fisiologico, psicologico ed attitudinale, identificabili nello stile di vita e nelle personali attività quotidiane, che in un individuo accrescono la reattività al rumore.

E' consigliabile che la sensibilità a rumore sia indagata tramite il test di sensibilità di Weinstein, considerato ormai standard internazionale per la determinazione di un indice di sensibilità personale al rumore. Si tratta di un elenco di dieci asserzioni su cui il compilante deve esprimere un giudizio di accordo o disaccordo, utilizzando una scala di *score* numerico da 1 a 6,

dove 1 esprime il totale disaccordo e 6 il totale accordo. Le opinioni intermedie devono essere identificate da un valore di scala intermedio, ovvero utilizzando i punteggi dal 2 al 5. La sua validità è stata comprovata in diverse lingue; Stanfeld riporta un coefficiente α di affidabilità del test pari a 0,78 sulla versione a 10 *items*, ovvero in quella da anni ormai universalmente adottata.

Sulla base delle conversioni di scala proposte da Miedema e Vos, il *cutpoint* di 67/100 su scala (0-100) si riconverte in un *cutpoint* di 40/60, le persone quindi che hanno raggiunto uno *score* totale superiore a 40 nel test sono reputate altamente sensibili a rumore.

La sensibilità a rumore è indubbiamente un confondente molto importante. In alcuni casi può far sì che due persone riportino lo stesso *score* d'*annoyance* per due livelli sonori, relativi alla stessa sorgente, con scarto d'emissione fino a 11 dB; ovvero come se essi si trovassero esposti a ben tre classi acustiche contigue di differenza l'un l'altro.

Alcune complicazioni nella valutazione degli effetti della sensibilità a rumore possono presentarsi allorché il rispondente sia chiamato a giudicare sia la propria sensibilità al rumore che il proprio livello di disturbo all'interno dello stesso questionario e, quindi, molto probabilmente quasi nello stesso momento. Il processo di *rating* può essere influenzato da una tendenza di risposta, motivata magari dal desiderio di concludere in poco tempo o da una percezione da parte del rispondente di quale possa essere il "quadro della situazione", che porta ad utilizzare solo una parte della scala proposta, tipicamente agli estremi. Questo fenomeno può spiegare solo una certa parte della correlazione tra le variabili in gioco.

Le esperienze internazionali, in particolar modo svolte per la maggior parte su rumore da traffico aereo su territori investiti da grandi aeroporti come quelle di London Heathrow (1996), Amsterdam Schiphol (1996 and 2002) o Sidney Kingsford Smith (1994), o quella recentissima relativa al progetto RANCH (*Road Traffic and Air Traffic noise exposure-response and children's cognition and health*), mostrano che circa il 40% della varianza di *annoyance* sia spiegabile tramite l'influenza di alcuni fattori confondenti e, fra essi, la sensibilità al rumore è sicuramente uno fra i più importanti.

Essa spiegherebbe il 12% della varianza di prevalenza dell'effetto nel *noise survey for the HIA of Schipol airport*, la valutazione di impatto sanitario dell'aeroporto di Schipol del 2002.

Nello stesso studio il livello d'esposizione a rumore, ovvero il principale determinante ambientale, giustificherebbe circa il 11% della varianza d'*annoyance*.

E' importante sottolineare come esista scarsa correlazione fra la sensibilità al rumore e l'esposizione al rumore ambientale. La sensibilità al rumore non è un'espressione sinonimo d'*annoyance* da rumore, ovvero ci sono persone che manifestano le stesse reazioni di sensibilità a qualsiasi livello di esposizione superiore ai 42 dB. Una buona correlazione, invece, sembra esserci fra sensibilità al rumore ed età, sesso del rispondente, livello di istruzione o durata del periodo di residenza nell'abitazione.

La sensibilità risulta correlata al livello di istruzione, al sesso e all'età, mostrando che le persone più istruite e di sesso femminile sono più sensibili al rumore e che all'aumentare dell'età, probabilmente per i fenomeni di degrado sensoriale e minore attenzione nei confronti delle proprie reazioni psico-attitudinali, essa decresce lievemente. Tuttavia essa non sembra essere correlata all'intensità del suo determinante.

La sensibilità al rumore sembra essere più strettamente dipendente dalla tranquillità che l'individuo sperimenta in interno, o dalle possibilità di fuga o distrazione dalla percezione del rumore che gli vengono offerte.

Alcuni test di laboratorio hanno permesso di identificare alcune reazioni fisiche corporali che comprovano con parametri fisici quello che tecnicamente in questo documento viene definita

come sensibilità al rumore. Fra essi la conduttanza della pelle, il battito cardiaco, i valori di *baseline* della pressione sanguigna e della risposta ormonale ad agenti stressogeni (Bathia et al. 1996; Ohrstrom et al. 1990; Ann, 1986; Sarafino 1994).

La sensibilità psicologica al rumore dipende dall'età del soggetto. Si può affermare che le soglie di risveglio conscio ed inconscio siano circa 10 dB più elevate nei bambini rispetto agli adulti.

Le persone anziane si lamentano per il rumore molto più dei giovani adulti e, infatti, per questi i risvegli di tipo spontaneo durante il sonno sono molto più frequenti. E' però difficile concludere che gli anziani siano molto più sensibili al rumore perché ipotesi parallela è che essi sentano il rumore più degli altri perché sono spesso svegli durante la notte. La frammentazione naturale del sonno dell'anziano è una comprovata manifestazione d'età, con fondate spiegazioni fisiologiche, più che un'espressione di effetto di un particolare determinante ambientale.

Vi sono poi differenze in sensibilità dovute al sesso: le donne madri, fra i trenta ed i quarant'anni, sembrano essere la categoria di persone più sensibili (Lukas, 1972). E' difficile, comunque, decidere se questa differenza di sensibilità fra i due sessi sia effettiva o spiegabile, invece, nella tendenza tipica femminile di prestare attenzione ai propri sintomi fisici, anche se lievi, ed esprimere con facilità la preoccupazione che ne consegue (Hibbard e Pope, 1986).

Fra le persone molto sensibili al rumore si possono trovare: le donne madri, in stato di gravidanza o di pre-menopausa, persone con sintomatologia d'insonnia allo stato iniziale, persone palesemente sotto stress.

I risultati di Stansfeld del 1985 mostrarono che i soggetti altamente sensibili al rumore riportano i più elevati punteggi di *annoyance* non in zone ad elevato livello di rumore o nelle zone più silenziose, mentre le persone di minore sensibilità variano di poco il proprio giudizio sul disturbo da rumore al variare dell'indice di emissione sonora da 50 a 70 dB.

Si ipotizza che in realtà gli effetti della sensibilità sull'*annoyance* e del rumore sulla sensibilità non siano di tipo diretto. Il rumore influenza l'*annoyance* indirettamente attraverso una sensibilizzazione del soggetto al rumore o, in altre parole, il rumore influenza la sensibilità indirettamente attraverso l'effetto sanitario individuale dell'*annoyance*. Indipendentemente da ciò a cui è dovuto, un aumento di sensibilità comporta un correlato aumento di *annoyance*. Il recondito terzo fattore che spiega queste relazioni di tipo indiretto sembra essere l'ansia o la labilità del sistema neuro-vegetativo o, ancora, una generalizzata vulnerabilità psichica dell'individuo (Stansfeld, 2000).

Da quanto detto, è comunque bene trarre la sola, ma importantissima, deduzione che la sensibilità al rumore influenza il giudizio di *annoyance* indipendentemente dal livello di esposizione. Le persone altamente sensibili al rumore probabilmente utilizzeranno la parte terminale della scala di *score*, risultando quindi *highly annoyed*; tale fenomeno è presente, anche se con manifestazioni meno evidenti, anche ai più bassi livelli di rumore.

g - L'uso di farmaci sonno - inducenti

Diversi studi mostrano una relazione fra l'uso di medicinali e inquinamento ambientale, specialmente se relazionabile al rumore. Fra di essi, di carattere pionieristico ed effettivamente mirati allo scopo, si ricorda quello di Knipschild (1976) che evidenziò che la rapida crescita di rumore da aereo in alcune aree residenziali dei Paesi Bassi aveva comportato un forte aumento nel consumo di farmaci sonno-inducenti. Al contempo l'introduzione del divieto per il volo nelle ore notturne produsse un'evidente decrescita del fenomeno.

Egli, inoltre, trovò al contempo una relazione fra l'esposizione a rumore aereo e la frequenza di contatto con medici generici, psicologi, psichiatri e cardiologi.

Il survey "*Health and quality of life near Amsterdam Schiphol airport, 2001-2002*" evidenziò una crescita del consumo di farmaci specificatamente prescritti per favorire il sonno dell'8% in più fra gli esposti a livelli di rumore superiori a 55 dB di L_{den} , rispetto ad un riferimento di esposizione inferiore a 50 dB. Tali risultati furono corretti per l'età, il sesso ed il livello socio-culturale. Appare evidente una forte correlazione fra l'uso di farmaci adiuvanti il sonno ed il sesso femminile o per persone ultracinquantenni, di cultura medio-alta. La correzione è avvenuta anche escludendo dal calcolo i rispondenti con disturbi del sonno di tipo cronici. La percentuale di prevalenza non corretta è del 14%, quella corretta del 16%.

L'esposizione a rumore aereo, in modo particolare nelle ore serali antecedenti il sonno, sembra essere associata con l'insorgenza di uno stato di transitoria irritabilità e, pertanto, con il consumo di farmaci sonno-inducenti, non regolarmente prescritti da un medico. Inoltre questi effetti sembrano aumentare con l'età del rispondente. Tuttavia, per la grande variabilità di medicinali in uso e di atteggiamenti del personale sanitario nei confronti della prescrizione di questi farmaci in Europa, non è stato mai possibile elaborare delle dirette relazioni dose-effetto fra uso di farmaci e *annoyance* o disturbo del sonno.

Alcune fonti riportano che il rumore ambientale notturno, specie quello da traffico, sia la causa dell'1,2 -2,6 % del consumo nazionale europeo di farmaci sonno-inducenti.

Il tema non è, comunque, privo di risposte negative che, invece, riportano la mancata associazione fra farmaci psicotropi ed esposizione a rumore ambientale.

14.3 La valutazione dell'incertezza

I risultati di un *survey* sono inevitabilmente soggetti a diverse forme di incertezza perché solo una minima parte della popolazione viene inserita nell'indagine e per tutta una serie di errori dati dalla valutazione delle variabili in gioco o dal modello di trattazione statistica. L'incertezza può essere ridotta, intuitivamente, semplicemente aumentando le dimensioni campionarie. Ciò inevitabilmente costa tempo e denaro. Conseguentemente ha una fondamentale importanza specificare il grado di precisione che ci si prefigge di raggiungere nello studio.

Si suggerisce che il campione di popolazione sia scelto seguendo un primo criterio di individuazione della zona in cui si possano agevolmente evidenziare rumori infrastrutturali, (rumore stradale, ferroviario ed aereo), facilmente modellizzabili ed acusticamente mappabili.

La zona d'indagine deve essere quasi esclusivamente residenziale e uniforme in riferimento alle tipiche attività antropiche dei ricettori, quali quelle svolte nell'ambiente domestico ove il potenziale esposto vuole trovare riposo, tranquillità o svolgere le proprie azioni di svago.

Le procedure di *sample sizing* e randomizzazione del *sample* possono essere guidate dalla conoscenza del numero totale di nuclei familiari presenti nella zona mappata, dall'ipotesi supportata da conoscenze internazionali di un ipotetico atteso valore di *response rate* e dall'imposizione di un criterio di casualità di scelta nel rispondente all'interno del nucleo familiare composto da più unità.

Una seconda randomizzazione a posteriori, svolta per ottimizzare il processo di stratificazione in classe sonora, e quindi la procedura di *stratified random sampling*, permette di utilizzare nella trattazione statistica una opportuna pesatura per stabilire un'equa rappresentazione dei dati forniti dai rispondenti, suddivisi per ogni strato di esposizione. In particolare, indipen-

dentemente dal fatto che una sottorappresentazione di rispondenti in uno *stratum* sia dovuta ad effetti di *non response* o ad un effettiva scarsa distribuzione del campione nella sua stratificazione, l'obiettivo è quello di pesare opportunamente i casi esistenti in modo da innalzare la loro rappresentazione nel campione corretto di quei *strata* che vengono sottorappresentati dai dati grezzi.

La pesatura riduce lievemente gli effetti di un'ideale omogenea stratificazione. La precisione degli errori standard associati ad un campionamento stratificato non proporzionale può rivelarsi, a seconda dei casi, più o meno elevata rispetto ai campioni semplicemente randomizzati, ma sicuramente lievemente inferiore a quelli randomizzati e proporzionalmente stratificati. L'allargamento del numero di classi di stratificazione riduce positivamente queste sproporzioni, contribuendo all'innalzamento della precisione di valutazione.

La randomizzazione stratificata, infatti, non solo permette di trarre inferenze statistiche ma, rispetto alla normale randomizzazione casuale, produce un abbassamento dell'incertezza legata alle inferenze stesse e, quindi, un calo nella deviazione standard associata alle singole valutazioni *stratum-dependent* e, conseguentemente, in quella della popolazione intera.

Esiste un parametro di valutazione dell'incertezza che è definito come *design effect*, dipendente strettamente dal *design* del campione. Il valore di questo parametro (D) è pari a 1 per la randomizzazione semplice. Ottenere un valore di D maggiore di 1 significa che la scelta del campione voluto determina un decremento nella precisione delle stime. Ciò accade, ad esempio, per il *cluster sampling*. Un valore di D inferiore a 1, invece, comporta un innalzamento della precisione, come avviene per i campioni stratificati.

Più la stratificazione è fine, più l'incertezza associata ai risultati diminuisce, ovvero gli "intervalli di confidenza" sono più stretti per la randomizzazione stratificata che per quella semplice.

Si intende come significatività la probabilità, espressa in termini percentuali, che una relazione emersa fra i dati sia semplicemente dovuta all'utilizzo di un campione casuale sfortunato. Ovvero, nel caso si prendesse un altro campione su cui svolgere la stessa indagine, si potrebbe non riverificare la stessa relazione ottenuta. La significatività è anche detta errore di tipo I: ovvero la probabilità di essere indotti nell'errore di concludere che ci sia non una relazione, quando in realtà essa sussiste. Essa esprime l'errore che si commette nel non rigettare l'ipotesi nulla.

Gli studi sociologici spesso utilizzano un livello di significatività dello 0,05, ovvero del 5%, il che significa che se c'è una probabilità minore od uguale al 5% che una relazione di legame fra i dati raccolti sia dovuta solo al caso, allora tale dipendenza è reale. Tecnicamente si è indotti in errore nell'accettare l'ipotesi nulla che l'entità di tale inferenza non sia diversa da zero. I test di significatività, per correttezza statistico-matematica, si applicano solo a campioni randomizzati.

Correlatamente al concetto precedente, si introduce quello d'intervallo di confidenza. Ammettendo che ogni variabile abbia una distribuzione normale, il 95% di intervallo di confidenza è pari a $\pm 1,96$ volte l'errore standard intorno al valore medio. Qualora fosse possibile indagare un elevato numero di campioni ed avere una stima dei valori medi, con i relativi intervalli al 95% di confidenza, allora il 95% di questi intervalli conterrebbe il valore vero di popolazione.

Gran parte della difficoltà nel *design* del campione e del suo corretto dimensionamento derivano dal fatto che poco si sa sugli effetti di errore di diverso tipo, legati a questo primo *step* d'impostazione dell'indagine spesso guidato da conoscenze teoriche e conseguenze pratiche, sull'interpretazione ultima dei risultati. Anche se le conseguenze potessero essere in qualche modo previste, i diversi scopi per cui potrebbero, in futuro, essere utilizzati gli *outcomes* di un

survey possono richiedere o accettare alcuni livelli di significatività che effettivamente non potevano essere previsti nel momento in cui il *survey* è stato pianificato.

I valori di significatività del 5% e d'intervallo di confidenza al 95% sono generalmente assunti anche per determinare l'incertezza dei risultati ottenuti con la trattazione statistica di regressione; gli *outputs* sono generalmente riferiti al coefficiente *t* del test di Student, l'errore standard ed i relativi intervalli di confidenza.

I test di significatività si basano sulla teoria per cui ogni elemento del campione abbia la stessa probabilità di essere selezionato, probabilità che è conosciuta anteriormente allo svolgimento dello studio (*random sampling*).

L'inferenza statistica ha il compito di dimostrare la significatività delle stime effettuate utilizzando campioni randomizzati.

I test di significatività indagano tecnicamente la veridicità dell'ipotesi nulla. I valori di significatività, forniti dal test adottato ed utilizzati per rigettare l'ipotesi nulla, sono funzioni di tre fattori: la sensibilità dell'effetto osservato, l'ampiezza del campione ed i criteri di valutazione dei limiti di significatività, ovvero la definizione dell'errore di tipo I o a.

Precedentemente allo svolgimento dello studio è bene sia eseguito un test di *Power Analysis*, ovvero una prova di quali siano le possibilità che, fissati i tre parametri sopra elencati, l'indagine abbia esiti positivi. Questi tre fattori, insieme al "Power", alla potenza d'inferenza, formano un sistema chiuso. Fissati i primi tre, il quarto assume un ben preciso valore da essi dipendente. L'obiettivo della *Power Analysis* è trovare il giusto bilanciamento tra questi fattori, tenendo in considerazione gli obiettivi dell'indagine e le risorse umane e finanziarie a disposizione.

Quello che è stato precedentemente definito come sensibilità dell'effetto viene tecnicamente chiamato *effect size* ed esprime il più piccolo effetto che avrebbe una qualsiasi significatività talmente esigua da poter variare da uno studio al successivo o precedente. E' ovvio che, ragionando in termini assolutistici, per mantenere alta la potenza di inferenza si dovrebbe desiderare di contenere il più possibile l'*effect size*; tuttavia la scelta del suo valore nasce inevitabilmente da un compromesso fra le dimensioni di variabilità dell'effetto che si desiderano rivelare e le risorse disponibili per farlo.

L'*effect size* della popolazione vera non è mai noto a priori né a posteriori, sebbene se ne possano possedere delle stime più o meno accurate. Gli studi di *Power Analysis* quindi sono basati su asserzioni di tipo logico su ciò che teoricamente, dal punto di vista epidemiologico, può definirsi un effetto importante, basandosi principalmente sui risultati di inferenza tratti dagli studi svolti in precedenza.

Nel caso di *noise survey* di *self-reported annoyance* può essere definito *effect size* il semplice salto di una categoria di giudizio dell'*annoyance*, sufficiente, ad esempio nel caso esso accada fra i punteggi 7 ed 8, a ritenere l'esposto seriamente disturbato dal rumore ambientale esterno.

Oltre all'errore di tipo I esiste l'errore di tipo II o b in cui si incorre quando la relazione non sussiste, ma si sbaglia rigettando l'ipotesi nulla. Poiché l'errore di tipo I è più dannoso di quanto non lo possa essere l'errore di tipo II, convenzionalmente ci si propone di mantenere il rapporto a/b superiore a 0,25 e, quindi, un valore di b minore del 20%.

15. CONCLUSIONI

Analisi degli approcci metodologici e descrizione delle criticità

La raccolta della documentazione sugli studi disponibili nella letteratura in tema di rumore e suoi effetti sulla salute della popolazione esposta ha permesso di conseguire i seguenti obiettivi:

1. sintesi delle conoscenze attuali su quest'importante argomento e descrizione dello stato dell'arte sui principali aspetti nel settore;
2. analisi degli approcci metodologici impiegati nei vari studi condotti e definizione dei migliori protocolli procedurali;
3. individuazione di alcune criticità che richiedono ulteriori futuri approfondimenti e che possono orientare proficuamente gli studi nel settore, soprattutto se legati alla realizzazione di un neo-studio sulla *noise annoyance*.

Relativamente all'ultimo punto è emersa la necessità di riflessione e di analisi ulteriori.

Esse sono esposte più dettagliatamente nel seguito e si configurano come rilevanti ai fini sia del completamento del presente studio, sia per i propositi di un suo proseguimento, eseguibile mediante la raccolta di futuri risultati epidemiologici ottenuti tramite studi svolti o in laboratorio o in campo.

15.1. Le criticità emerse

Dalla documentazione raccolta per lo svolgimento di questo lavoro sono emerse le seguenti criticità, elencate e sinteticamente descritte nel seguito.

a. Lo stato delle indagini socio-acustiche in Italia

Le esperienze in Italia su indagini socio-acustiche, finalizzate a conoscere le reazioni della popolazione al rumore nell'ambiente di vita, sono assai limitate ed episodiche e riguardano esclusivamente aree territoriali nel nord Italia. Come riportato nel capitolo ad esse dedicato (Capitolo n. 12: "Gli studi socio-acustici in Italia"), sono disponibili in letteratura i risultati di tre *noise surveys*. Queste indagini sono state condotte nelle città di Modena, Torino e Trento con obiettivi diversificati tra loro che, tra l'altro, rendono i risultati conseguiti difficilmente comparabili.

Le conoscenze di letteratura, riguardanti *noise surveys* svolti in altri Paesi (ad esempio in Germania, Olanda, Paesi Scandinavi alla fine degli anni '90), permettono di affermare che le percentuali di popolazione altamente disturbata da rumore da traffico stradale sono generalmente comprese fra il 17% e il 22%. (EEA Report, 2000). Per quanto riguarda il contesto italiano, un'indagine su basi teoriche svolta sulle principali città del nostro paese da parte del CTN_AGF indicherebbe che per valori di L_{den} superiori a 65 dB, rappresentativi della realtà di esposizione a fronte strada nelle città italiane, l'effetto di *highly annoyance* si manifesterebbe per il 20-25% della popolazione.

Per appurare tali supposizioni, e considerando l'esiguità degli studi in campo condotti, appare evidente la necessità e l'urgenza di estendere le indagini socio-acustiche ad altre realtà territoriali italiane, diversificate per dimensioni, popolazione, aspetti socio-economico-culturali, stili di vita, in modo da popolare un campione statisticamente rappresentativo della situazione nazionale. Questa esigenza, tuttavia, richiede la preliminare soluzione di altre criticità riguardanti gli aspetti elencati nelle pagine successive.

b. L'esperienza partecipativa degli italiani ai sondaggi ambientali

L'esiguo numero di indagini socio-acustiche finora svolte in Italia implica, tra l'altro, una tradizione socio-culturale pressoché nulla nella popolazione a partecipare a sondaggi demoscopici, volti a conoscere le loro opinioni e reazioni al rumore e gli effetti indotti sulla salute e sulla qualità della vita.

Le conseguenze di questa mancanza di tradizione sono numerose ed investono anche la scelta delle metodologie per svolgere i sondaggi, al fine di minimizzare le influenze ("bias") negative sulla significatività statistica delle indagini stesse e dei loro risultati. Ad esempio, in considerazione della scarsa tradizione partecipativa per ottenere un buon *response rate*, ossia un numero sufficientemente elevato di risposte da parte del prescelto campione di popolazione partecipante all'indagine, è preferibile procedere ad interviste dirette ("*face to face*") con i singoli soggetti. In esse l'intervistatore potrebbe rinforzare gli scopi delle istruzioni, al fine dell'ottenimento di una completa e corretta compilazione del questionario sottoposto. Questa procedura, ovviamente, comporta costi e tempi di esecuzione elevati, ma è l'unica che, allo stato attuale della realtà italiana, in materia di sondaggi demoscopici per indagini socio-acustiche, possa fornire risultati sufficientemente completi ed attendibili.

Spesso, infatti, il *response rate* in Italia a questionari su temi di Ambiente e Salute non raggiunge livelli superiori al 20% e risulta essere come uno dei più bassi valori a livello europeo.

Non bisogna dimenticare, inoltre, che i rispondenti spontanei al *noise survey* sono fondamentalmente persone in qualche modo "interessate a rispondere" o perché sono effettivamente molto disturbate, o perché direttamente coinvolti professionalmente con alcune delle sorgenti di rumore, oppure con gli organi di ricerca patrocinanti lo studio. Ne consegue, quindi, che il campione dei rispondenti, oltre che esiguo, sia spesso non rappresentativo della popolazione esposta, ma abbia subito una naturale e spontanea sua preselezione.

c. I protocolli sperimentali delle indagini socioacustiche

La significatività dei risultati ottenibili dalle indagini socio-acustiche e le inferenze da questi desumibili dipendono notevolmente dai protocolli sperimentali prescelti.

È ovvio che ciascuna indagine socio-acustica si propone obiettivi specifici che, inevitabilmente, condizionano la formulazione del protocollo sperimentale. Questa specificità di indagini con obiettivi diversi, tuttavia, rende, anche se magari solo lievemente, i risultati disomogenei tra loro, limitandone sensibilmente la confrontabilità e il loro inserimento in un data-base complessivo. Su quest'ultimo si potrebbero condurre analisi cumulative, fornire indicazioni non ottenibili dalle analisi parziali delle singole indagini.

Appare evidente, pertanto, la necessità che gli specifici protocolli sperimentali presentino comunque una sezione comune standardizzata, più o meno ampia, comprendente gli aspetti principali della determinazione dell'esposizione sonora dei soggetti e quelli delle loro reazioni al

rumore, in modo che sia sempre possibile la confrontabilità dei risultati corrispondenti e la loro analisi complessiva. In merito a questo importante aspetto, si ricordano i suggerimenti di cui l'International Commission on the Biological Effects of Noise" (ICBEN) si fa promotrice, (come già riferito nel § 1.3 "Le raccomandazioni dell'ICBEN "Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: research and a recommendation") che, in modo particolare, ha proposto due domande standard per conoscere la reazione al rumore in termini di *annoyance*. Si auspica che esse siano inserite in ogni futuro protocollo sperimentale di indagini socio-acustiche.

d. Gli ambiti territoriali oggetto di indagine

Le poche indagini socio-acustiche condotte in Italia hanno riguardato prevalentemente il rumore da traffico stradale. Queste indagini, tra l'altro, sono state eseguite molto spesso in ambiti territoriali periferici, laddove la sorgente specifica era fortemente predominante rispetto a sorgenti sonore di diversa tipologia.

È auspicabile che le indagini siano estese anche alle aree centrali urbane, dove si registra la compresenza di diverse fonti di sorgenti sonore, la cui simultaneità e conseguente interferenza può influire sensibilmente sulle reazioni della popolazione esposta. L'estensione delle indagini ad altri ambiti territoriali dovrebbe includere anche tipologie di sorgenti sonore di particolare rilevanza per l'impatto sulla popolazione esposta, tra le quali il rumore da traffico aeroportuale, quello da traffico ferroviario e quello da siti di attività industriali, frequentemente inseriti nel tessuto urbano, rispondendo così alle disposizioni della END Directive di analisi di tutti e quattro gli ambiti di potenziale impatto del rumore ambientale sul benessere della popolazione.

Non dovrebbero poi essere trascurate alcune delle più importanti sorgenti di rumore "da vicinato" (urla di vicini, mezzi di raccolta dei rifiuti urbani, animali domestici, ecc.) che spesso, nella realtà urbana, sono indicati come ugualmente disturbanti rispetto al rumore infrastrutturale.

e. La pianificazione delle indagini socio-acustiche

Tempi e costi delle indagini socio-acustiche sono di entità tali da non consentire la loro esecuzione su vasta scala nel breve periodo. Ne deriva la necessità di pianificare organicamente nel tempo le future indagini, ponendosi da subito l'obiettivo anche di una loro ripetizione programmata, al fine di valutare le dinamiche della risposta della popolazione, in relazione al cambiamento stagionale, ma soprattutto all'attuazione di interventi di mitigazione acustica. Solo in questo modo è possibile acquisire gli elementi conoscitivi indispensabili per condurre una realistica analisi costi-benefici, che non può prescindere dagli effetti percepiti e sperimentati dalla popolazione in situazioni ante e post-operam.

f. I gruppi di popolazione acusticamente vulnerabili

Nella formazione del campione di popolazione partecipante alle indagini socio-acustiche occorre tenere presente che esistono gruppi di persone con caratteristiche riconducibili a gruppi "acusticamente vulnerabili", ovvero a persone con stato psico-fisiologico facilmente alterabile a causa dell'esposizione sonora. Per essi il rumore contribuisce ad accentuare lo stress o le patologie psichiche latenti. Generalmente si può pensare che i soggetti vulnerabili includano le persone anziane, specie quelle affette da patologie psico-fisiologiche, i bambini, ecc.

Gli effetti indotti dal rumore su questi soggetti, a seguito della loro vulnerabilità, sono di maggiore entità ed incidenza: basti pensare, per i bambini in età scolare, alla riduzione delle loro capacità di apprendimento a seguito della minore intelligibilità del parlato, (accentuata dalla minore conoscenza del linguaggio), e al potenziale incremento di uso di farmaci psicotropi, da parte di persone adulte particolarmente sollecitabili. Appare evidente come la conoscenza delle reazioni di questi gruppi di soggetti al rumore ambientale sia di rilevante importanza per una concreta e diffusa tutela della salute della popolazione nei confronti degli effetti indotti dall'inquinamento acustico.

E' bene promuovere, quindi, parallelamente ad indagini sul campo volte a rappresentare l'intero spettro di sensibilità presente nella popolazione in esame, campionata su tutte le fasce d'età e gli status socio-economici, anche l'analisi mirata di gruppi specifici, di nota elevata sensibilità al rumore con esperimenti di minore dimensione campionaria.

g. Le relazioni dose-effetto

Il quadro emerso dall'insieme dei capitoli presentati nel seguente documento evidenzia, per l'Italia, l'attuale impossibilità di formulare delle affidabili relazioni dose-effetto per il rumore, da applicare a livello nazionale, né tanto meno su base socio-geografica.

Si è più volte detto come, d'altronde, queste relazioni siano indispensabili per definire valori limite legislativi realistici e che tutelino concretamente la salute della popolazione. L'assenza di queste curve dose-effetto è una grave lacuna che è auspicabile sia colmata al più presto, non solo per procedere al confronto con le analoghe relazioni già sviluppate negli altri Paesi, e proposte a livello europeo, ma per valutare con maggiore oggettività l'efficacia degli interventi di risanamento acustico, in un'ottica che non è solo più strettamente tecnica, ma anche, e forse più significativamente, di tipo sanitario.

Urge, dunque, che vengano eseguiti in Italia *noise surveys* secondo i protocolli di *design* suggeriti e le metodologie indicate come più promettenti, perché tali curve dose-effetto passano essere finalmente formulate e standardizzate come riferimento.

h. Le autovalutazioni sugli effetti richieste e quelle spontanee

Le indagini socio-acustiche, condotte nell'ambiente di vita del campione di popolazione oggetto di indagine, nonché quelle svolte in laboratorio, si propongono di raccogliere le risposte dei soggetti, allorché interpellati, su specifici attributi del rumore e sulle loro reazioni indotte dall'esposizione sonora.

Come riferito, in genere, le risposte sono espresse su scale di valutazione a categorie, numeriche, semantiche in modo da quantificarle ed elaborarle con tecniche statistiche. In ogni caso, si tratta di auto-valutazioni da parte del soggetto stesso che è sollecitato a questo compito da colui che svolge l'indagine. Assai diverso è il contesto, invece, nel quale è il soggetto a manifestare autonomamente le proprie reazioni conseguenti all'esposizione sonora che, solitamente, si traducono in esposti e proteste, individuali o collettive, nei confronti dell'autorità di controllo e del responsabile dell'inquinamento acustico; senza che nessuno stavolta abbia invitato o motivato il disturbato ad esprimersi. In entrambi i casi, si possono verificare dei "bias" sistematici nelle reazioni della popolazione: nel primo caso, poiché essa è indotta a riflettere e rispondere su aspetti che solitamente non sono oggetto della sua attenzione, nel secondo caso, è palese che intervengano fattori non acustici di enfattizzazione della reattività umana.

È desiderabile che anche questo aspetto sia adeguatamente studiato e approfondito, in considerazione delle sue rilevanti ricadute applicative, in termini, ad esempio, di valutazione dell'efficacia degli interventi di risanamento acustico e di determinazione dei valori limite legislativi.

i. Dalla monoesposizione alla multiesposizione

È esperienza comune che il rumore ambientale al quale la popolazione è esposta sia spesso costituito da un insieme di sorgenti, anche di tipologia diversa, per cui, dal punto di vista epidemiologico, è più appropriato un approccio in termini di multiesposizione. Su questo aspetto si sta concentrando l'attenzione della comunità scientifica internazionale, in considerazione non solo dell'interesse conoscitivo di base sui meccanismi di formazione delle reazioni della popolazione, ma anche per le rilevanti ricadute applicative.

In letteratura sono stati proposti diversi modelli per la stima della reazione alla esposizione a più sorgenti contemporanee, distinguibili in modelli psicofisici e modelli percettivi. (Si veda a proposito il capitolo ad essi dedicato, n. 10 "Modelli multiesposizione-*annoyance*").

Nei primi l'*annoyance* complessiva, dovuta alla multiesposizione, è espressa in funzione delle variabili acustiche delle singole sorgenti componenti la stessa, mentre nei secondi l'*annoyance* complessiva è relazionata alle variabili percettive (*annoyance* o *loudness*) indotte dalle singole sorgenti. I modelli sono prevalentemente di natura semi-empirica in quanto formulati sulla base di esperimenti condotti in laboratorio. Ne consegue la necessità di una loro validazione, con ulteriori e ben pianificate indagini socio-acustiche in campo, condotte con protocolli sperimentali, atti a discriminare e stratificare adeguatamente le numerose variabili, acustiche e non, che intervengono nel fenomeno.

j. Il clima acustico nelle aree quiete

Tra gli obiettivi della Direttiva 2002/49/CE è inclusa anche la tutela delle aree quiete.

Si propone di agire in modo da evitare incrementi del rumore in aree di particolare tutela acustica, a seguito di non adeguati piani di azione orientati a ridurre le criticità acustiche maggiori, a scapito del deterioramento di situazioni a minore rumorosità. Questo obiettivo deriva dalla corretta consapevolezza dell'insostituibile ed indispensabile funzione che le aree quiete svolgono, per il temporaneo recupero dello stato psico-fisico della popolazione, sempre più esposta a livelli di rumore che inducono numerosi effetti nocivi sulla salute. Tuttavia, la caratterizzazione acustica di queste aree è ancora oggetto di studio in quanto, coinvolgendo aspetti anche non acustici, quali l'accettabilità e le aspettative individuali del clima sonoro: non è sufficiente impiegare i descrittori abituali di tipo cumulativo-energetico (ad esempio il livello L_{den}), ma occorrono indicatori del clima sonoro (*soundscape*) che siano correlati con le reazioni della popolazione.

La carenza di indagini su questo aspetto non è ulteriormente giustificabile, in considerazione del fatto che le aree di quiete sono sempre più indispensabili ed, in ambiente urbano, a rischio sempre più elevato di contaminazione acustica, che ne compromette sia la fruizione che la funzione di recupero psicofisico del loro fruitore.

k. L'esternalizzazione dei costi del rumore ambientale

Una corretta valutazione dei costi indotti dal rumore ambientale è requisito indispensabile per una attendibile analisi costi-benefici degli interventi di risanamento acustico. Tra i costi del

rumore sono da includere non solo quelli più direttamente economici, quali il deprezzamento delle abitazioni ubicate in zone rumorose, ma anche quelli legati allo stato di salute, tra i quali l'aumento delle visite mediche, del consumo di medicinali, di assenza dal lavoro per malattie, di ospedalizzazione. Su questo importante argomento si veda il capitolo n. 8: "Esternalizzazione dei costi del rumore ambientale". Esso illustra dei due indicatori spesso utilizzati nell'esternalizzazione dei costi globali del rumore sulla società: la *Willingness to Pay* e il *Disability Adjusted Life Year*; ad essi, oltre che ai riferimenti bibliografici, si rimanda per approfondimenti.

I. Le limitazioni della Direttiva 2002/49/CE

La Direttiva 2002/49/CE pur proponendosi di evitare, prevenire e ridurre gli effetti nocivi dell'esposizione al rumore ambientale, compreso il fastidio ("*annoyance*"), ha un'impostazione settoriale per tipologia di sorgente sonora (rumore dei sistemi di trasporto e dai siti d'attività industriali), in parte giustificata dalle diverse reazioni della popolazione al rumore di queste tipologie di sorgente (si ricordino le relazioni dose-effetto proposte da Miedema H. e Vos H. e approvate dal WG-AEN della Commissione europea descritte nel capitolo n. 7 "Gli effetti specifici dovuti alla tipologia di sorgente sull'*annoyance*").

Questa impostazione, tra l'altro, è funzionale per lo sviluppo di piani di azione che devono mirare ad intervenire sulle singole tipologie di sorgenti.

Ciononostante, è pur vero ed è esperienza comune, che una larga percentuale di popolazione, assai spesso è esposta a più tipologie di sorgenti sonore contemporaneamente, condizione tecnicamente denominata di multiesposizione.

E' auspicabile che questa problematica sia affrontata non solo a livello scientifico di conoscenze di base, ma anche nelle future azioni a livello comunitario, per un approccio più realistico sull'esposizione della popolazione al rumore, nell'effettivo ambiente di vita.

Sono diverse le limitazioni che la Direttiva 2002/49/CE sulla gestione del rumore ambientale presenta: quella sopra evidenziata dell'analisi settoriale del problema probabilmente come prima, ma altre non possono essere non sottolineate.

La END, infatti, non contempla affatto l'esposizione al rumore dovuto al vicinato, fonte di rumore che, tra l'altro, considerate tutte le sue peculiarità, si manifesta quasi sempre come una delle principali nelle indagini socio-acustiche di tipo *self-reporting*. E' vero che l'estrema varietà di tipologie, l'incontrollabilità, il carattere "privato" di questo tipo di rumore, la rendono poco descrivibile ed inquadrabile in fasce di limiti di emissione od immissione. E', tuttavia, altrettanto vero che un esposto che lamenta *annoyance*, *sleep disturbance* o *decrease of concentration* a causa del rumore esterno, ma non di tipo infrastrutturale, abbia tutto il diritto di essere tutelato dalla legge e concretamente da interventi di mitigazione del rumore, come già è previsto per il disturbo da rumore provocato da traffico od impianti.

Altra limitazione è data dall'uso degli indici acustici prescritti e dalle loro particolari caratteristiche. La END introduce indici medi annui, che così come definiti, di certo non evidenziano le peculiarità di disturbo, anche molto rilevante, che possono presentarsi in particolari periodi, anche se molto brevi, dell'intero anno.

In modo particolare, gli esperti di rumore criticano la possibilità di poter descrivere un effetto avverso sulla salute estremamente complesso, come lo *sleep disturbance*, utilizzando il valore medio di L_{night} (livello equivalente notturno, ponderato A, calcolato sul periodo dalle 22 alle 06). Esso risulta poco rappresentativo per eventi che spesso provocano la frammentazione, l'accorciamento e l'alterazione microstrutturale del sonno, quali gli eventi impulsivi, ad alta in-

tensità e bassa frequenza, ripetuti con periodicità, magari nelle ultime ore della notte.

Il WG per il progetto di WHO Europe NNGL “Night Noise Guideline” propone agli Stati Membri di affiancare a tale indice acustico altri parametri indicativi sia del numero di eventi rumorosi eccedenti una specificata soglia in SEL, sia i contenuti in frequenza spettrale che caratterizzano questi eventi.

E’ bene ricordare, inoltre, che spesso le scadenze imposte dalla END sono irrealistiche da rispettare, non tanto per i tempi disponibili per assolvere alle disposizioni di realizzazione delle mappature strategiche del rumore ma, soprattutto, per la mancanza in diversi Stati Membri, ed in Italia, degli strumenti cartografici, informatici, epidemiologici atti a trarre i risultati sulla pericolosità di una situazione descritta attraverso simulazioni e modellizzazioni di propagazione acustica. Molto ancora non è noto sulla tipologia delle infrastrutture, degli edificati e, soprattutto, sulla distribuzione in essi della popolazione e sulla percezione di quest’ultima degli effetti avversi provocati dall’esposizione a lungo termine al rumore.

Si ricorda inoltre, che, la particolare distribuzione della popolazione italiana in centri medio-piccoli, a ridosso delle città più estese, e la mancanza di un numero che superi la decina di veri agglomerati urbani, secondo le definizioni della Direttiva 2002/49/CE, fanno sì che le mappature strategiche di rumore, previste nella loro totalità per il 2012, siano rappresentative dell’esposizione di meno di un terzo della popolazione nazionale. Bisognerebbe domandarsi come tutelare i restanti “cittadini non urbani”, che forse proprio perché abitano a ridosso di grandi infrastrutture sperimentano livelli paragonabili a quelli tipici dei centri urbani.

Ed infine, nota l’esposizione, come trarre conclusioni sul carico socio-sanitario provocato dal problema ambientale del rumore esterno, se, ad oggi, ancora non esistono curve dose-effetto per i tipici *health endpoints* del rumore? Ecco che emerge, ancora una volta con estrema chiarezza, come le indagini socio-acustiche siano strumento indispensabile per la standardizzazione della correlazione fra la reattività a rumore e l’entità del rumore provocante.

Essere in grado di focalizzare le proprie forze economiche per risanare le problematiche ambientali più evidenti e per tutelare i gruppi di popolazione a maggior rischio è sempre stato obiettivo primario nella gestione di ogni società. Proprio su questo presupposto la conoscenza dell’entità rischio è un prerequisito indispensabile per effettuare piani di intervento e prevenzione dei problemi ambientali.

Alla luce di ciò, uno strumento di relazione fra due quantità monitorabili, quali il rumore ed il suo disturbo della popolazione, manifesta tutta la sua potenzialità d’azione nell’immediatezza dei suoi eventuali impieghi riguardanti, forse in primis, il monitoraggio strategico dello stato di deterioramento della salute causato dal rumore. Le curve dose-effetto per l’esposizione a rumore possono, infatti, essere applicazione utile in diversi campi, come: le procedure mirate in cui occorre tradurre gli *outcomes* delle mappature strategiche in un numero di persone affette d’*annoyance*, i processi d’analisi costi-benefici di progettazione urbana, le pianificazioni urbane di flussi di traffico, gli atti decisionali sull’uso antropico del territorio, le valutazioni d’impatto ambientale di neocostruzioni infrastrutturali facendo attenzione, in particolar modo, ai loro requisiti minimi d’isolamento acustico.

Una valutazione della risposta della popolazione al rumore ambientale urbano, se effettuata su grande scala, raccoglie inevitabilmente l’estrema variabilità dell’individualità umana. Pertanto, non si può prescindere da una sua considerazione, in ogni studio che intenda stimare la prevalenza di un comprovato effetto avverso del rumore. Fra essi, anche e soprattutto di quello, forse più lieve, ma fortemente generalizzato, dell’*annoyance*.

E’ palese, dunque, come sia impossibile fare previsioni sull’*annoyance* con estrema accura-

tezza. Il pericolo di non correggere i risultati di prevalenza, rivolgendo l'attenzione ai gruppi più suscettibili della popolazione e non alla sua interezza, non dovrebbe essere il vero *target* delle *noise policies*. Queste ultime si dovrebbero focalizzare su di una vista d'insieme di tutte le reazioni mostrate da parte del complesso della cittadinanza all'esposizione all'agente inquinante. Ciò significa che la valutazione di *dose-response relationships* per l'*annoyance*, e l'incertezza ad esse associate, debbano essere rappresentative della risposta a rumore dell'intera popolazione. Ogni *noise survey* dovrebbe mirare a questo obiettivo tramite un successivo processo di avvicinamento di stime al presunto valore vero, con un approccio che sia statisticamente rigoroso. Se sono opportunamente calcolati gli intervalli di confidenza delle curve d'*annoyance* racchiudono in sé quelle che possono essere le variazioni individuali e le variazioni di *cluster*.

Spesso in questi studi il primo vero *bias* è individuato nell'inevitabile forte influenza sui risultati di *annoyance* data da una selezione di "particolari rispondenti", che generalmente vengono per questo ingigantiti. Ciò mostra quanto sia indispensabile effettuare una prima vera correzione dei risultati dei rispondenti grazie ad un processo di *callback* di una certa frazione campionaria dei "non rispondenti". Essi stessi rivelerebbero non solo quali siano le generali caratteristiche di coloro che non hanno partecipato allo studio, ma permetterebbero anche di evidenziare la mancata uniformità del campione dei rispondenti, inizialmente statisticamente trattato. A volte i dati provenienti dai "non rispondenti" permettono di rivelare la significatività di alcune variabili determinanti, rimaste nascoste nella trattazione dei soli rispondenti; quasi sicuramente a causa della mancata omogenea distribuzione di essi in tutte le classi socio-anagrafiche rappresentative della popolazione.

Una più alta prevalenza dell'effetto è spiegabile, inoltre, tenendo in considerazione tutta una serie di elementi esogeni di giudizio, i così denominati effetti confondenti che, in un'analisi socio-acustica *self-reporting*, non possono essere trascurati. La reazione individuale dell'esposto alla percezione del suono e, quindi, il suo giudizio come indesiderato e pertanto "rumore", è fortemente dipendente dal contesto d'esposizione in cui la persona ha vissuto e vive. Alcuni soggetti, però, spesso indipendentemente dalla rumorosità oggettiva a cui sono sottoposti, hanno una specifica sensibilità a rumore: sono e saranno, dunque, inevitabilmente più suscettibili ai suoi effetti di altri (Passchier et al., 2000). E' stato, inoltre, provato che le persone più adulte, con un più elevato livello d'istruzione e status sociale, siano più propense all'espressione di tutta quella gamma di sensazioni sgradevoli che vengono raccolte dal termine *annoyance*. E' plausibile che la sensibilità al rumore possa essere l'elemento confondente principale delle curve di *annoyance*. Questo è tra l'altro quanto comprovano alcuni risultati di letteratura, ad esempio gli studi di Guski 1999, Miedema et Vos 1999, Job 1999, o il Report RIVM sul HIA di Schiphol del 2002.

Proprio alla luce della considerazione della sensibilità a rumore è stato comprovato come il numero di persone che soffrono dell'effetto sanitario di disturbo da rumore è costituito in gran parte da un gruppo di popolazione esposta a livelli relativamente moderati di rumore e ad essi estremamente suscettibile.

Se il *questionnaire-based survey* deve essere utilizzato come strumento inseribile in un programma di monitoraggio sanitario, data la presumibile accentuata mancanza di partecipazione, è necessario che sia valutato opportunamente con parametri di ponderazione il fenomeno del "non response".

Si suggerisce, inoltre, che le figure di prevalenza d'effetto siano corrette per principali possibili *bias*, specie di carattere socio-attitudinale che il processo di compilazione a *self-report*

porta con sé.

Questo significa anche che una politica ambientale basata fondamentalmente sulla riduzione dei livelli d'emissione di rumore porterà sì ad una parallela diminuzione del livello d'*annoyance* ma, tuttavia, l'effetto sanitario in questione sarà presente anche ai più bassi livelli di esposizione poiché strettamente correlato alla crescente sensibilizzazione della popolazione (Grunther T. et al. 1989, Hagler L., 2000).

La strategia politica comunitaria per la tematica ambientale del rumore che sta affrontando il problema con l'obiettivo di annullare totalmente l'*annoyance* da traffico nel 2020, è quindi non solo effettivamente velleitaria, ma anche implicitamente insufficiente, poiché si focalizza solo sulla riduzione del fenomeno dell'esposizione e quindi su uno solo dei due determinanti dell'effetto sanitario.

L'esistenza di persone molto suscettibili al rumore, e l'aumento del loro numero di anno in anno, comporta la necessità di una analisi di carattere più prettamente sociale. Queste ultime, permetterebbero di mettere in luce come i diversi aspetti della vita odierna rendano l'organismo umano sempre più suscettibile a qualsiasi agente stressore e sempre più pronto a rispondere in modo sintomatico.

BIBLIOGRAFIA

- [1] **Altena K., Beersma D.G.M., (1993)** “*Sleep, noise and immunosuppression*”, Proceedings Noise as a Public Health Problem, vol. 2, 509-512, Nice.
- [2] **ARPA Lombardia-Settore Agenti Fisici, (2004)** “*Metodo di stima della popolazione in un’area definita*”, Rapporto interno prot. 151041, Milano, novembre 2004.
- [3] **ARPA Lombardia-Settore Agenti Fisici, (2004)** “*Confronto di metodi di stima della popolazione*”, Rapporto interno prot. 153513, Milano.
- [4] **ANPA CTN-AGF, (2001)** “*Rassegna dei modelli per il rumore, i campi elettromagnetici e la radioattività ambientale*”, Rapporto RTI CTN_AGF 1/2001.
- [5] **Babisch W. (2000)**, “*Traffic noise and cardiovascular diseases: epidemiological review and synthesis*”, Noise&Health.
- [6] **Babisch W., (1991)** “*Traffic noise as a risk factor for myocardial infarction*”, Proceedings of Noise and Disease Symposium, Berlin.
- [7] **Babisch W. (2004)**, “*Chronic noise as a risk factor for myocardial infarction, the NaRoMi study*”, Major technical report WaBoLu-Hefte, Umweltbundesamt ed.
- [8] **Babisch W. (2003)** “*Traffic noise and myocardial infarction, results from the NAROMI study*, ICBEN proceedings Schiedam.
- [9] **Beamont, J, Petitjean E. (2003)**, “*Driving Forces, Pressure and State Indicators*”, WHO technical meeting on noise indicators, Brussels.
- [10] **Berglund B. and Lindvall T. (1995)** “*Community noise guidelines*” document for WHO, Stockholm;
- [11] **Berglund B., Nilsson M.E., (1998)** “*Total annoyance models for community noise explicated*”, Proceedings InterNoise ’98, Christchurch.
- [12] **Berglund B., Berglund U., Goldstein M., Lindvall T., (1981)** “*Loudness (or annoyance) summation of combined community noises*”, J. Acoust. Soc. Am. 70(6), 1628-1634.
- [13] **Bernard F Berry (2004)** “*Review and analysis of published research into the adverse effects of industrial noise, in support of the revision of planning guidance.*”, final report, BEL DEFRA Ref. NANR 5, 2004.
- [14] **Bertoni D., Franchini A., et al., (1994)**, “*Gli effetti del rumore del sistema di trasporto sulla popolazione*”, Pitagora ed.
- [15] **Broadbent D.E., (1971)**, “*Decision and stress*”, Academic Press Inc.
- [16] **Carter N, (2002)**, “*Cardiovascular and autonomic response to environmental noise during sleep in night shift workers*”, Sleep, 25(4): 457-464.
- [17] **Carter N. (1998)** “*Cardiovascular response to environmental noise during sleep*” 7th International Congress on Noise as a public health problem, vol.2, Sydney, Australia.
- [18] **Carter N, et al. (2000)**, “*Sleep-disordered breathing and occupational accidents*”. Scand J Work Environ Health 2000; 26: 237-242.
- [19] **Casini D., Casini M., Galassi G., Poggi A., Trevisani M., (2002)** “*L’inquinamento acustico in Toscana: stime su vasta scala dell’impatto prodotto dalle infrastrutture di trasporto*”, Atti Convegno AIA 2002, pag. 67-72, Ferrara.
- [20] **Casini D., Casini M., Cerchiai M., Cerofolini O., Galassi G., Licitra G., Poggi A., (2002)** *Il risanamento delle grandi infrastrutture di trasporto stradale e ferroviario in Toscana*, Atti Convegno AIA 2002, pag. 79-84, Ferrara.

-
- [21] **Cohen S, Evans GW et al. (1980)**, “Physiological, motivational and cognitive effects of aircraft noise on children: moving from the laboratory to field”. *Am Psychol.*, 35, 231-243.
- [22] **Clemente J., Gaja E., Clemente G., Reig A., (2005)**, *Sensitivity of the FAA Integrated Noise Model to input parameters*, *Applied Acoustics* 66, pag. 263-276, 2005.
- [23] **Comune di Trento, Servizio Urbanistica, (1999)**, “*Indagine socio-acustica su di un campione di abitanti dei quartieri di Cristo Re e via Grazioli della città di Trento*”, Rapporto interno.
- [24] **Corvalan CF, Kjellstrom T, Smith KR. (1999)**. “*Health, Environment and Sustainable Development: Identifying links and indicators to promote action*”. “*Epidemiology*”, 10:656-660, Geneva.
- [25] **Corvalan CF, Briggs D, Zielhuis G. (2000)** “*Decision making in Environmental Health: from evidence to action*”. London, E & FN Spon, on behalf of the World Health Organization.
- [26] **CTN_AGF, (2000)**, “*Rassegna degli effetti derivanti dall’esposizione al rumore*” (ANPA RTI CTN_AGF 3/2000).
- [27] **De Jong, RG, (1993)**, “*Review extra-aural health effect of aircraft noise*” *Schriften Ver Wassser Boden Luthhyg* 88, 250-270.
- [28] **Direttiva del Parlamento Europeo e del Consiglio 2002/49/CE del 25/06/2002** relativa alla determinazione e della gestione del rumore ambientale, GUCE L 189 del 18.07.2002.
- [29] **D.P.C.M. 14.11.1997**, *Determinazione dei valori limite delle sorgenti sonore*, *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, serie generale n. 280, 1.12.1997.
- [30] **D.M. Ambiente 16.3.1998**, *Tecniche di rilevamento e di misurazione dell’inquinamento acustico*, *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, serie generale n. 76, 1.4.1998.
- [31] **D.P.R. n. 459 18.11.1998**, *Regolamento recante norme di esecuzione dell’articolo 11 della legge 26 ottobre 1995, n. 447, in materia di inquinamento acustico derivante da traffico ferroviario*, *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana*, serie generale n. 2, 4.1.1999.
- [32] **ECMT (2004)- European Conference of Ministers of Transport, Annual Report.**
- [33] **EEA Report, (2000)** “*Traffic noise exposure and annoyance*”.
- [34] **Etholm B., Egenberg K.E., (1964)**, “*The influence of noise on some circulatory functions*”, *Acta Oto-Laryngol.* 58, 208-213.
- [35] **Evans G. et al: (1995)**, “*Aircraft noise and kids Health, the Munich study*”, *Psychological Sciences*.
- [36] **Evans G. et al., (1995)**, “*Chronic noise and psychological stress*”, *Psychological Sciences*, 1995, 6, 333.
- [37] **Evans G. et Lercher et al. (2001)**, “*Community noise exposure and stress in children*”, *JASA* 109: 1023.
- [38] **EU IMAGINE project** “*D2 The State of the Art in Noise Mapping*” e altri documenti presenti sul sito <http://www.imagine-project.org>.
- [39] **European Civil Aviation Conference Doc. 29, (1997)**, *Report on Standard Method of Computing Noise Contours around Civil Airports*, 2nd edition.
- [40] **Federal Aviation Administration (2003)**, “*Integrated Noise Model version 6.1*”.
- [41] **Fidell S. (2000)** “*Effects on sleep disturbance of changes in aircraft noise near three airport*” *JASA*, 107.
- [42] **Fidell S. (1998)** “*Field study in habituation to change in nighttime aircraft noise and of sleep motility measure methods*”, *BBN technology*, California.

-
- [43] **Fidell S. (1991)** “Updating a dosage-effect relationships for the prevalence of annoyance due to general transport noise” JASA 89:221-233.
- [44] **Fields J., (1993)** “Effect of personal and situational variables on noise annoyance in residential areas” JASA, 93.
- [45] **Fields J.M. et al, (1997)** *Guidelines for reporting core information from community noise reaction surveys*, J. Sound Vib. 206(5), 685-695, 1997.
- [46] **Finegold (2003)**, “Sleep disturbance due to transportation noise” IC BEN congress on Noise as a Public Problem, Rotterdam, the Netherlands.
- [47] **Finegold (2003)**, “Communication annoyance and transportation noise” IC BEN congress on Noise as a Public Problem, Rotterdam, the Netherlands.
- [48] **Flindell I.H., (1999)** “Aircraft noise and sleep. UK trial methodology study”, ISVR; Southampton, UK.
- [49] **Flindell I.H., (1983)** “Pressure L_{eq} and multiple noise sources: a comparison of exposure-response relationships for railway noise and road traffic noise”, J. Sound Vib. 87(2), 327-330.
- [50] **Fosgerau M. Bjørner T., (2004)** “Joint models for noise annoyance and WTP for road noise reduction”, Danish Transport Research Institute & AKF, Institute of Local Government Studies Denmark.
- [51] **Franssen EAM, de Jong RG, Miedema HEM, Vos H (1999)** “Annoyance, sleep disturbance, health aspects, perceived risk and residential satisfaction around Schiphol Airport”, TNO-RIVM.
- [52] **Freedman N. et al. (2001)**, “Abnormal Sleep/Wake Cycles and the Effect of Environmental Noise on Sleep Disruption” in the Intensive Care Unit Am. J. Respir. Crit. Care Med., Volume 163, Number 2, February 2001, 451-457.
- [53] **Goldstein, (2003)**, “Multilevel statistical models”, Hasted Press, New York 1995.
- [54] **Groeger JA et al., (2004)**, “Sleep quality, sleep difficulties and their perceived consequences in a representative sample of some 2000 British adults” JSR 13(4): 359-371.
- [55] **Grunther T et al. (1989)**, “Biochemical mechanisms affecting susceptibility to noise-induced hearing loss” Am.J Orol. 10 (1), 36-41.
- [56] **Guski et al.(1999)** “The concept of noise annoyance: how the international experts see it”, JSV 223;
- [57] **Hagler L., (2000)** for WHO “Guidelines for Community noise”, http://www.who.int/environmental_information/nose.
- [58] **de Hollander, et al., (1999)**, “An Aggregate Public Health Indicator to Represent the Impact of Multiple Environmental Exposures”: Epidemiology: 606-617.
- [59] **Hygge S. (2003)**, “Noise exposure and cognitive performance- Children and the elderly as possible risk groups”, WHO Report, 2003.
- [60] **Huggins E. (2003)** “Airport noise may be bad for kids’ memory”, Psychological Science.
- [61] **IC BEN International Commission on Biological effects of noise, (2000)** “Standardized general-purpose noise reaction questions for community noise surveys: research and a recommendation”.
- [62] **Ising E. et al. (1990)** “Annoyance and health risks caused by military low altitude flight noise”, Int Arch Occup Environ Health.
- [63] **Ising E. et al. (1999)**, “Work noise as a risk factor in myocardial infarction” J Clin Bas Cardiol, 2-7.
- [64] **Ising H (2002)** “Chronic cortisol increased in the first half of the night caused by road

-
- traffic noise”, *Noise & Health* 4(16).
- [65] **ISO 1996-2: (1987)** “*Acoustics - Description and measurement of environmental noise — Part 2: Acquisition of data pertinent to land use.*”; attualmente in fase di revisione.
- [66] **ISO 9613-2:(1996)** “*Acoustics – Attenuation of sound during propagation outdoors – Part 2: General method of calculation*”.
- [67] **ISO/TS 15666 (2003)** “*Assessment of noise annoyance by means of social and socio-acoustic surveys*”, final edition 01.02.2003.
- [68] **Job R.F.S, (1999)**, “*Reaction to Combined Noise Sources: The Roles of General and Specific Noise Sensitivities*” *Proc. Inter-Noise 99*, 1189–1194.
- [69] **Job R.F.S, (1995)**, “*Noise-reaction relationships and their effects on other health outcomes*” *Proceedings 15th ICA Congress*, vol. II, 291-294, Trondheim, 1995.
- [70] **Journal Officiel du 10 mai 1995**, (1995), “*Arrêté du 5 mai 1995 relatif au bruit des infrastructures routières*”, , articolo 6.
- [71] **Lambert, J. et al. (1984)** “*Patterns of behaviour in dwellings exposed to road traffic noise*” *Journal of Vibration*, 92.
- [72] **Lambert J. (2002)** “*La gêne due au bruit des transports terrestres*” *Acoustique&Techniques*, 28.
- [73] **Legge 26.10.95 n. 447** , “*Legge quadro sull’inquinamento acustico*” , G.U. n.254 30/10/1995.
- [74] **Lercher P., Evans GW. (2002)** “*Ambient neighbourhood noise and children’s mental health.* *Occup. Environ. Med.* 59
- [75] **Lercher P. (1995)** “*Distinguishing effects modifier of psychological morbidity associated with traffic noise exposure*”, *Epidemiology* S28 P085.
- [76] **Lercher P. et Kofler W. (1993)**, “*Adaptive behaviour to road traffic noise: blood pressure and cholesterol*” *Noise and Man ’93 and Proceeding of the 6th International Congress on Noise and Public Health Problem*, Nice.
- [77] **Lukas J (1975)** “*Noise and sleep: a literature review and proposal criterion for assessing effect.*” *JASA*.
- [78] **Lundberg U., Frankenhaeuser M., (1979)** “*Psychophysiological reactions to noise as modified by personal control over noise intensity*”, *Biol. Psychol.* 6, 51-60, 1979.
- [79] **Maschke C. (2003)** “*Epidemiological research on stress caused by traffic noise and its effects on high blood pressure and psychic disturbance*”, *ICBEN proceedings*, Schiedam.
- [80] **Masoero M., Bertetti A.C., Paviotti M., (2004)** *Mappature del rumore: aspetti tecnici*, Atti Seminario AIA-GAA “*Impatto della direttiva 2002/49/CE sulla legislazione italiana*”, Pisa.
- [81] **Masoero M., Papi D., Sergi S. (1998)** “*Socioacoustical investigations into motorways and their noise pollution*” (ISAIA Project), Final Report, Politecnico di Torino.
- [82] **Michalak R (1990)** “*Acute circulatory effect of military low altitude flight noise*” *Int Arch Occup Environ Health*.
- [83] **Miedema HM, Vos H, (1998)** “*Exposure-response relationships for transportation noise*” *TNO, Leiden*.
- [84] **Miedema e Vos H, (1999)** “*Demographic and attitudinal factors that modify annoyance from transportation noise*” , *JASA*.
- [85] **Miedema H, Oudshoorn, (2001)**, “*Annoyance from transportation noise: relationships with exposure metrics DNL and DENL and their confidence intervals*” *Environmental Health Perspectives* 109:409-416.
- [86] **Miedema HM, Passchier_Vermeer W, Vos H, (2002)** “*Elements for a position paper*

-
- on night time transportation noise and sleep disturbance*” TNO_INRO, Delft.
- [87] **Miedema HM e Vos H., (2003)**, “*Noise sensitivity and reaction to noise and other environmental conditions*” JASA 113, 1492-1504.
- [88] **Miller J.D., (1974)** “*Effects of noise on people*”, J. Acoust. Soc. Am. 56(3), 729-764.
- [89] **Ministerie Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, (1996)**, „*Rekenen Meetvoorschrift Railverkeerslawaaai*“ 1996.
- [90] **Ministerie Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, (1996)**,“*Rekenen Meetvoorschrift Railverkeerslawaaai '96, Directie Geluid en Verkeer.*”
- [91] **Mouret, J. & Vallet, M.,(1999)**, « *Les effets du bruit sur la santé, Ministère de la Santé* ».
- [92] **Murray, C.J.L. & Lopez, A.D. (1996)** “*Evidence-based health policy-lessons from the Global Burden of Disease Study*”. *Science* 274, 740–743.
- [93] **Navrud S., (2002)** ”*The State-Of-The-Art on Economic Valuation of Noise*” Final Report to European Commission DG Environment -Department of Economics and Social Sciences Agricultural University of Norway.
- [94] «**NMPB-Routes-96 (SETRA-CERTU-LCPC-CSTB)**», (1995), metodo di calcolo ufficiale francese citato in «*Arrêté du 5 mai 1995 relatif au bruit des infrastructures routières, Journal Officiel du 10 mai 1995, article 6*» e nella norma francese «*XPS 31-133*».
- [95] **Ohayon e Partinen, (2002)**, “*Insomnia and global sleep dissatisfaction in Finland*”, JSR 11(4): 339.
- [96] **OECD Organisation for Economic Co-operation and Development (2002)**, “*Policy Instruments for Achieving EST (Environmentally Sustainable Transportation): Report on phase 3 of the EST project*”.
- [97] **Ohrstrom E. et al, (1988)** “*Effects of night time road traffic noise, an overview of laboratory and field studies on noise dose and subjective noise sensitivity*” JSV, 127.
- [98] **Ollerhead J.B., (1978)**, *Predicting public reaction to noise from mixed sources*, Proceedings InterNoise '78, 579-584, San Francisco.
- [99] **Ollerhead JB, Jones CJ Cadoux RE et al., (1992)**, “*Report of a field study on aircraft noise and sleep disturbance*”, London 1992.
- [100] **Osada Y. et al., (1972)**, *Influence of sex and age on the physiological response to intermittent noise*, Bull. Inst. Public Health (Tokio) 21(1), 14-19.
- [101] **Passchier-Vermeer W and Passchier –Vermeer W.F., (2000)**, “*Noise exposure and public health*” Environmental Health Perspectives, 108, 1, 123- 131.
- [102] **Passchier_Vermeer W (2002)** “*Sleep disturbance and aircraft noise exposure*”, TNO_PG, Leiden.
- [103] **Passchier_Vermeer W (2003)** “*Night noise events and awakenings*”, TNO_INRO, Delft.
- [104] **Paviotti M., Verheijen E., (2003)** “*Responsibility attribution of railway noise: vehicle or track?*”, Proceedings Euronoise 2003, paper 435, Napoli.
- [105] **Poggi A., Fagotti C., Casini D., Cerofolini O., Lietti R., (2001)** “*Estimation of the percentage of population exposed to traffic noise levels exceeding quality thresholds in two Italian towns*”, Proceedings 17th ICA Congress, vol. VI, pag. 214-215, Rome.
- [106] **Poggi A., Casini D., (2003)** “*Documento di supporto alla relazione di valutazione sullo stato acustico del Comune di Firenze*”, Firenze, 2003.
- [107] **Porter N. et al. (2000)** “*Adverse effects of night time aircraft noise*”, National Air Traffic Services.

-
- [108] **Powell C.A., (1979)** “*A summation and inhibition model of annoyance response to multiple community noise source*”, Langley Fields, NASA Technical Paper 1479.
- [109] **Raccomandazione della Commissione 2003/613/CE del 06/08/2003** “*concernente le linee guida relative ai metodi di calcolo aggiornati per il rumore dell’attività industriale, degli aeromobili, del traffico veicolare e ferroviario e i relativi dati di rumorosità*”, GUCE L 212 del 22.8.2003.
- [110] **Reiche D., (2003)** “*Untersuchung zur Anwendbarkeit ausgewählter europäischer Rechenmethoden zur Lärmprognose unter Berücksichtigung der südamerikanischen klimatischen Bedingungen*” Diplomarbeit an der FH Mittweida, University of Applied Sciences.
- [111] **Restrick K., (2002)** “*Sensitivity analysis of the Integrated Noise Model*”, Eurocontrol Report EEC/ENV/2002/006.
- [112] **Rice C., Diamond I., (1986)**, “*Models of community reaction to noise from more than one source*”, University of Southampton.
- [113] **Roselung M., Berglund N. et al (2001)**, “*Increased prevalence of hypertension in a population exposed to aircraft noise.*” *Occup Environ Med* 2001; 58:769-773.
- [114] **Schomer P.D., (1997)** “*The new ANSI method for assessing combined noise environments; comparison with other methods*”, *Proceedings InterNoise '97*, 1047-1052.
- [115] **Schreckenber T. et al., (1999)** “*An interdisciplinary study on railway and road traffic noise: annoyance differences*”, 137th ASA Meeting.
- [116] **Sistema Agenziale APAT/ARPA/APPA, (2002)** “*Criteri per la validazione dei modelli di simulazione del rumore aeroportuale e metodologia di verifica dei risultati del loro impiego*”, Rapporto AGF-T- LGU-03-02.
- [117] **Sistema Agenziale APAT/ARPA/APPA, (2004)** “*Rassegna, finalizzata alla applicazione della direttiva europea, delle metodologie in uso nei paesi europei per la raccolta di dati sul rumore da traffico veicolare urbano*”, Rapporto RTI CTN_AGF 1/2004.
- [118] **Smith et al. (2001):** “*Noise and insomnia: a study of community noise, sleep disturbance, noise sensitivity and subjective report of health*”, Centre for Occupational and Health Psychology, Cardiff University.
- [119] **Stansfeld S, Haines M, Brown B., (2000)**, “*Noise and health in the urban environment*” *Rev Environ Health* 15(1-2):43-82.
- [120] **Stansfeld S. (2002)** “*The non-auditory effects of noise exposure*” *Acoustique&Techniques*, 28.
- [121] **Stansfeld S, Haines M, Brown B., (2000)**, “*Noise and health in the urban environment*” *Rev Environ Health* 15(1-2):43-82.
- [122] **Thiessen G, et al. (1983)**, “*Effects of continuous traffic noise on percentage of deep sleep, waking and sleep latency*”, *JASA*, 73, 225-229.
- [123] **Thomson S.J., (1995)**, *Non-auditory physiological effects of noise: problems in establishing causality*, *Proceedings 15th ICA Congress*, vol. II, 307-310, Trondheim.
- [124] **Vallet M, Champelovier P, Charlot B., (1986)** *La consommation de somnifères et de médicaments destinés aux troubles cardiovasculaires, par les riverains de grandes routes et d’aéroports* [Use of medication for sleep and cardiovascular diseases, in populations living close to motorways and airports]. *Med Et Hyg*;44:53150–3 (in French).
- [125] **Vallet M. et al (1993)** “*Hearth rate reactivity to aircraft noise after a long term exposure*” in *Noise as a public health problem*.
- [126] **Vallet M., (2002)** “*La gêne due au bruit autorur des aéroports*” *Acoustique&Techniques*, 28.

-
- [127] **Van Kamp, I. et al. (2004)**, “*The role of noise sensitivity in the noise- response relationship*” Proceeding Internoise’04.
- [128] **Verheijen E., (2004)** “*Using source separation techniques in measuring railway noise emission*” Atti di Internoise 2004, Praga, Repubblica Ceca, 22-25, Edizione su CD-ROM.
- [129] **Vos J., (1992)** “*Annoyance caused by simultaneous impulse, road-traffic, and aircraft sounds: A quantitative model*”, J. Acoust. Soc. Am. 91(6), 3330-3345, 1992.
- [130] **Vos J, (2003)** “On the relevance of shooting-noise-induced sleep disturbance to noise zoning, ICBEN proceedings, Schiedam.
- [131] **Watkins G., Tamopolsky A., Jenkins L.K., (1981)** “*Aircraft noise and mental health: II. Use of medicines and health care services*”, Psych. Med. 11, 155-168.
- [132] **Watkins G. et al. (1981)** “*Aircraft noise and mental health: use of medicines and health care services*” Phycol Med.
- [133] **Willigenburg, APP, Franssen AEM, Lebret, E, Herings RMC, (1994)** “*Medication use as indicator for the effects of environmental pollution*” Utrecht Institute for Pharmaceutical Sciences, Utrecht, RIVM, Bilthoven (1994).
- [134] **WHO** “*Guidelines for environmental noise Geneva*” (1999), <http://www.who.int/peh/noise.html>.
- [135] **Wölfel Meßsysteme Software GmbH & Co / LÄRMKONTOR GmbH**, “*Identification and Development of Good Practice Toolkit for Noise Mapping and the Determination of Associated Information on the Exposure of People to Environmental Noise*” DEFRA Contract 2.
- [136] **Working Group Assessment of Exposure to Noise of the European Commission (WG-AEN) (2003)** “*Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure*”, Version 1; attualmente esiste una Version 2, in fase DRAFT.
- [137] **Working Group on Health and Socio-Economic Aspects of the European Commission (WG_HSEA), (2004)** “*Position Paper on dose-effect relationships for night time noise*”.
- [138] **Young R., (2001)**, “*Uncertainty and the Environment, Implications for decision making and environmental policy*” Edward E. Publishing, Inc. Northhampton, USA.

ALLEGATO A: IL GLOSSARIO DEGLI INDICI ACUSTICI

Il livello (giorno-sera-notte) L_{den} in decibel (dB)

$$L_{den} = 10 \lg \left[\left(14 \times 10^{L_{day}/10} + 2 \times 10^{(L_{evening}+5)/10} + 8 \times 10^{(L_{night}+10)/10} \right) / 24 \right]$$

dove:

- a) L_{den} e' il livello continuo equivalente a lungo termine, ponderato «A», determinato sull'insieme dei periodi giornalieri di un anno solare;
- b) L_{day} e' il livello continuo equivalente a lungo termine, ponderato «A», definito alla norma ISO 1996-2: 1987, determinato sull'insieme dei periodi diurni di un anno solare;
- c) $L_{evening}$ e' il livello continuo equivalente a lungo termine ponderato «A», definito alla norma ISO 1996-2: 1987, determinato sull'insieme dei periodi serali di un anno solare;
- d) L_{night} e' il livello continuo equivalente a lungo termine, ponderato «A», definito alla norma ISO 1996-2: 1987, determinato sull'insieme dei periodi notturni di un anno solare;

dove, per tener conto delle condizioni sociologiche, climatiche ed economiche presenti sul territorio nazionale, i periodi vengono fissati in:

- a) periodo giorno-sera-notte: dalle 6.00 alle 6.00 del giorno successivo, a sua volta cosi' suddiviso:
 - 1) periodo diurno: dalle 06.00 alle 20.00;
 - 2) periodo serale: dalle 20.00 alle 22.00;
 - 3) periodo notturno: dalle 22.00 alle 06.00;

- a) l'anno e' l'anno di osservazione per l'emissione acustica e un anno medio sotto il profilo meteorologico;

dove si considera il suono incidente e si trascurava il suono riflesso dalla facciata dell'abitazione considerata.

La determinazione di L_{day} , $L_{evening}$, L_{night} sull'insieme dei periodi diurni, serali e notturni potrà avvenire attraverso l'applicazione di tecniche previsionali e/o di campionamento statistico.

Definizione del indice acustico del rumore notturno L_{night}

Il descrittore del rumore notturno L_{night} e' il livello continuo equivalente a lungo termine ponderato «A», definito alla norma ISO 1996-2: 1987, relativo a tutti i periodi notturni di un anno solare, dove:

- a) la notte e' di 8 ore come definito al punto 1 del presente allegato;
- b) l'anno e' l'anno di osservazione per l'emissione acustica e un anno medio sotto il profilo meteorologico, come definito al paragrafo 1 del presente allegato;
- c) e' considerato il suono incidente, come descritto al punto 1 del presente allegato;
- d) il punto di misura e' lo stesso usato per L_{den} .

Indici acustici per la valutazione del rumore aeroportuale

Il livello del rumore aeroportuale è definito dalla seguente espressione:

$$L_{VA} = 10 \log \left[\frac{1}{N} \sum_{j=1}^N 10^{L_j/10} \right] \text{ db(A)}$$

in cui:

L_{VA} rappresenta il livello di valutazione del rumore aeroportuale

N è il numero dei giorni del periodo di osservazione del fenomeno

L_j è il valore giornaliero del livello di valutazione del rumore aeroportuale

Il numero dei giorni N del periodo di osservazione del fenomeno, deve essere ventuno, pari a tre settimane, ciascuna delle quali scelta nell'ambito dei seguenti periodi:

- 1° ottobre - 31 gennaio;
- 1° febbraio - 31 maggio;
- 1° giugno - 30 settembre.

La settimana di osservazione all'interno di ogni periodo, deve essere quella a maggior numero di movimenti, secondo i dati forniti dal Ministero dei trasporti e della navigazione, oppure rilevati dai sistemi di monitoraggio installati. La misura del rumore, durante ciascuna settimana di osservazione, dovrà essere effettuata di continuo nel tempo. Il valore giornaliero del livello di valutazione del rumore aeroportuale (L_j) si determina mediante la relazione sotto indicata, considerando tutte le operazioni a terra e di sorvolo che si manifestano nell'arco della giornata compreso tra le ore 00.00 e le ore 24.00:

$$L_j = 10 \log \left[\left(\frac{17}{24} \right) 10^{L_d/10} + \left(\frac{7}{24} \right) 10^{L_n/10} \right] \text{ db(A)}$$

dove L_d e L_n rappresentano rispettivamente il livello di valutazione del rumore aeroportuale nel periodo diurno (06.00 - 23.00) e notturno (23.00 - 06.00).

Il livello di valutazione del rumore aeroportuale nel periodo diurno (L_d) è determinato dalla seguente relazione:

$$L_d = 10 \log \left[\frac{1}{T_d} \sum_{i=1}^{N_d} 10^{SEL_i/10} \right] \text{ db(A)}$$

in cui:

- $T_d = 61.200$ s è la durata del periodo diurno;
- N_d è il numero totale dei movimenti degli aeromobili in detto periodo;
- SEL_i è il livello dell' i -esimo evento sonoro associato al singolo movimento.

Il livello di valutazione del rumore aeroportuale nel periodo notturno (L_n) è determinato mediante la seguente relazione:

$$L_n = \left[10 \log \left(\frac{1}{T_n} \sum_{k=1}^{N_n} 10^{SEL_k/10} \right) + 10 \right] \text{ db(A)}$$

in cui:

- $T_n = 25.200$ s è la durata del periodo notturno;
- N_n è il numero totale dei movimenti degli aeromobili in detto periodo;
- SEL_i è il livello sonoro dell'i-esimo evento associato al singolo movimento.

L'indice acustico energetico: SEL

Il livello dell'i-esimo evento sonoro associato al singolo movimento di aeromobili (SEL_i) è determinato secondo la seguente relazione:

$$SEL_i = 10 \cdot \log_{10} \int_{t_1, t_2} [p_{A,i}^2(t)/p_0^2] dt = L_{Aeq, T_i} + 10 \log(T_i/T_0) \text{ dB(A)}$$

in cui:

$T_0 = 1$ s è il tempo di riferimento;

t_1 e t_2 rappresentano gli istanti iniziale e finale della misura, ovvero la durata dell'evento $T_i = (t_2 - t_1)$, in cui il livello L_{A, T_i} risulta superiore alla soglia $L_{AFmax} - 10 \text{ dB(A)}$;

$p_{A,i}(t)$ è il valore istantaneo della pressione sonora dell'evento i-esimo, ponderata A;

$P_0 = 20$ μPa rappresenta la pressione sonora di riferimento;

L_{Aeq, T_i} è il livello continuo equivalente di pressione sonora, ponderata A, dell'i-esimo evento sonoro;

L_{AFmax} è il livello massimo della pressione sonora in curva di ponderazione "A", con la costante di tempo "Fast", collegato all'evento.

**ALLEGATO B:
ESEMPIO DI DOCUMENTAZIONE
CONSEGNATA ALLA POPOLAZIONE**

Recentemente, è stato svolto un noise survey postale, in un quartiere esclusivamente residenziale del comune di Pisa.

Sull'area indagata, insistono le tre forme di rumore da infrastrutture di trasporto: stradale e ferroviario, come principali e, secondariamente, anche aereo. Si sono, inoltre, richieste informazioni sull'annoyance provocato anche da diverse eventuali sorgenti di neighborhood noise.

Lo studio è stato patrocinato da ARPAT (Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Toscana), dall'Università di Pisa e dal Comune di Pisa.

La documentazione presentata alla popolazione campionata nel noise survey citato, eseguito a Pisa, può essere valido esempio di protocollo su cui basare studi socio-acustici futuri, in altre città italiane.

Si chiede, dunque, al lettore di trascendere da: riferimenti territoriali, o luoghi e date, citate, nei documenti a seguire.

LA LETTERA ACCOMPAGNATORIA

ARPAT

Agenzia regionale per la protezione ambientale della Toscana

56127 PISA Via V. Veneto, 27
tel 050 835611 fax 050/835670

DIPARTIMENTO PROVINCIALE DI PISA

U.O. Infrastrutture di mobilità, reti elettriche e di comunicazione

Pisa, li 15.07.05

L'ARPAT, l'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente della Regione Toscana, con il patrocinio del Comune di Pisa, sta per avviare uno studio mirato ad indagare la percezione del cittadino rispetto allo stato dell'ambiente in cui vive e conseguentemente il suo grado di soddisfazione.

Questa ricerca del "punto di vista" del cittadino, nasce da tutta una serie di aspetti innovativi che sono contenuti nella normativa Comunitaria, e, come suo recepimento, in quella nazionale, oltre che dagli ultimi studi condotti a livello internazionale. Come è vero che l'Italia manca quasi totalmente di informazioni di questo tipo, è anche altrettanto vero che in altri Stati, specie nel Nord Europa, si utilizzano indagini basate su interviste a campione di popolazione, come strumento di successo nel raccogliere grandi quantità di informazioni, rivelando spesso anche lievi deterioramenti della qualità della vita dell'intervistato, molto prima indipendentemente dalla conscia manifestazione di uno stato di malessere.

Si procederà, pertanto, per una delle prime volte in Italia, ad un'indagine tramite interviste ad un campione preselezionato della popolazione del comune di Pisa, per poi correlarne i risultati a ciò che sperimentalmente forniscono i dati di monitoraggio ambientale. Lo studio in cui la sua abitazione risulta coinvolta è su di un campione statisticamente significativo definito con strumenti adeguati.

La collaborazione che gentilmente le si chiede, con la seguente lettera introduttiva, è quella di compilare un breve questionario che lei riceverà nella casella della posta prima del 01 settembre 2005.

Il questionario sarà semplice, prevalentemente a risposta multipla e chiusa e corredato di tutte le istruzioni necessarie per eseguirne una corretta compilazione. Quest'ultima non dovrebbe rubarle più di venti minuti di tempo e le sarà comunque dato un mese intero per farlo.

Dovrebbe poi gentilmente restituire il questionario compilato, entro il 30.09.05, in uno dei seguenti punti di raccolta, che sono stati scelti nel suo quartiere e che speriamo lei possa raggiungere con facilità.

- Parrocchia di Pio X in via Gagno
- Parrocchia di S. Stefano in v. L. Bianchi, dalle 9 -12 o dalle 16 - 19;
- Centro Postale di via Lucchese, angolo via Perugia;
- Supermercato DICO di via di Gagno, 62;
- Supermercato LIDL di via Pietrasantina, 26;
- Circoscrizione n. 6 di via Contessa Matilde, 80.

La compilazione del questionario dal maggior numero di persone coinvolte nello studio è elemento chiave per il successo e l'accuratezza dello stesso. Alla luce di ciò, i responsabili del progetto la ringraziano vivamente fin d'ora.

Il Responsabile
U.O. Infrastrutture di mobilità reti elettriche
e di comunicazione
del Dipartimento ARPAT di Pisa
(Dott. Gaetano Licitra)

Il Responsabile del Dipartimento
(Ing. M. Moisa Verre)

Il Dirigente dell'Ufficio Tutela Ambiente
del Comune di Pisa
(Avv. Laura Giannotti)



IL QUESTIONARIO: “RUMORE AMBIENTALE E QUALITÀ DELLA VITA”

Il questionario “Rumore ambientale e qualità della vita”

Questo è il questionario di indagine sull'esposizione della popolazione a rumore ambientale, che le è stato precedentemente presentato con una lettera firmata dai responsabili dello studio.

Nel caso lei non abbia ricevuto o letto tale lettera, le ricordiamo che questo è uno dei primi studi italiani che mira a correlare i risultati della percezione del cittadino dell'inquinamento da rumore ambientale a ciò che sperimentalmente forniscono i dati di monitoraggio acustico. Per ottenere la prima di queste informazioni, i cittadini vengono direttamente coinvolti chiedendo loro di rispondere ad alcuni quesiti, appositamente formulati, per evidenziare un'eventuale insoddisfazione, e conseguente influenza sulla qualità della vita, causate dall'inquinamento acustico presente nei dintorni della propria casa.

*La collaborazione che gentilmente si chiede, pertanto, è quella di rispondere al questionario che seguirà nelle pagine successive. **Quest'ultima operazione non dovrebbe rubare più di venti minuti di tempo e l'intervistato ha comunque un mese intero per farlo.***

*Dovrebbe poi gentilmente restituire il questionario compilato, **entro il 30.09.05**, in uno dei seguenti **punti di raccolta**, che sono stati scelti nel suo quartiere e che speriamo lei possa raggiungere con facilità.*

Parrocchia di Pio X in via Gagno

Parrocchia di S. Stefano in v. L. Bianchi, dalle 9 -12 o dalle 16 – 19;

Centro Postale di via Lucchese, angolo via Perugia;

Supermercato DICO di via di Gagno, 62;

Supermercato LIDL di via Pietrasantina, 26;

Circoscrizione n. 6 di via Contessa Matilde, 80.

*Poiché per una corretta e rappresentativa selezione della popolazione intervistata, è necessario avere una sua equa ripartizione in fasce d'età; si è scelto di procedere con un criterio del tutto casuale, chiedendo di **far compilare il questionario alla persona del suo nucleo familiare che sia maggiorenne e che festeggi per prima il compleanno a partire dalla data odierna.** Nel caso tale persona sia impossibilitata a farlo, può comunque rispondere qualcun altro, **che abbia un'età compresa fra i 18 ed i 70 anni.***

La persona che compila il questionario lo faccia in base al proprio giudizio personale, senza riportare minimamente pensieri o impressioni di altri che le sono vicino.

La compilazione del questionario dal maggior numero di persone coinvolte nello studio è elemento chiave per il successo e l'accuratezza dello stesso. Alla luce di ciò, i responsabili del progetto la ringraziano vivamente per la cortese collaborazione.

**Sezione A:
INFORMAZIONI GENERALI**

A1) Qual è la sua data di nascita?/...../.....	
A2) Lei è di sesso	M	F
A3) Qual è la sua nazionalità?		
A3a) Se diversa da quella italiana, da che anno lei si trova in Italia?	
A3b) Parla abitualmente italiano in famiglia, con amici e conoscenti?	SI	NO
A4) Inserisca in modo completo il suo indirizzo postale: via.....n..... CAP.....PISA		
A5) Nel caso lei abiti in un palazzo a più piani inserisca nel riquadro a fianco il piano al quale si trova la sua abitazione. <i>(Per il piano terra inserisca 0)</i>		
A6) Qual è il suo stato civile?	a) Single, vedovo/a	
	b) Coniugato/a, convivente	
A7) Nel caso avesse dei bambini che vivono nella sua abitazione, può indicarne il numero nel riquadro a destra? <i>(Se non ci sono bambini inserisca 0)</i>		

**Sezione B:
INFORMAZIONI SULL'ABITAZIONE**

B1) Da quanti anni vive nella sua attuale abitazione?	Anni.....	
<i>Qualora sia meno di un anno specifichi il numero di mesi</i>	Se meno di un anno, mesi.....	
B2) Vive in questa casa per più di sei mesi l'anno?	SI	NO
B3) Ha cambiato abitazione durante gli ultimi 10 anni?	SI	NO
B3a) Nel caso abbia risposto affermativamente, quante volte?	n.....	
B3b) Potrebbe indicarne la motivazione? <i>(Faccia una croce sul numero corrispondente alla definizione esatta. E' possibile scegliere più di un'alternativa)</i>	1. Ampliamento del nucleo familiare;	
	2. Cambiamento di lavoro/studio;	
	3. Scarsa soddisfazione dell'abitazione precedente;	
	1. Scarsa soddisfazione dell'intorno abitativo dell'abitazione precedente	

B4) Come definirebbe la sua casa: (*Faccia una croce sul numero corrispondente alla definizione esatta*)

1. casa isolata;
2. villetta a schiera indipendente;
3. villetta bi o plurifamiliare;
4. piccola unità abitativa in una corte;
5. appartamento in condominio;
6. appartamento sovrastante negozi, uffici, o altri servizi.

B5) Comprendendo lei stesso, quante persone vivono nella sua casa?

B6) A quale piano in particolare sono situate le seguenti stanze della sua casa? (*Faccia una croce sulla casella esatta*)

	SOGGIORNO/SALOTTO	CAMERA DA LETTO
Seminterrato		
Piano terra		
Primo piano		
Secondo piano		
Terzo piano		
Quarto piano		
Superiore al quarto <i>In questo caso, per favore, specifichi il numero del piano n.....</i>		

B7) In media quante ore su 24 trascorre solitamente in queste stanze?

	Numero di ore su 24 in un giorno feriale	Numero di ore su 24 in un giorno del fine settimana
SOGGIORNO/SALOTTO		
CAMERA DA LETTO		

B8) Quale delle seguenti affermazioni identifica meglio il tipo di finestre della sua casa?
(*Faccia una croce sul numero corrispondente alla definizione esatta*)

1. A vetro singolo;
2. A doppi vetri;
3. Finestre antirumore apribili dotate di particolari intercapedini fonoisolanti;
4. Finestra antirumore autoventilanti (*e pertanto non apribili*).

B9) La sua casa ha subito delle modifiche volte esplicitamente all'isolamento da rumore esterno? (pannelli fonoisolanti o fonoassorbenti, modifica dei serramenti...) SI NO

B10) Quando lei si trova in una delle seguenti stanze, solitamente tiene le finestre aperte o chiuse?
(*Faccia una croce sulle caselle corrette*)

	Estate		Inverno	
SOGGIORNO/SALOTTO	aperte	chiuse	aperte	chiuse
CAMERA DA LETTO	aperte	chiuse	aperte	chiuse

B11) A che ora lei normalmente va a dormire nei giorni lavorativi?.....

B12) A che ora normalmente si sveglia nei giorni lavorativi?

B13) A che ora generalmente va a dormire nel weekend?

B14) A che ora generalmente si sveglia nel weekend?

B15) Supponga di vedere la sua abitazione in pianta. Potrebbe indicare con una croce la posizione del SUO SOGGIORNO e della sua CAMERA DA LETTO rispetto alla STRADA che compare nel suo indirizzo postale (*guardi l'esempio esplicativo sotto la figura*):

<div style="background-color: #cccccc; padding: 5px; margin-bottom: 5px;">STRADA</div> <div style="border: 1px solid black; width: 100px; height: 100px; margin: 0 auto;"></div> <p style="text-align: center;">Soggiorno</p>	<div style="background-color: #cccccc; padding: 5px; margin-bottom: 5px;">STRADA</div> <div style="border: 1px solid black; width: 100px; height: 100px; margin: 0 auto;"></div> <p style="text-align: center;">Camera da letto</p>
---	---

STRADA

X

(Esempio: posizione della camera da letto)

B16) Dalla finestra del suo soggiorno riesce a vedere la strada riportata sul suo indirizzo postale?

SI	NO
----	----

B16a) Se la risposta alla domanda precedente è no, indichi quale è la natura dell'ostruzione:

RAGIONE	
a. E' coperta da altri edifici	
b. Il soggiorno si affaccia su altra via (In questo caso specifichi quale: v.....)	
c. Il soggiorno si affaccia su lati dell'edificio diversi e non delimitati da altre vie	
d. Coperta da un giardino/corte interno/a	
e. E' coperta da muraglie, muri interni	
f. E' nascosta dalla vegetazione	

B17) Dalla finestra della sua camera da letto, riesce a vedere la strada riportata sul suo indirizzo postale?

SI	NO
----	----

B17a) Se la risposta alla domanda precedente è no, indichi quale è la natura dell'ostruzione:

RAGIONE	
a. E' coperta da altri edifici	
b. La camera da letto si affaccia su altra via (In questo caso specifichi quale: v.....)	
c. La camera da letto si affaccia su lati dell'edificio diversi e non delimitati da altre vie	
d. Coperta da un giardino/corte interno/a	
e. E' coperta da muraglie, muri interni	
f. E' nascosta dalla vegetazione	

Sezione C:
DISTURBO

Di seguito le verrà chiesto di dare un punteggio da 0 a 10 su quanto il rumore esterno la infastidisce, disturba od irrita quando lei si trova a casa. Se non la disturba per nulla scelga 0, se è estremamente disturbato scelga 10. La scelta dello 0 deve avvenire anche quando queste sorgenti non le sente affatto. Intenda la sua casa come tutte le zone in cui lei trascorre il suo tempo, quindi anche balconi, terrazzi, verande, giardini...

C1) Pensando agli ultimi 12 mesi, quando lei si trova a casa, quale numero fra 0 e 10 esprime in modo migliore quanto lei si ritiene disturbato, infastidito od irritato dalle seguenti potenziali sorgenti di rumore, **DURANTE IL PERIODO DIURNO?**

SORGENTE DI RUMORE	PUNTEGGIO										
a. Traffico stradale	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
b. Autobus	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
c. Treni	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
d. Traffico aereo	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
e. Moto e motorini	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
f. Cantieri, costruzioni e demolizioni	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
g. Vicini di casa	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
h. Attività industriali e commerciali	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
i. Locali di intrattenimento, bar, similari	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
j. Allarmi antifurto	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
k. Condizionatori, impianti interni permanenti di riscaldamento o idraulici, ascensori.	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
l. Raccolta della spazzatura, macchine pulitrici della strada	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
m. Cani od altri animali	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
n. Altro (<i>per favore specifichi la causa ed il punteggio</i>)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
.....											

C2) Pensando agli ultimi 12 mesi, quando lei si trova a casa, quale numero fra 0 e 10 esprime in modo migliore quanto lei si ritiene disturbato, infastidito od irritato dalle seguenti potenziali sorgenti di rumore, **DURANTE IL PERIODO NOTTURNO?**

SORGENTE DI RUMORE	PUNTEGGIO										
a. Traffico stradale	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
b. Autobus	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
c. Treni	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
d. Traffico aereo	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
e. Moto e motorini	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
f. Cantieri, costruzioni e demolizioni	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
g. Vicini di casa	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
h. Attività industriali e commerciali	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
i. Locali di intrattenimento, bar, similari	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
j. Allarmi antifurto	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
SORGENTE DI RUMORE	PUNTEGGIO										
k. Condizionatori, impianti interni permanenti di riscaldamento o idraulici, ascensori.	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
l. Raccolta della spazzatura, macchine pulitrici della strada	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
m. Cani od altri animali	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
n. Altro (<i>per favore specifichi la causa ed il punteggio</i>)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
.....											

C3) Supponga di poter eliminare una delle sorgenti di rumore che lei sente e provenienti dall'esterno della sua abitazione, come quelle elencate nelle domande C1 e C2, quale eliminerebbe? (*Riporti la stessa lettera corrispondente nelle tabelle su viste, es: moto e motorini: e*).....

C4) Come definirebbe il volume di traffico che scorre sulla strada riportata nel suo indirizzo postale? *Faccia una croce sulla casella esatta.*
(Nel caso si ritenga disturbato maggiormente da una strada diversa da quella riportata nell'indirizzo postale, ma comunque confinante con la sua casa per favore ci specifichi quale.)

via.....

VOLUME DI TRAFFICO	pesante e continuo	medio, composto da molte auto	leggero, qualche auto di tanto in tanto
Durante il giorno , nei giorni feriali			
Durante il giorno , nei giorni festivi			
Durante la notte , nei giorni feriali			
Durante la notte , nei giorni festivi			

C5) Pensando agli ultimi 12 mesi, quando lei si trova a casa, quale numero fra 0 e 10 esprime in modo migliore quanto lei si ritiene disturbato, infastidito od irritato dal rumore esterno, a finestre aperte o chiuse? *Faccia una croce sulla casella esatta. (Nel caso non dorma o soggiorni a finestre aperte o chiuse, scelga per tali alternative lo 0).*

RUMORE	PUNTEGGIO										
Durante il GIORNO a finestre CHIUSE	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Durante il GIORNO a finestre APERTE	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Durante la NOTTE a finestre CHIUSE	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Durante la NOTTE a finestre APERTE	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

C6) Evita di utilizzare il suo giardino, balcone o terrazzo a causa del rumore esterno?

QUALCHE VOLTA	SEMPRE	NO	NON POSSIEDO GIARDINO/BALCONE /TERRAZZO
---------------	--------	----	---

C7) Di seguito le verrà chiesto di dare un punteggio da 1 a 6 su **quanto lei si ritiene d'accordo** con le seguenti affermazioni. **Se è pienamente d'accordo scelga 6, se non è affatto d'accordo scelga 1.** *Faccia una croce sul numero che esprime meglio il suo giudizio.*

a) Nessuno dovrebbe infastidirsi, se qualcuno nel vicinato alza il volume della radio o dello stereo al massimo di tanto in tanto

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

b) Mi sveglio facilmente a causa del rumore

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

c) Mi irrita quando i miei vicini fanno rumore

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

d) Mi abituo quasi sempre al rumore senza grandi difficoltà

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

e) Qualche volta il rumore mi rende nervoso/a ed irascibile

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

f) Persino la musica che io normalmente ascolto mi disturba quando voglio concentrarmi

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

g) Trovo difficile rilassarmi in un posto rumoroso

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

h) Sono molto bravo/a a concentrarmi, indipendentemente da ciò che accade intorno a me

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

i) Mi adiro quando le persone fanno un rumore tale da impedirmi di addormentarmi o di eseguire un lavoro di concentrazione

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

j) Mi reputo sempre molto sensibile al rumore, indipendentemente dal mio stato psicofisico.

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

C8) Quanto spesso lei utilizza uno dei seguenti “rimedi” al fastidio da rumore, QUANDO SI TROVA IN CASA?

RIMEDIO	FREQUENZA DI UTILIZZO		LO RITIENE EFFICACE?		
	DURANTE LA NOTTE	DURANTE IL GIORNO	SI	SOLO A VOLTE	NO
TAPPI AURICOLARI ANTIRUMORE	i) sempre	i) sempre			
	ii) spesso	ii) spesso			
	iii)raramente	iii)raramente			
	iv) mai	iv) mai			
CHIUSURA DELLE FINESTRE	i) sempre	i) sempre			
	ii) spesso	ii) spesso			
	iii)raramente	iii)raramente			
	iv) mai	iv) mai			
SPOSTAMENTO IN UNA STANZA MENO RUMOROSA	i) sempre	i) sempre			
	ii) spesso	ii) spesso			
	iii)raramente	iii)raramente			
	iv) mai	iv) mai			
ALTRO (<i>per favore specifichi cosa qui sotto</i>) ----- -----	i) sempre	i) sempre			
	ii) spesso	ii) spesso			
	iii)raramente	iii)raramente			
	iv) mai	iv) mai			

C9) Alcune persone riportano ritenere utile, come “terapia anti-rumore”, il rifugiarsi in zone della città particolarmente silenziose o piacevoli (parchi, aree verdi, biblioteche, musei, etc) se è loro possibile.

Lei si reca abitualmente in una di queste aree per sfuggire momentaneamente all’esposizione a rumore ambientale?	SI	QUALCHE VOLTA	NO
Se sì, può riferirci quale?.....			
In che giorni e tempi vi si reca?			
DURANTE I GIORNI FERIALI		Generalmente dalle.....alle.....	
DURANTE IL WEEKEND		Generalmente dalle.....alle.....	

Sezione D:
INFORMAZIONI SULLO STATO DI SALUTE

D1) Pensa di avere problemi d’udito?	SI	NO
D2) Un medico le ha mai diagnosticato un difetto nelle capacità uditive?	SI	NO
D3) Porta abitualmente apparecchi di supporto all’udito?	SI	NO
D4) Fa abitualmente uso di tranquillanti, sedativi, antidepressivi, antistaminici o altri farmaci, anche omeopatici, che inducono il sonno?	SI	NO

D5) Quali delle seguenti affermazioni descrive la qualità del suo sonno? (*Può scegliere più di un’alternativa*)

1. Di notte, spesso non dormo affatto	
2. Spesso mi sveglio durante la notte	
3. Spesso mi rigiro nel letto senza dormire durante la notte	
4. Mi sveglio più di una volta a notte	
5. Penso di dormire generalmente molto male	
6. Spesso ho la sensazione di aver dormito solo qualche ora	
7. Generalmente non dormo mai più di cinque ore	
8. Generalmente impiego più di mezz’ora prima di addormentarmi	
9. Se mi sveglio di notte, trovo molto difficoltosa la ripresa del sonno	
10. Ritengo di dormire generalmente bene la notte	
11. Generalmente mi addormento con facilità	
12. Quando mi sveglio al mattino, di solito mi sento ben riposato/a	

D6) Potrebbe specificare se ritiene o no che il rumore ambientale esterno le influenza lo stato di salute, negli aspetti sotto elencati?

1. Il rumore esterno spesso mi fa trasalire o sussultare	SI	NO
2. Il rumore esterno spesso mi rende irascibile	SI	NO
3. Il rumore esterno spesso mi causa mal di testa	SI	NO
4. Il rumore esterno spesso mi fa sentire stanco/a e demotivato/a	SI	NO
5. Il rumore esterno è causa delle mie carenze di sonno	SI	NO
6. Il rumore esterno mi crea problemi allo stomaco	SI	NO
7. Il rumore esterno mi provoca tachicardia	SI	NO
8. Se pensa che il rumore esterno influenza il mio stato di salute in altro modo, per favore specifichi come qui sotto.		
.....		

Sezione E:

INFORMAZIONI SUL PERCORSO DI STUDI ED IL LAVORO

E1) Tra quali ore generalmente lavora? (*Compresi i trasporti dalla sua abitazione al posto di lavoro*) dalle.....alle

E1a) Fa regolarmente turni di notte? SI NO

E2) Quanti anni ha studiato nella sua vita? (*esclusivamente includendo la scuola media, superiore, l'università, i corsi post-universitari, ma non i tirocini di lavoro*)..... anni.

E3) Quali delle seguenti definizioni identifica meglio il suo attuale stato d'occupazione? (*Nel caso di liberi professionisti che comunque lavorano fuori casa, si identifichino nelle voci: lavoratore full time o part-time*).

1. Cerco lavoro	
2. Faccio lavori temporanei di tanto in tanto	
3. Sono lavoratore part-time	
4. Sono lavoratore full time	
5. Sono studente, tirocinante	
6. Sono casalinga, badante, domestica	
7. Sono libero professionista e lavoro a casa	
1. Sono disoccupato	
2. Sono in pensione	
3. Sono esonerato dall'impiego per malattia o altra causa	

E4) Quale delle seguenti categorie identifica nel modo migliore la sua attuale o più recente professione? (Nel caso lei sia in pensione, o comunque al momento non lavori, riferisca per favore qual è stata la sua ultima professione)

1. Impiegato a livelli dirigenziali	
2. Impiegato a fascia economica intermedia	
3. Impiegato a fascia economica iniziale	
4. Docente universitario, ricercatore	
5. Imprenditore	
6. Libero/a professionista	
7. Insegnante di scuola primaria o secondaria	
8. Studente, dottorando/a, tirocinante	
9. Artigiano, lavoratore manuale specializzato	
10. Artigiano, lavoratore manuale non specializzato	
11. Colf, domestica, badante	
12. Altro (per favore specificare qui sotto)	
.....	

Sezione F:
INTERESSE NELLO STUDIO

F1) Una volta che lo studio sarà completato desidera ricevere copia del rapporto finale? SI NO

In questo caso, è necessario avere un suo contatto telefonico n. tel.....

Come può aver notato il questionario è del tutto anonimo. I suoi dati sensibili saranno trattati in modo strettamente confidenziale. Quando i risultati dello studio verranno pubblicati, non sarà possibile riconoscere in qualsiasi modo le sue risposte all'interno delle conclusioni globali dell'analisi.

*Ai sensi del D.L. 196/03, **autorizzo** al trattamento dei dati sensibili forniti, esclusivamente per finalità statistiche mediante consultazione, elaborazione o raffronto, nonché per scopi di ricerca scientifica.*

In fede.....

E' fondamentale poter correlare le informazioni contenute nel questionario alla realtà di monitoraggio territoriale. Solo per questo le si chiede di inserire l'indirizzo postale. Senza tale correlazione il suo sforzo sarà inevitabilmente reso vano.

Può controllare di aver inserito il suo indirizzo nella sezione A4 di pg. 2?

Può controllare di aver risposto a tutti i quesiti? *Le ricordiamo che la stampa di questo questionario è in fronte e retro.*

GRAZIE PER LA CORTESE COLLABORAZIONE

LA LETTERA DI SOLLECITO

ARPAT

Agenzia regionale per la protezione ambientale della Toscana

56127 PISA Via V. Veneto, 27
tel 050 835611 fax 050/835670

DIPARTIMENTO PROVINCIALE DI PISA

U.O. Infrastrutture di mobilità, reti elettriche e di comunicazione

Pisa, 07.11.05

Gent.le signore/a,

alcune settimane fa dovrebbe aver ricevuto, da parte dell'ARPAT (l'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente della Toscana), un questionario relativo alla valutazione dell'esposizione a rumore ambientale.

Il quartiere in cui lei vive vede la presenza simultanea di diverse infrastrutture di trasporto (stradale, ferroviario, aereo), pertanto l'opinione che gli abitanti manifestano sulla loro accettabilità e tollerabilità è di fondamentale importanza, non solo per il coordinamento delle politiche future di gestione territoriale, ma anche per la valutazione delle soddisfazioni ed esigenze di vita dei residenti stessi.

Sfortunatamente non abbiamo ricevuto nessun questionario da parte dei membri di questa abitazione.

- ***Ha già compilato e restituito il questionario in oggetto in uno dei centri di raccolta stabiliti?***

In tal caso, la preghiamo di non dare alcuna importanza a questa lettera.

- ***Per diversi motivi, non ha avuto modo di compilare il questionario, ma vorrebbe comunque farlo?***

In questa busta ne alleghiamo una copia. Se desidera partecipare allo studio, lo compili entro l'inizio della prossima settimana. I nostri operatori verranno a ritirarlo personalmente presso la sua abitazione, lunedì e martedì, (il 14 e 15 novembre), dalle 18.00 alle 20.00, sperando di trovarla in casa.

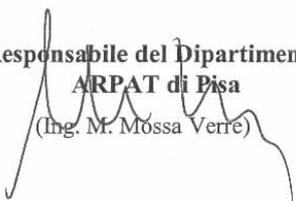
- ***Nel caso lei non volesse comunque compilare il questionario***, le chiederemmo gentilmente di fornire solo alcune brevi risposte di carattere puramente generale, che serviranno per correggere statisticamente i dati in nostro possesso, ottenuti da altri questionari compilati. La preghiamo, in quest'ultima ipotesi, **di rispondere alle domande presenti nel solo modulo rosa contenuto nella busta, sempre entro le date di programmato ritiro su citate.**

Vorremmo infine ricordare che anche coloro che non risiedono ufficialmente nella zona sotto indagine, ma che comunque vi abitano stabilmente (studenti, domiciliati, inquilini in affitto), sono invitati a rispondere ai quesiti formulati.

Grazie per la cortese collaborazione che ci permetterà di acquisire informazioni sulla qualità della vita dei cittadini nella zona d'indagine.

Il Responsabile del Dipartimento
ARPAT di Pisa

(Ing. M. Mossa Verre)



**IL QUESTIONARIO
PER IL CAMPIONE DEI NON RISPONDENTI**

A1) Qual è la sua data di nascita?/...../.....	
A2) Lei è di sesso	M	F
A3) Qual è la sua nazionalità?		
A3b) Parla abitualmente italiano in famiglia, con amici e conoscenti?	SI	NO
A4) Inserisca in modo completo il suo indirizzo postale: via.....n..... CAP.....PISA		
A5) Nel caso lei abiti in un palazzo a più piani inserisca nel riquadro a fianco il piano al quale si trova la sua abitazione. <i>(Per il piano terra inserisca 0)</i>		
A6) Qual è il suo stato civile?	a) Single, vedovo/a	
	b) Coniugato/a, convivente	
B1) Da quanti anni vive nella sua attuale abitazione?	Anni.....	
<i>Qualora sia meno di un anno specifichi il numero di mesi</i>	Se meno di un anno, mesi.....	

B4) Come definirebbe la sua casa: *(Faccia una croce sul numero corrispondente alla definizione esatta)*

7. casa isolata;
8. villetta a schiera indipendente;
9. villetta bi o plurifamiliare;
10. piccola unità abitativa in una corte;
11. appartamento in condominio;
12. appartamento sovrastante negozi, uffici, o altri servizi.

B5) Comprendendo lei stesso, quante persone vivono nella sua casa?

C7) Di seguito le verrà chiesto di dare un punteggio da 1 a 6 su **quanto lei si ritiene d'accordo** con le seguenti affermazioni. **Se è pienamente d'accordo scelga 6, se non è affatto d'accordo scelga 1.** *Faccia una croce sul numero che esprime meglio il suo giudizio.*

a) Nessuno dovrebbe infastidirsi, se qualcuno nel vicinato alza il volume della radio o dello stereo al massimo di tanto in tanto

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

b) Mi sveglio facilmente a causa del rumore

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

c) Mi irrita quando i miei vicini fanno rumore

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

d) Mi abituo quasi sempre al rumore senza grandi difficoltà

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

e) Qualche volta il rumore mi rende nervoso/a ed irascibile

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

f) Persino la musica che io normalmente ascolto mi disturba quando voglio concentrarmi

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

g) Trovo difficile rilassarmi in un posto rumoroso

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

h) Sono molto bravo/a a concentrarmi, indipendentemente da ciò che accade intorno a me

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

i) Mi addormento quando le persone fanno un rumore tale da impedirmi di addormentarmi o di eseguire un lavoro di concentrazione

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

j) Mi reputo sempre molto sensibile al rumore, indipendentemente dal mio stato psicofisico.

NON AFFATTO D'ACCORDO 1—2—3—4—5—6 PIENAMENTE D'ACCORDO

*Di seguito le verrà chiesto di dare un punteggio da 0 a 10 su quanto il rumore esterno la infastidisce, disturba od irrita **quando lei si trova a casa. Se non la disturba per nulla scelga 0, se è estremamente disturbato scelga 10. La scelta dello 0 deve avvenire anche quando queste sorgenti non le sente affatto. Intenda la sua casa come tutte le zone in cui lei trascorre il suo tempo, quindi anche balconi, terrazzi, verande, giardini...***

C1) Pensando agli ultimi 12 mesi, quando lei si trova a casa, quale numero fra 0 e 10 esprime in modo migliore quanto lei si ritiene disturbato, infastidito od irritato dalle seguenti potenziali sorgenti di rumore, **DURANTE IL PERIODO DIURNO?**

SORGENTE DI RUMORE	PUNTEGGIO										
1. Traffico stradale	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2. Autobus	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
3. Treni	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
4. Traffico aereo	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
5. Moto e motorini	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
6. Cantieri, costruzioni e demolizioni	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
7. Vicini di casa	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
8. Attività industriali e commerciali	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
9. Locali di intrattenimento, bar, similari	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10. Allarmi antifurto	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
11. Condizionatori, impianti interni di riscaldamento o idraulici	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
12. Raccolta della spazzatura, macchine pulitrici della strada	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
SORGENTE DI RUMORE	PUNTEGGIO										
13. Cani od altri animali	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
14. Altro (<i>per favore specifichi la causa ed il punteggio</i>)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
.....											

C2) Pensando agli ultimi 12 mesi, quando lei si trova a casa, quale numero fra 0 e 10 esprime in modo migliore quanto lei si ritiene disturbato, infastidito od irritato dalle seguenti potenziali sorgenti di rumore, **DURANTE IL PERIODO NOTTURNO?**

SORGENTE DI RUMORE	PUNTEGGIO										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1. Traffico stradale	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
2. Autobus	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
3. Treni	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
4. Traffico aereo	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
5. Moto e motorini	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
6. Cantieri, costruzioni e demolizioni	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
7. Vicini di casa	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
8. Attività industriali e commerciali	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
9. Locali di intrattenimento, bar, similari	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
10. Allarmi antifurto	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
11. Condizionatori, impianti interni permanenti di riscaldamento o idraulici, ascensori.	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
12. Raccolta della spazzatura, macchine pulitrici della strada	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
13. Cani od altri animali	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
14. Altro (<i>per favore specifichi la causa ed il punteggio</i>)	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
.....											

D1) Pensa di avere problemi d'udito?	SI	NO
D3) Porta abitualmente apparecchi di supporto all'udito?	SI	NO
D4) Fa abitualmente uso di tranquillanti, sedativi, antidepressivi, antistaminici o altri farmaci, anche omeopatici, che inducono il sonno?	SI	NO

E4) Quale delle seguenti categorie identifica nel modo migliore la sua attuale o più recente professione? (Nel caso lei sia in pensione, o comunque al momento non lavori, riferisca per favore qual è stata la sua ultima professione).

1. Impiegato a livelli dirigenziali	
2. Impiegato a fascia economica intermedia	
3. Impiegato a fascia economica iniziale	
4. Docente universitario, ricercatore	
5. Imprenditore	
6. Libero/a professionista	
7. Insegnante di scuola primaria o secondaria	
8. Studente, dottorando/a, tirocinante	
9. Artigiano, lavoratore manuale specializzato	
10. Artigiano, lavoratore manuale non specializzato	
11. Casalinga, colf, domestica, badante	
12. Pensionato/a	
13. Esonerato dall'impiego per malattia o altra causa	
14. Disoccupato	
15. Altro (<i>per favore specificare qui sotto</i>)	

E2) Quanti anni ha studiato nella sua vita? (*esclusivamente includendo la scuola media, superiore, l'università, i corsi post-universitari, ma non i tirocini di lavoro*).....anni.

F1) Potrebbe infine riferire qual è la ragione principale per cui non ha compilato il questionario più dilungato sulla valutazione dell'esposizione a rumore ambientale che ha ricevuto circa due mesi fa?

1. Non ho avuto tempo;	
2. Non sono interessato/a;	
3. Non partecipo agli studi di tipo socio-statistico per principio;	
4. Sono/a malato, incapace di compilare il questionario;	
5. Non parlo bene l'Italiano;	
6. Ero assente nel periodo in cui si è svolta l'indagine;	
7. Non ho mai ricevuto il questionario;	
8. Altro.....	

Grazie per la cortese collaborazione

ALLEGATO C: ALCUNI ESEMPI DI NOISE MAPPING

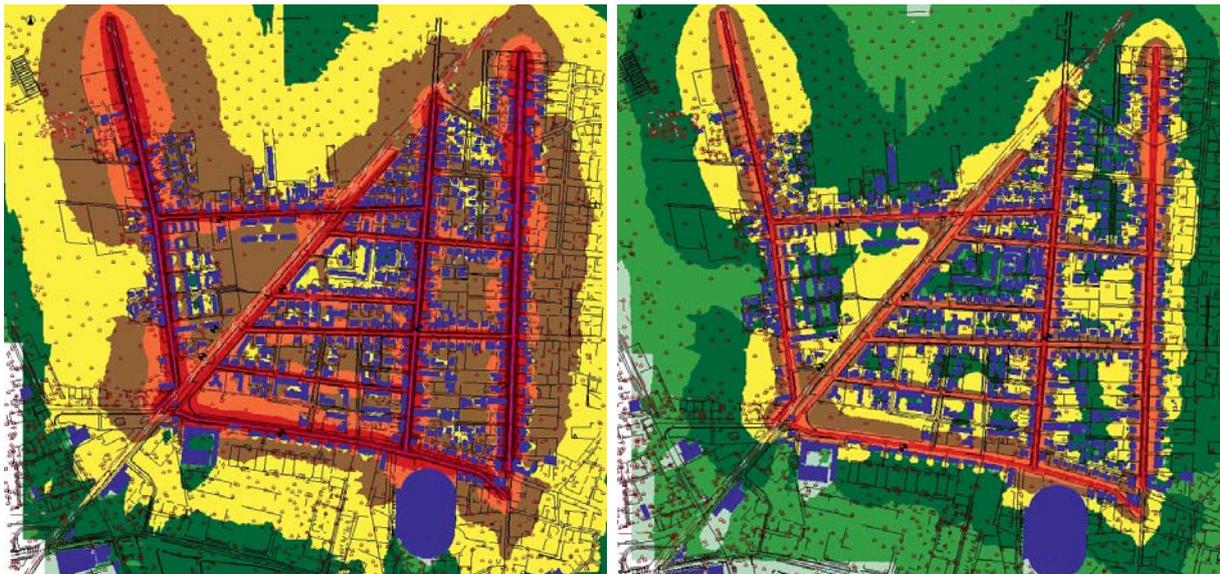
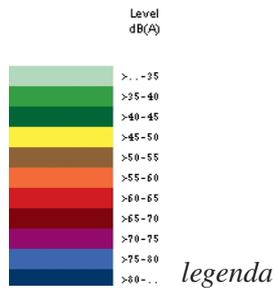


Figura A.1: Mapping in diurno (figura a sinistra) ed in notturno (figura a destra), relativi all'esposizione al solo rumore da traffico stradale, alla quota di 2 m.

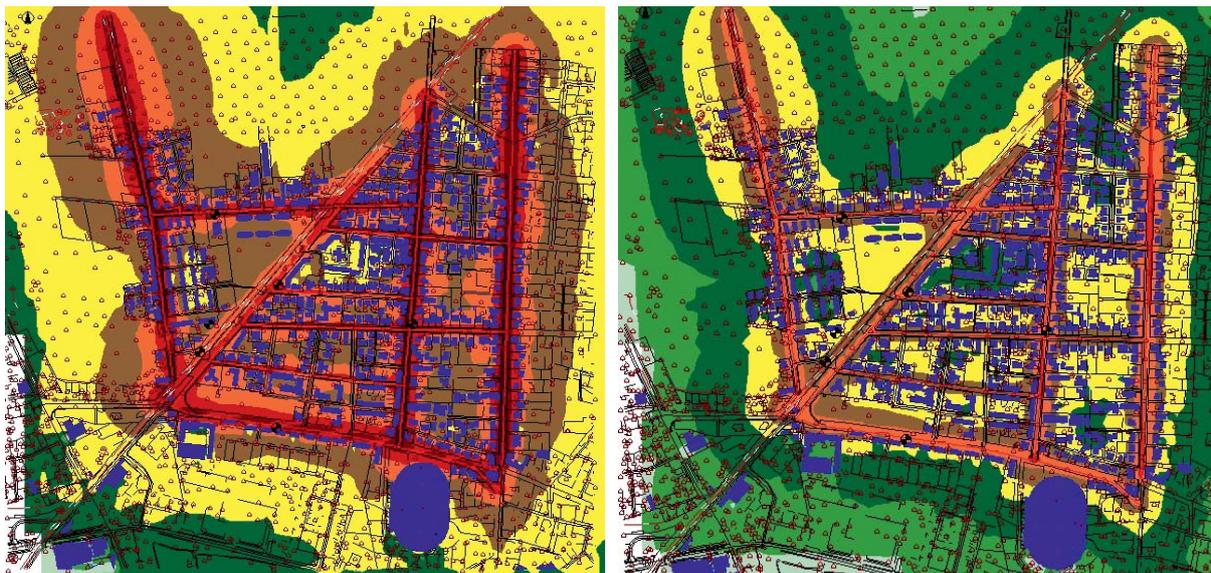


Figura A.2: Mapping in diurno (figura a sinistra) ed in notturno (figura a destra), relativi all'esposizione al solo rumore da traffico stradale, alla quota di 4 m.



Figura A.3: Mapping in diurno (figura a sinistra) ed in notturno (figura a destra), relativi all'esposizione al solo rumore da traffico stradale, alla quota di 7.5 m.

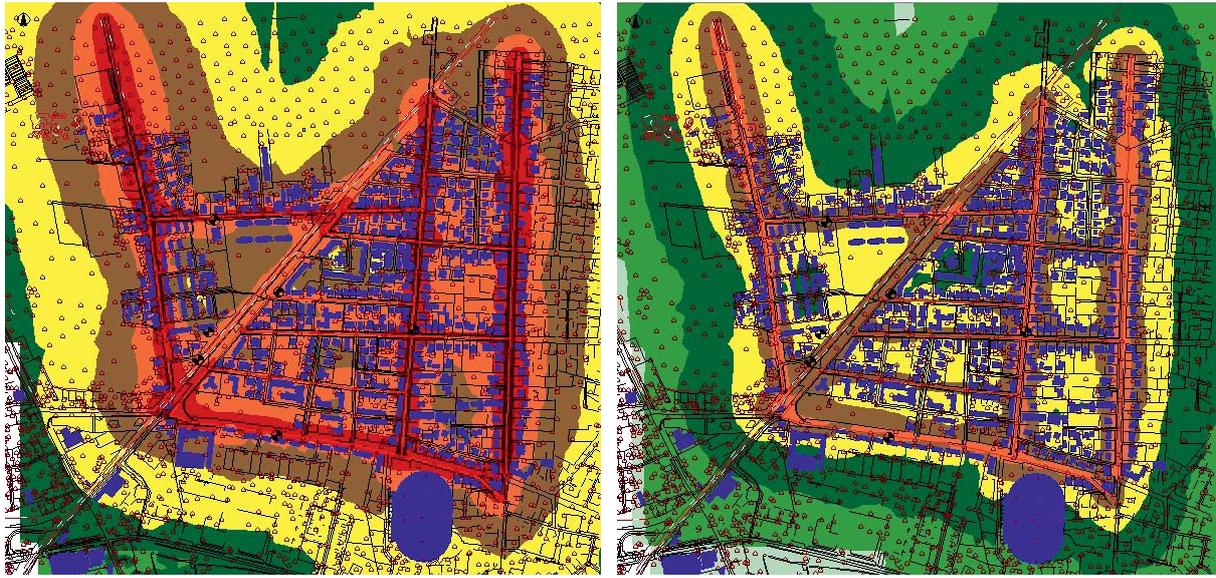


Figura A.4: Mapping in diurno (figura superiore) ed in notturno (figura inferiore), relativi all'esposizione al solo rumore da traffico stradale, alla quota di 10.5 m.



ISBN 978-88-448-0449-7



9 788844 804497

RAPPORTI
115 / 2010