



ANPA

Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente

**RASSEGNA DEGLI EFFETTI
DERIVANTI DALL'ESPOSIZIONE AL RUMORE**

RTI CTN_AGF 3/2000

ANPA
Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente
Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi

Rassegna degli effetti derivanti dall'esposizione al rumore

Autori

Anna Callegari (Arpa Emilia-Romagna, Sezione di Piacenza)

Co-autori

Andrea Franchini (Arpa Emilia-Romagna, Sezione di Modena)

Responsabile di progetto ANPA
Maria Belli, Salvatore Curcuruto



Responsabile CTN_AGF
Pierluigi Mozzo

Informazioni legali

L'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente o le persone che agiscono per conto dell'Agenzia stessa non sono responsabili per l'uso che può essere fatto delle informazioni contenute in questo rapporto.

Informazioni aggiuntive sull'argomento sono disponibili nel sito Internet (<http://www.sinanet.anpa.it>)

Riproduzione autorizzata citando la fonte

Stampato in Italia

Stampato su carta ecologica

Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente

Dipartimento Stato dell'Ambiente, Controlli e Sistemi Informativi

Via Vitaliano Brancati, 48

00144 Roma

Centro Tematico Nazionale – Agenti Fisici

c/o ARPA Veneto

P.le L. A. Scuro, 10

37134 Verona

*“Health is a state
of complete physical, mental,
and social well-being
and not merely
the absence of disease or infirmity”
(WHO, 1946)*

PREMESSA

Scopo del presente lavoro è una rassegna degli effetti derivanti dall'esposizione al rumore. La documentazione disponibile sull'argomento è estremamente ampia, anche perché molteplici sono gli effetti che il rumore può indurre nei soggetti esposti.

Il lavoro consiste pertanto in una rassegna sintetica e, per quanto possibile, completa, anche se necessariamente non esaustiva, degli studi disponibili: il tentativo è quello di fornire un quadro globale delle conoscenze attuali sul tema e di evidenziare i problemi tuttora irrisolti, che potranno essere oggetto delle ricerche future.

Il taglio della rassegna la rende adatta anche ad un lettore non specializzato, ma comunque già introdotto all'argomento trattato; non si è, infatti, ritenuto di aggiungere un glossario, né di richiamare alcun concetto di acustica.

La rassegna è strutturata nelle seguenti parti:

1. Introduzione
2. Meccanismo di azione del rumore sull'organismo
3. Effetti uditivi
4. Effetti psicofisiologici ed altri effetti non specifici
5. *Annoyance* ed effetti comportamentali
6. Effetti di disturbo del sonno
7. Interferenza con la comunicazione verbale
8. Effetti sulle prestazioni
9. Il punto sulle conoscenze attuali e sugli sviluppi della ricerca.

Il lavoro risulta prevalentemente impostato sulla disamina degli effetti derivanti dall'esposizione al rumore ambientale, mentre la trattazione del danno uditivo, che generalmente si manifesta per esposizioni prolungate a livelli medio-alti, è volutamente più limitata, poiché quest'ultimo tipo di esposizione si riscontra tipicamente negli ambienti di lavoro.

La rassegna è stata realizzata sulla base della bibliografia di seguito elencata:

- Arslan E., Meccanismo di azione del trauma acustico nella coclea, in *Atti Convegno dBA '94* Modena, 1994.
- Berglund B., Lindvall T., (eds.), *Community Noise*, Document prepared for the World Health Organization, Archives of the Center for Sensory Research, Stockholm University and Karolinska Institute, Vol. 2, N.1, 1995. (A reprint of this document with corrections of language and references has been published in 1998. The 1995 document is available at the Internet address www.who.int/peh/).
- Bertoni D., Franchini A., Lambert J., Magnoni M., Tartoni P.L., Vallet M., *Gli effetti del rumore dei sistemi di trasporto sulla popolazione*, Pitagora ed., 1994.
- Cosa M., Cocchi A., Collatina S., Cosa G., Rocco L., Nicoli M., *Rumore e Vibrazioni*, Maggioli editore, 1990.

- European Commission Green Paper, *Future Noise Policy*, Brussels, November 1996.
- Franchini A., Callegari A., Barchi A., Impatto del rumore da traffico stradale sulla popolazione: effetti e reazioni, in *Atti Convegno nazionale "Traffico e Ambiente"*, Trento, febbraio 2000.
- Lambert J., EU's Future Noise Policy, WG2 – Dose/Effect, Contribution to the Position Paper, Effects on residential behaviour, first draft, May 2000. (Documento interno di lavoro del WG2).
- Lambert J., Berglund B., EU's Future Noise Policy, WG2 – Dose/Effect, First year progress report, November 1999.
- Merluzzi F., Orsini S., Di Credico N., Meccanismi di insorgenza e di evoluzione della ipoacusia professionale da rumore, in *Atti Convegno dBA '94 Modena*, 1994.
- Merluzzi F., in *Rumore e vibrazioni in ambiente di lavoro, Manuale di prevenzione*, IEN, Regione Piemonte - Assessorato alla Sanità, Italgrafica Torino, 1986.
- Merluzzi F., Orsini S., Di Credico N., Marazzi P., *Rumore e udito in ambiente di lavoro*, Franco Angeli Ed., Milano, 1999.
- Miedema H. M., Vos H., Exposure-response relationships for transportation noise, *J. Acoust. Soc. Am.* 104, 1998.
- Parrino L., Terzano M.G., Gli effetti del rumore sulla qualità del sonno, in *Atti Convegno Acustica ambientale - Effetti sull'uomo e pianificazione del territorio*, Repubblica di S. Marino, maggio 1998.
- Porter N.D., Berry B.F., Flindell I.H., *Health effect-based noise assessment methods: a review and feasibility study*, NPL Report CMAM 16, 1998.
- Thompson S.J., EU's Future Noise Policy, WG2 – Dose/Effect, State of knowledge, Psychophysiological effects of environmental noise and dose-response relationships, February 1999. (Documento interno di lavoro del WG2).
- Thompson S.J., EU's Future Noise Policy, WG2 – Dose/Effect, Contribution to the Position Paper, Psychophysiological effects - Mental health Effects, Revised draft, May 2000. (Documento interno di lavoro del WG2).
- World Health Organization, Berglund B., Lindvall T., Schwela D.H., (eds.), *Guidelines for Community Noise*, 1999. (This document is available at the Internet address www.who.int/peh/).

Per agevolare il lettore, si è ritenuto più opportuno elencare al termine di ogni capitolo la bibliografia principale, oltre ad ulteriori utili riferimenti bibliografici (in genere tratti dalla bibliografia principale), che sono indicati fra parentesi quadre [...] per distinguerli dalla bibliografia principale, citata nel testo fra parentesi rotonde (...).

Si sottolinea infine che, proprio in conseguenza della vastità della letteratura disponibile sull'argomento e dell'incertezza che ancora permane, in particolare relativamente ad alcuni dei possibili effetti del rumore, la rassegna potrebbe, in alcune sue parti, sembrare talora persino contraddittoria. Allo stato attuale delle conoscenze, ciò risulta inevitabile ed è comunque segnale e diretta conseguenza della problematicità tuttora irrisolta che permea il tema trattato in molti dei suoi aspetti.

INDICE

PREMESSA	I
1. INTRODUZIONE	1
2. MECCANISMO DI AZIONE DEL RUMORE SULL'ORGANISMO	4
3 EFFETTI UDITIVI	8
4 EFFETTI PSICOFISIOLOGICI ED ALTRI EFFETTI NON SPECIFICI	18
5. ANNOYANCE ED EFFETTI COMPORTAMENTALI	30
6. EFFETTI DI DISTURBO DEL SONNO	44
7. INTERFERENZA CON LA COMUNICAZIONE VERBALE	59
8. EFFETTI SULLE PRESTAZIONI	64
9. IL PUNTO SULLE CONOSCENZE ATTUALI E SUGLI SVILUPPI DELLA RICERCA	69

1. INTRODUZIONE

Il rumore viene individuato dai sondaggi come una delle più rilevanti cause del peggioramento della qualità della vita ed è ormai riconosciuto come uno dei principali problemi ambientali; pur essendo talora ritenuto meno rilevante rispetto ad altre forme di inquinamento come l'inquinamento atmosferico o delle acque, il rumore suscita sempre più reazioni negative nella popolazione esposta.

Al contrario di quanto accade per altri fattori di inquinamento, i dati disponibili sull'esposizione a rumore sono piuttosto scarsi e soprattutto poco confrontabili, per le diverse tecniche di rilevamento e di analisi. Dai dati che compaiono nel Libro verde della Commissione Europea (1996), emerge che circa il 20% della popolazione dell'Unione (80 milioni di persone) è esposto a livelli di rumore diurni superiori a 65 dBA e che altri 170 milioni di persone risiedono in aree con livelli compresi fra 55 e 65 dBA. Secondo quanto riportato nella Proposta di Direttiva Europea sul rumore ambientale (2000), il risultato di questa diffusione dell'inquinamento acustico è che una percentuale di popolazione dell'UE pari almeno al 25% sperimenta un peggioramento della qualità della vita a causa dell'*annoyance*, e una percentuale compresa fra il 5 ed il 15% soffre di seri disturbi del sonno, dovuti al rumore.

La principale sorgente di rumore risulta essere il traffico stradale, che interessa i 9/10 della popolazione esposta a livelli superiori a 65 dBA. Benché negli ultimi quindici anni i livelli di emissione sonora dei veicoli siano sicuramente diminuiti, non si sono avuti sviluppi significativi nell'esposizione a rumore: in particolare sembra essere aumentata l'esposizione a livelli compresi fra 55 e 65 dBA, apparentemente come risultato del rapido incremento dei volumi di traffico stradale. Dai dati raccolti emerge la tendenza del rumore ad estendersi sia nel tempo (periodo notturno), sia nello spazio (aree rurali e suburbane); ad aumentare le preoccupazioni per gli anni futuri riguardo all'inquinamento acustico vi sono ulteriori elementi, quali il previsto aumento dei veicoli e del relativo chilometraggio, l'aumento del traffico aereo e lo sviluppo dei treni ad alta velocità.

Su scala internazionale, l'OCSE e l'Organizzazione Mondiale della Sanità (OMS) sono fra i principali organismi che hanno raccolto dati e svolto studi sugli effetti dell'esposizione a rumore nell'ambiente esterno. La Comunità Europea è in particolare impegnata nella redazione della prima direttiva europea sul rumore ambientale, in riferimento alla quale va sottolineata l'importanza di metodi comuni che i vari Stati Membri dovranno utilizzare per la raccolta di dati riguardo alla popolazione esposta alle varie fasce di livello sonoro ed ai conseguenti effetti di disturbo manifestati.

È spesso consuetudine distinguere fra gli effetti prevalenti del rumore ambientale (extrauditivi) e quelli dell'esposizione professionale al rumore (uditivi), sia per la diversa composizione della popolazione esposta, sia per le diverse caratteristiche fisiche del rumore, nonché per la non confrontabilità dei tempi di esposizione, e per la generale non sovrapponibilità delle patologie.

Quest'atteggiamento deve almeno in parte essere rivisto in favore di una valutazione complessiva dell'azione del rumore sull'organismo umano e sulla comunità. Il rumore urbano, infatti, risulta sempre più diffuso ed espone un numero sempre maggiore di individui: si creano pertanto numerose situazioni di esposizione cumulativa che possono dar luogo a sovrapposizione di effetti e di danni.

Oltre a ciò va ricordato che un fenomeno importante come la socioacusia, cioè il danno all'udito dovuto all'esposizione al rumore negli ambienti di vita, sembra assumere una certa rilevanza nella maggior parte dei paesi industrializzati, soprattutto come conseguenza dell'esposizione al rumore durante attività di tipo ricreativo, quali ad esempio la frequentazione di discoteche, l'ascolto di musica ad alto volume o la pratica di taluni sport.

Per meglio comprendere quale sia l'impatto dell'inquinamento acustico sulla salute della popolazione esposta, è necessario partire dal concetto stesso di "salute". Con questo termine, secondo una definizione dell'OMS del 1946, s'intende "uno stato di completo benessere fisico, mentale e sociale e non semplicemente l'assenza di malattie o infermità". Più recentemente (1990), la stessa OMS ha indicato che uno stato di buona salute e di benessere richiede un ambiente armonioso in cui viene attribuito il dovuto peso ai fattori fisici, fisiologici, sociali ed estetici; l'ambiente dovrebbe quindi costituire una risorsa importante per migliorare le condizioni di vita ed accrescere il benessere. Un ambiente acustico sfavorevole costituisce pertanto una condizione di pregiudizio per una buona qualità della vita, condizione che può dar luogo ad una serie di effetti, alcuni dei quali immediatamente manifesti a livello psicologico.

Ma a determinare lo stato di salute e di benessere concorrono, oltre a valutazioni oggettive, anche fattori estremamente soggettivi, quali ad esempio i bisogni e le aspettative del singolo individuo, che sono peraltro determinati da un insieme di più variabili di carattere temporale, sociale e culturale: la salute deve pertanto essere considerata come una "condizione dinamica", secondo la definizione che ne dà il Netherlands Health Council (1997).

L'esposizione al rumore, in base alle sue caratteristiche fisiche (intensità, composizione in frequenza, ecc.) e temporali, oltre agli effetti diretti sull'apparato uditivo, può dar luogo a tutta una serie di effetti cosiddetti extrauditivi fra i quali il disturbo del sonno e del riposo, l'interferenza sulla comunicazione verbale e sull'apprendimento, effetti psicofisiologici, sulla salute mentale e sulle prestazioni, oltre al disturbo o fastidio genericamente inteso (*annoyance*).

In generale gli effetti extrauditivi dell'esposizione a rumore sono spesso difficili da quantificare: ad esempio i dati esistenti riguardo ad effetti sull'organismo (apparato digerente, sistema cardiocircolatorio, sistema endocrino) provengono, nella maggior parte dei casi, da studi su un numero limitato di soggetti, ed hanno fornito risultati poco in accordo e talora in aperta contraddizione tra loro.

Ciò che invece sembra manifestare una tendenza a fornire informazioni più convincenti sul piano scientifico è la tecnica utilizzata nelle inchieste socioacustiche. Questi studi, i cui primi esempi a livello europeo risalgono alla fine degli anni '60 (Francia, Regno Unito e Paesi Scandinavi), hanno come obiettivo l'analisi delle relazioni che esistono tra i livelli di rumore e la reazione soggettiva e comportamentale di campioni di popolazione esposta. Questi effetti vengono comunemente definiti "effetti psicosociali", intesi come un insieme di sensazioni negative percepite dagli individui esposti, che non hanno come bersaglio un organo o un apparato specifico, ma che possono influenzare

sia il comportamento individuale, sia le relazioni interpersonali ed i rapporti tra individuo e collettività. Aspetto peculiare di questi effetti è che la loro entità dipende da tutta una serie di caratteristiche soggettive ed ambientali; esiste, infatti, una grande variabilità sia nelle risposte dello stesso individuo allo stesso rumore in situazioni diverse, che tra individui diversi nella stessa situazione.

La struttura di un'inchiesta socioacustica è costituita dall'insieme di interviste con idonei questionari ad un campione significativo di popolazione esposta a rumore e di una serie di misure acustiche volte a caratterizzare il livello di esposizione in facciata degli edifici di residenza. L'integrazione delle informazioni desunte dalle due attività parallele consente di studiare quale sia la "forza" della relazione che esiste tra la causa (il rumore) e l'effetto (le reazioni della collettività).

Non bisogna però dimenticare che l'*annoyance* costituisce, per certi versi, un effetto sulla salute meno rilevante rispetto ad altri effetti, quali i disturbi cardiovascolari o i disturbi mentali, qualora essi si manifestino. Inoltre un'asserzione riguardo alla probabilità che una certa percentuale della popolazione risulti affetta da una patologia molto seria, quale risultato dello *stress* causato dal rumore ambientale, costituirebbe un elemento più oggettivo e consistente ai fini delle decisioni di tipo politico, rispetto a quanto si può riscontrare attualmente, vale a dire standard e regolamenti definiti in base a stime dell'*annoyance*. Relativamente ad effetti molto seri, quali i disturbi cardiovascolari o i disturbi mentali, esiste il problema che i singoli individui non hanno modo di sapere se il rumore ha provocato o no un tale genere di effetto sulla loro salute; questa risposta può pertanto emergere soltanto da studi specifici sull'aumento della morbosità nella popolazione generale. Peraltro questi potenziali effetti del rumore, se esistono, sembrano essere relativamente "deboli" e comunque potrebbero essere attribuiti anche a molte cause diverse; risulta quindi difficile stabilire se ci sia un nesso causale specifico relativamente al caso singolo, per il quale è estremamente arduo chiarire la complessa associazione dei diversi potenziali fattori di rischio. Per questo motivo è necessario parlare di un aumento o una diminuzione del rischio, piuttosto che di una precisa relazione causale, e soltanto studi su larga scala, che osservino nel tempo lo stato di salute di una popolazione di individui attraverso i cambiamenti delle condizioni ambientali, possono fornire risposte in merito al problema (Porter, Berry e Flindell, 1998).

BIBLIOGRAFIA

- Cosa M. et al., *Rumore e Vibrazioni*, Maggioli editore, 1990.
- European Commission Green Paper, *Future Noise Policy*, Brussels November 1996.
- Franchini A., Callegari A., Barchi A., *Impatto del rumore da traffico stradale sulla popolazione: effetti e reazioni*, in *Atti Convegno nazionale "Traffico e Ambiente"*, Trento, febbraio 2000.
- Netherlands Health Council: Committee on a Uniform environmental noise exposure metric. 1995, *Assessing noise exposure for public health purposes*, *Report 1997/23E*, 1997.
- Porter N.D., Berry B.F., Flindell I.H., *Health effects-based noise assessment methods: a review and feasibility study*, NPL Report CMAM 16, 1998.
- Proposal for a *Directive of the European Parliament and of the Council relating to Assessment and Management of Environmental Noise*, COM(2000) 468 final – 2000/0194(COD), Brussels, 26/07/2000.

2. MECCANISMO DI AZIONE DEL RUMORE SULL'ORGANISMO

Gli effetti che l'esposizione al rumore determina sull'uomo sono dipendenti da numerose variabili, come le caratteristiche fisiche del fenomeno, i tempi e le modalità di manifestazione dell'evento sonoro, la specifica sensibilità del soggetto esposto, e sono comunemente classificati come (Cosa et al. 1990):

- effetti di danno, vale a dire di alterazioni non reversibili o non completamente reversibili, obiettabili dal punto di vista clinico e/o anatomopatologico;
- effetti di disturbo, cioè di alterazioni temporanee delle condizioni psicofisiche del soggetto, che siano chiaramente obiettabili, determinando effetti fisiopatologici ben definiti;
- sensazione di disturbo e fastidio genericamente intesa (*annoyance*).

L'azione che l'esposizione a rumore determina sull'uomo è riconducibile ad effetti di tipo specifico (in particolare uditivi), ad effetti non specifici (di tipo neuroendocrino e psicologico e di ordine psicosomatico su organi-bersaglio) e ad effetti psicosociali (disturbo del sonno e del riposo, interferenza nella comprensione della parola o di altri segnali acustici, interferenza sul rendimento, sull'efficienza, sull'attenzione e sull'apprendimento, *annoyance*) (Cosa et al., 1990).

L'uomo percepisce soltanto suoni con ben determinate caratteristiche: il limite inferiore di udibilità, infatti, è determinato da tre diverse soglie, relative alla frequenza, alla pressione sonora ed alla persistenza del suono stesso. In particolare la soglia della frequenza è generalmente compresa fra i 16 ed i 20 Hz (l'intervallo di frequenza dei suoni udibili dall'uomo si estende poi fino a 20000 Hz). Per soglia uditiva s'intende comunemente il minimo livello di pressione sonora in grado di provocare una sensazione sonora; la soglia uditiva varia al variare della frequenza del suono ed è compresa da -1 a 3 dB alle frequenze centrali, sale a 10-20 dB alle alte frequenze e a 20-70 dB alle basse frequenze (Cosa et al., 1990).

L'orecchio è costituito da tre parti: l'orecchio esterno (padiglione auricolare e canale uditivo), l'orecchio medio, che contiene la catena degli ossicini (martello, incudine e staffa) e l'orecchio interno. Il suono, raccolto dal padiglione auricolare, attraversa il canale uditivo e pone in vibrazione la membrana timpanica; tale membrana è collegata alla catena degli ossicini, che costituisce una sorta di adattatore di impedenza fra l'aria ambiente ed i liquidi dell'orecchio interno. Le onde sonore possono essere trasmesse anche seguendo vie alternative di importanza minore quali la via ossea e quella che utilizza la membrana che delimita la finestra rotonda (timpano secondario di Scarpa) (Cosa et al., 1990).

All'interno dell'orecchio medio, i due muscoli del martello e della staffa hanno rispettivamente la funzione di tendere la membrana timpanica e di smorzare le vibrazioni della staffa stessa. L'ampiezza delle escursioni della catena degli ossicini viene ridotta dalla contrazione simultanea dei due muscoli, evitando danni alla catena stessa e all'orecchio interno: questo fenomeno, provocato dall'incremento della

pressione sonora, è definito riflesso acustico e possiede un certo tempo di latenza, perciò non dà una protezione apprezzabile nel caso di rumori improvvisi, concentrati in un tempo molto breve, e di livello elevato (rumori impulsivi); inoltre, la protezione assicurata dal riflesso acustico è molto modesta per i suoni alle frequenze medio-alte (3000-4000 Hz) (Cosa et al., 1990).

L'orecchio interno è costituito da un sistema complesso di canali ricolmi di linfa: alla funzione uditiva è deputata la coclea o chiocciola, che deriva il suo nome dalla forma simile al guscio di una lumaca. L'onda sonora, dall'orecchio medio, arriva alle strutture sensoriali dell'orecchio interno attraverso la membrana che occlude la finestra ovale: l'onda sonora, infatti, viene trasmessa attraverso il movimento della catena ossiculare e provoca un'onda di compressione e rarefazione dei liquidi cocleari. L'onda pressoria genera un movimento vibratorio della membrana basilare che corre lungo la coclea. L'apparato fonorecettore consiste nell'organo del Corti, che si sviluppa lungo tutta la membrana basilare; tale organo è costituito da circa 24000 cellule acustiche, dotate ad un'estremità di formazioni filamentose rigide, dette stereociglia, da cui il nome di cellule cigliate. L'organo del Corti permette di percepire e di discriminare le caratteristiche fondamentali dei suoni. Le cellule cigliate reagiscono, infatti, selettivamente agli impulsi sonori in relazione alle singole frequenze degli stessi ed in prima approssimazione si ha che le cellule poste verso la base della coclea sono in prevalenza eccitate dagli impulsi sonori di alta frequenza, mentre le basse frequenze influenzano maggiormente le cellule dell'apice (Cosa et al., 1990).

Le cellule acustiche sono in grado di produrre, attraverso le modificazioni indotte in esse dall'energia sonora incidente, oscillazioni di potenziale elettrico di frequenza pari a quella dell'onda sonora incidente e di ampiezza proporzionale al livello sonoro percepito [Teas, 1970; Munari, 1984]. Dalle cellule sensitive dell'organo del Corti si distaccano i sottili filamenti che danno poi origine al nervo acustico attraverso il quale l'energia sonora, sotto forma di impulsi bioelettrici, raggiunge le aree specializzate della corteccia dell'encefalo. Il sistema uditivo centrale è costituito da un insieme di fibre nervose che hanno la funzione di trasporto dello stimolo acustico dal nervo acustico al lobo temporale della corteccia cerebrale. Tali fibre, durante il loro percorso nel tronco dell'encefalo, subiscono una serie di interruzioni e di connessioni con stazioni nervose intermedie fra le quali anche i nuclei della sostanza reticolare, connessi sia alla corteccia sia ai centri neurovegetativi. Uno stimolo acustico, prima ancora di giungere alla corteccia, raggiunge per vie collaterali la sostanza reticolare, che provoca uno stato di vigilanza della corteccia e prepara l'organismo a rispondere adeguatamente alla situazione evocata dallo stimolo stesso. Questo tipo di organizzazione crea la base anatomo-funzionale degli effetti extrauditivi del rumore, cioè di quelle modificazioni che si verificano a livello di vari organi e apparati sui quali il rumore agisce con un meccanismo indiretto, attraverso l'attivazione o l'inibizione dei sistemi neuroregolatori centrali e periferici. Nella valutazione delle conseguenze di una stimolazione acustica si distinguono solitamente due tipi di risposte fisiologiche che vanno a modificare lo stato dell'organismo: la reazione di allarme e la reazione neurovegetativa (Merluzzi, 1986).

A livello della corteccia il segnale acustico viene decodificato, riconosciuto e posto in relazione con il programma uditivo memorizzato in precedenza ed infine giunge alla coscienza (Cosa et al., 1990).

Nella Tabella n. 2.1 vengono schematizzati i meccanismi di ricezione e di trasmissione dello stimolo sonoro, attraverso le vie uditive, dall'orecchio esterno alle aree specifiche corticali dell'encefalo (Cosa et al., 1990).

SEDE	AZIONE	MECCANISMO BIO-FISICO
Sorgente Sonora Strumento musicale, sveglia, pressa, martello pneumatico, etc. = suoni e rumori; organi fono-articolatori = voce.	Propagazione del suono in un mezzo elastico (aria, liquidi, solidi).	Vibrazione meccanica di particelle.
Orecchio esterno	Trasmissione, amplificazione e adattamento dell'energia meccanica sonora (per mezzo aereo).	Convogliamento della vibrazione nel condotto uditivo esterno.
Orecchio medio	Trasmissione, amplificazione e adattamento dell'energia meccanica sonora (per mezzo aereo-solido).	Vibrazione meccanica del sistema timpano-ossiculare.
Orecchio interno: Liquidi labirintici, membrane dell'Organo del Corti.	Analisi meccanica cocleare delle caratteristiche dello stimolo sonoro (per mezzo liquido).	Formazione delle onde viaggianti.
Orecchio interno: Cellule sensoriali ciliate	Trasduzione mecano-bioelettrica	Potenziale del recettore Potenziale microfonicococleare Potenziale di sommazione
Sinapsi Cellule nervose	Trasmissione sinaptica	Liberazione del mediatore bio-chimico-elettrico
Vie uditive: Fibre nervose non mielinizzate	Codificazione neurale delle caratteristiche del messaggio sonoro	Potenziale elettrotonico
Vie uditive: Fibre nervose mielinizzate periferiche	Trasporto lungo le vie uditive	Potenziale d'azione del nervo
Vie uditive: Fibre nervose mielinizzate e centri delle vie uditive (per via afferente ed efferente)	Trasporto ed ulteriore analisi controllo (bio-feed-back) e codificazione delle caratteristiche del messaggio sonoro	Potenziale d'azione del nervo
Centri corticali uditivi e altre aree associate.	Acquisizione, ritenzione e decodificazione del messaggio sonoro per fenomeni psico sensoriali di percezione, integrazione e simbolizzazione, coscienza del messaggio	Potenziale corticale

Tabella n. 2.1 - (Tratto da Veronesi, 1984 in Cosa et al., 1990)

Di particolare rilevanza, anche ai fini della comprensione del meccanismo d'azione del trauma acustico nella coclea, è il ruolo delle cellule sensoriali, localizzate a livello della coclea stessa, che operano da veri trasduttori dell'energia acustica, trasmessa dalle strutture elastiche vibranti cocleari, in impulsi elettrici (Arslan, 1994). Esse sono, infatti, deputate all'eccitazione della sinapsi, nodo di connessione fra cellule acustiche e fibre del nervo acustico, in cui si genera la scarica neurale che convoglia l'informazione acustica al sistema nervoso centrale. Si hanno due diverse tipologie di cellule sensoriali: le cellule cigliate esterne (CCE) e le cellule cigliate interne (CCI), così denominate per la diversa sede occupata a livello del dotto cocleare. Le due popolazioni cellulari presentano notevoli differenze sia per quanto riguarda l'innervazione, sia per i rapporti con le altre strutture cocleari. Fino a qualche anno fa si riteneva che le popolazioni cellulari svolgessero un ruolo complementare e puramente passivo nel processo di trasduzione dello stimolo. La recente scoperta di actina e miosina, vale a dire proteine contrattili, nella regione apicale e nella membrana cellulare delle sole CCE, ha completamente rivoluzionato le conoscenze sulla fisiologia cocleare, ponendo in risalto il diverso ruolo delle due popolazioni di cellule sensoriali: le CCE, infatti, nonostante il loro cospicuo numero, trasmetterebbero relativamente poche informazioni sensitive ma, essendo dotate di capacità contrattili autonome, interverrebbero a modificare l'interazione meccanica delle CCI. Si possono pertanto individuare due distinti processi e modalità di funzionamento del recettore sensoriale [Patuzzi, 1990]: le CCE, che sono

un sistema vibratorio e quindi espressione di un “guadagno meccanico” e le CCI, che sono invece il meccanismo di trasduzione neurale (Arslan, 1994).

I fattori che possono condizionare la lesività dell’impatto sonoro nel soggetto esposto sono molteplici; per ciò che riguarda il disturbo ed il danno in generale, e più in particolare il danno specifico, hanno rilevanza preminentemente il livello della pressione sonora, il tempo di esposizione e la composizione in frequenza del rumore [Cosa, Nicoli et al., 1986].

Si può ritenere che a ciascuno dei tre fattori primari corrispondano i seguenti fattori secondari (Cosa et al., 1990):

- pressione sonora: fasce di lesività, modalità di emissione, presenza di componenti impulsive, effetto di mascheramento;
- tempo di esposizione: livello di esposizione, tempo di recupero, periodo della giornata in cui si ha l’esposizione;
- frequenza di emissione: caratteristiche spettrali, presenza di componenti tonali, presenza di infrasuoni/ultrasuoni.

Altri fattori, ritenuti accessori, ma che sembrano influenzare gli effetti del rumore sull’uomo sono (Cosa et al., 1990): la sensibilità e la reattività individuale, la saturazione sensoriale, il timbro del rumore, la possibilità di controllo dell’emissione sonora, l’atteggiamento motivazionale del soggetto esposto, il numero e la distribuzione spaziale delle sorgenti, l’identificabilità della natura del rumore e della localizzazione della sorgente, l’età, l’acuità uditiva e, secondo alcuni studi, anche il sesso dei soggetti esposti (Cosa et al., 1990).

BIBLIOGRAFIA PRINCIPALE

- Arslan E., Meccanismo di azione del trauma acustico nella coclea, in *Atti Convegno dBA '94* Modena, 1994.
- Cosa M. et al., *Rumore e Vibrazioni*, Maggioli editore, 1990.
- Merluzzi F. in *Rumore e vibrazioni in ambiente di lavoro, Manuale di prevenzione*, IEN, Regione Piemonte – Assessorato alla Sanità, Italgrafica Torino, 1986.

ULTERIORI RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Cosa M., Nicoli M., Cosa G., Disturbo e danno da rumore e da vibrazioni in ambiente abitativo ed esterno ed in ambiente di lavoro – *Collana Studi Probl. Med. Sociali CIX, Ist. Ital. Med. Sociale ed.*, Roma, 1986.
- Munari W., Nozioni di anatomia dell’apparato uditivo in *Nicolini O. Rumore industriale 35, USL 16 Modena ed.*, 1984.
- Patuzzi R.B., Effect of noise on auditory response, in *Noise induced hearing loss, Dancer, Henderson, Salvi, Hamerik eds.*, Mosby, 1990.
- Teas D.C., Cochlear processes, in *Foundation of modern auditory theory, J.V. Tobias ed Academic Press, New York and London, 255*, 1970.
- Veronesi A., Fisiologia dell’apparato uditivo, in *Nicolini O. Rumore industriale 35, USL 16 Modena ed.*, 1984.

3. EFFETTI UDITIVI

Gli effetti lesivi del rumore sull'organo dell'udito sono solitamente definiti effetti di tipo specifico. Il danno specifico è contraddistinto da alcune caratteristiche (Cosa et al., 1990):

- è quantificabile attraverso gli esami audiometrici;
- è determinato dall'esposizione ad elevati livelli di rumore;
- è reversibile quando la lesione è funzionale;
- è irreversibile quando la lesione è organica, vale a dire quando si ha la distruzione delle cellule sensoriali dell'organo del Corti;
- non è evolutivo una volta interrotta l'esposizione al rumore.

Il danno provocato a carico dell'apparato uditivo può essere di tipo acuto se si realizza in un tempo brevissimo, in seguito ad una stimolazione acustica particolarmente intensa, oppure di tipo cronico quando evolve lentamente a seguito dell'esposizione a rumore protratta nel tempo.

Un rumore molto elevato, soprattutto se ha carattere impulsivo o esplosivo può determinare la rottura del timpano e, seppur raramente, una dislocazione della catena degli ossicini con rottura secondaria della membrana della finestra ovale. Anche rumori meno intensi, per i quali non si verifica la rottura della membrana timpanica, sono in grado di provocare danni di tipo degenerativo alle cellule acustiche dell'organo del Corti. La lesione di tipo acuto è solitamente monolaterale (orecchio più direttamente esposto), in quanto la testa agisce come schermo. Il soggetto, immediatamente dopo l'evento accusa dolore lacerante all'orecchio, senso di stordimento, ipoacusia sino alla completa sordità con acufeni (cioè rumori che il soggetto percepisce all'interno del proprio orecchio in forma di fischi o ronzii) fischianti continui, sensazione di orecchio pieno e, spesso, vertigini. All'esame otoscopico la membrana timpanica può essere solo congesta oppure presentare lacerazioni: i disturbi tendono a regredire fino a raggiungere, nei casi più fortunati, il completo recupero. Spesso però permangono postumi, dovuti soprattutto ai danni alle strutture nervose, e persistono pertanto acufeni e deficit uditivi (Merluzzi, 1986).

La perdita uditiva provocata dall'esposizione prolungata a rumore è, in genere, associata alla distruzione delle cellule cigliate dell'orecchio interno: la gravità della perdita uditiva dipende dalla sede e dall'estensione del danno subito dall'organo del Corti, che, a sua volta è funzione dell'intensità e della frequenza del rumore. Un'estesa zona della coclea superiore è sensibile allo stimolo dovuto alle basse frequenze e il danno alle cellule cigliate può essere abbastanza esteso senza che si verifichi una significativa perdita di sensibilità alle basse frequenze. Al contrario, porzioni più localizzate ed inferiori, nella regione basale della coclea, sono responsabili della sensazione sonora alle alte frequenze e la perdita delle cellule cigliate in queste aree danneggia fortemente

la sensibilità alle alte frequenze [J.D. Miller, Rosthenberg & Eldredge, 1971; Hamernik, Ahroon & Hsueh, 1991; Katz, 1994]. Il numero di cellule danneggiate o distrutte aumenta al crescere dell'intensità e della durata del rumore e generalmente la progressiva perdita delle cellule cigliate si accompagna al progredire della perdita uditiva (Berglund & Lindvall, 1995).

I sintomi della forma cronica dell'ipoacusia da rumore variano nelle diverse fasi della malattia: nel primo periodo di esposizione al rumore il soggetto accusa acufeni, sensazione di orecchio pieno, lieve cefalea, senso di fatica e intontimento; nella seconda fase, la sintomatologia soggettiva è pressoché assente, ad esclusione di qualche acufene intermittente e soltanto un esame audiometrico permette di evidenziare segni della malattia; in seguito il soggetto si accorge di non avere più un udito normale, in quanto incontra alcune difficoltà nella comunicazione con gli altri e nell'ascolto della radio o della televisione; infine la sensazione di insufficienza uditiva diventa palese (Merluzzi, 1986).

Nell'ipoacusia da rumore la perdita non è soltanto quantitativa, ma anche qualitativa, poiché i suoni sono percepiti in maniera anomala e distorta e possono risultare persino fastidiosi ("recruitment") (Merluzzi et al., 1999).

Il danno uditivo interessa dapprima le frequenze elevate (3-4-6 kHz) ed in particolare la frequenza di 4 kHz, in seguito si estende alle frequenze di 0.5-1-2-8 kHz ed è bilaterale e quasi sempre simmetrico (Merluzzi, 1986).

Per handicap uditivo si intende comunemente quello svantaggio legato ad un danno all'udito sufficiente a creare difficoltà nella comprensione della lingua parlata e a minare pertanto la perfetta efficienza di un individuo nell'ambito della normale vita quotidiana. Non esiste invece una definizione univoca della soglia al di sopra della quale si ha un danno uditivo tale da determinare l'handicap come sopra definito, anche se si fa comunemente riferimento ad un certo deficit uditivo medio -un valore ricorrente è quello di 25 dB- ad alcune frequenze opportunamente scelte (alcune delle combinazioni di frequenze più utilizzate sono le seguenti: 500, 1000, 2000 e 3000 Hz; 500, 1000, 2000 e 4000 Hz; 1000, 2000 e 3000 Hz; 1000, 2000, 3000 e 4000 Hz) (Berglund & Lindvall, 1995; Merluzzi et al., 1999).

Peraltro già un danno uditivo limitato (10 dB mediati sulle frequenze di 2 e 4 kHz e su entrambi gli orecchi) può influenzare la capacità di comprensione dei messaggi verbali (WHO, 1999).

È ormai noto che l'esposizione al rumore provoca lesioni nella coclea localizzate per la massima parte al sistema delle cellule cigliate esterne (CCE); sono stati riconosciuti due diversi meccanismi: l'intossicazione metabolica ed il trauma meccanico (Arslan, 1994). Nel primo caso si intende una situazione di disequilibrio tra processi metabolici (cioè di produzione di energia) e catabolici (cioè di smaltimento dei cataboliti), tale da determinare un'insufficiente produzione di energia ed un accumulo di prodotti tossici. L'intossicazione metabolica costituisce la base biochimica di un fenomeno transitorio comune a tutti i recettori sensoriali, noto con il termine di *fatica*. Nel caso del recettore acustico, l'esposizione prolungata a rumore, riducendo le capacità di risposta e l'eccitabilità delle cellule uditive deputate alla trasduzione, determina un innalzamento della soglia uditiva. Inoltre l'attività contrattile delle CCE richiede un apporto di energia continuo e consistente e l'esposizione prolungata a rumore di elevata intensità può esaurire le riserve cellulari e diminuire pertanto l'efficienza del recettore (Arslan, 1994).

Le lesioni possono essere soltanto transitorie qualora, al termine dell'esposizione, il recettore ha a disposizione un tempo di riposo sufficiente al ripristino delle riserve energetiche e metaboliche: si parla in questo caso di spostamento temporaneo della soglia uditiva (TTS, *Temporary Threshold Shift*). Se l'esposizione risulta invece prolungata nel tempo, senza sufficienti tempi di recupero, gli effetti si traducono in alterazioni metaboliche e danni irreversibili, responsabili di una perdita uditiva permanente (PTS, *Permanent Threshold Shift*) (Arslan, 1994).

Il trauma meccanico può invece avere due differenti tipologie (Arslan, 1994). Per livelli di intensità molto elevati e impulsivi (ad es.: i rumori da scoppio), si può determinare una rottura delle strutture membranose della partizione cocleare e la rottura dei legami intercellulari. Per livelli sonori meno intensi vi possono essere zone della coclea in cui si realizza un'intensa stimolazione meccanica delle strutture ciliari, o per la formazione di vortici, o per la conformazione dell'onda viaggiante: in queste aree può instaurarsi più precocemente e preferenzialmente una lesione permanente.

I due meccanismi patogenetici (intossicazione metabolica e trauma meccanico) sembrano interagire tra loro con un effetto di potenziamento (Arslan, 1994): l'intossicazione metabolica esporrebbe infatti maggiormente la cellula al trauma meccanico [Robertson, 1982].

Espressione delle lesioni alla coclea in seguito ad intensa e prolungata esposizione al rumore è l'innalzamento della soglia uditiva rilevabile all'audiogramma, che inizia con la caratteristica ipoacusia nella regione 2-8 kHz, comunemente denominata "*noise-notch*". Poiché la lesione è localizzata alle CCE, l'ipoacusia riflette l'assenza o il malfunzionamento del meccanismo di contrazione attiva e non, come si era sempre pensato, una lesione del sistema di trasduzione [Cody e Johnstone, 1980]. Anche l'esperienza clinica relativa all'andamento del NIPTS (*Noise Induced Permanent Threshold Shift*) sembra confermare l'ipotesi che l'ipoacusia da rumore sia espressione del venire meno del meccanismo di contrazione attiva delle CCE (Arslan, 1994).

È stato condotto un elevato numero di studi sugli animali, con l'obiettivo di chiarire i meccanismi che stanno alla base del funzionamento del comparto cocleare e per verificare gli effetti su di esso delle stimolazioni acustiche [Lim et al., 1982; Saunders et al., 1985a; 1985b, 1991; Liberman, 1990; Clark, 1991]. Dagli studi è emerso che il punto più fragile del sistema sembrano essere le ciglia delle CCE ed in particolare il loro attacco alla cellula sottostante ove è stato possibile osservare una progressiva disorganizzazione strutturale sino al completo distacco passando dalla fase di TTS a quella di PTS (Merluzzi et al., 1994).

Inoltre, dai numerosi studi sugli animali è possibile trarre alcune conclusioni che, per la molteplicità degli aspetti evidenziati, delineano un quadro estremamente complesso (Merluzzi et al., 1994):

- il cincillà è l'animale più utilizzato in quanto presenta il più appropriato modello sperimentale per gli studi sull'ipoacusia da rumore;
- il PTS dipende dal livello dello stimolo, dalla frequenza e dalla durata dell'esposizione;
- al di sotto di un certo livello critico (circa 115 dB) il PTS e la perdita delle cellule cigliate sono proporzionali alla quantità totale di energia sonora somministrata (principio dell'uguale quantità di energia);
- l'esposizione ad un rumore discontinuo intervallato da periodi di riposo acustico, a parità di quantità di energia, provoca danni minori rispetto ad un rumore continuo;

- la sede della lesione, le sue caratteristiche e le modalità di recupero sono diverse in presenza di rumore impulsivo;
- la sede, le caratteristiche della lesione e la sua gravità presentano una non trascurabile variabilità intraspecie ed interspecie.

Esperimenti condotti sugli animali hanno prodotto risultati a partire dai quali è stata formulata l'ipotesi che i bambini possano costituire un gruppo più vulnerabile degli adulti in riferimento al danno uditivo indotto dal rumore (WHO, 1999).

È stata altresì dimostrata [Patuzzi et al., 1989; Patuzzi, 1990], nella cavia, la relazione esistente fra NIPTS e integrità del sistema delle cellule esterne, attraverso lo studio delle correlazioni tra lesione delle CCE, perdita di vibrazione attiva e soglia audiometrica (Arslan, 1994).

La relazione tra rumore e danno, assolutamente certa, è notevolmente complessa e influenzata da numerose variabili; in particolare di difficile spiegazione è la variabilità individuale.

Un problema ancora aperto è quello relativo alla reale evoluzione del danno e quindi alla determinazione dell'andamento della curva di deterioramento, andamento che risulta in ogni caso certamente modificato dalle interruzioni dell'esposizione, dalle variazioni del livello e dalle modalità di somministrazione e dalle caratteristiche dello stimolo, e dalle modalità di recupero (Merluzzi et al., 1994).

Gli studi istologici ed elettrofisiologici condotti sull'uomo confermano che le modalità di funzionamento della coclea umana sono molto simili a quelle degli altri animali ed in particolare dei cincillà, motivo per cui è lecito fare riferimento agli stessi modelli sperimentali per spiegare l'azione del rumore. Le metodiche di studio consistono principalmente, nel caso dell'uomo, in studi epidemiologici.

Sono stati condotti numerosi studi epidemiologici, sia retrospettivi sia prospettivi, per fare chiarezza sul rapporto fra lo spostamento temporaneo e permanente della soglia uditiva (TTS e PTS) ed in particolare sull'ipotesi che il TTS costituisca un indice predittivo individuale del futuro PTS. I risultati mostrano che, a parità di condizioni, il PTS può variare notevolmente da un individuo all'altro. Inoltre, confrontando il TTS prodotto sperimentalmente in soggetti normo-udenti ed il PTS misurato in lavoratori esposti a rumori di differente entità, sono stati calcolati coefficienti di correlazione, soltanto alcuni dei quali risultano statisticamente significativi. Questo può essere dovuto a due fattori: da un lato la diversa sensibilità individuale al trauma acustico e dall'altro le condizioni di rumorosità ambientale, difficilmente controllabili nel corso degli anni. In conclusione, pertanto, sulla base delle attuali conoscenze, non è possibile affermare, con sufficiente certezza, che il TTS sia un indice individuale predittivo del futuro PTS (Merluzzi, 1986; Merluzzi et al., 1999).

Tutti i numerosi studi condotti sull'ipoacusia professionale [ad es.: Atherley, Noble & Sugden, 1967; Burns & D.W. Robinson, 1970; King, 1941; D.W. Robinson, 1971; Stone, Freeman, & Craig, 1971; Baughn, 1973; Burns, 1973; Passchier-Vermeer, 1974; Sulkowski, 1974; Bauer, Körpert, Neuberger, Raber & Schwetz, 1991; Katz, 1994] sono studi trasversali ed in molti casi comprendono valutazioni dell'esposizione al rumore. Praticamente tutti gli studi mostrano che i lavoratori esposti quotidianamente, per periodi di diversi anni, ad un rumore intenso manifestano una perdita uditiva indotta dal rumore. Classicamente, le perdite uditive dovute ad esposizione cronica a rumore si manifestano prevalentemente alle frequenze medio-alte e solo più tardivamente interessano anche le basse frequenze. Dai risultati degli studi nei quali erano noti i

livelli di esposizione al rumore, è possibile notare una chiara relazione fra l'aumentare dei livelli sonori e l'aumentare dell'incidenza della perdita uditiva (Berglund & Lindvall, 1995).

Cohen, Anticaglia & Jones (1970) hanno confrontato i livelli medi di udito di lavoratori esposti al rumore con quelli di un gruppo di controllo, per diverse intensità sonore e per diverse durate dell'esposizione ed hanno riscontrato che livelli di pressione sonora fra 85 e 88 dBA (o superiori) possono essere dannosi per l'udito. Secondo altri studi condotti in ambienti industriali, esiste un ben determinato rischio di danno all'udito associato ad esposizioni protratte a livelli sonori fra 85 e 90 dBA, o a livelli superiori [Roth, 1970; Martin, Gibson & Lockington, 1975].

Nella Figura n. 3.1 è mostrato il confronto fra la percentuale di lavoratori con danni uditivi (danno uditivo definito, in questo caso, come perdita uditiva media maggiore di 25 dB alle frequenze di 1, 2 e 3 kHz) in funzione dell'età, per un gruppo di non esposti al rumore e gruppi professionalmente esposti a livelli di pressione sonora di 85, 90 e 95 dBA [Lampert & Henderson, 1973].

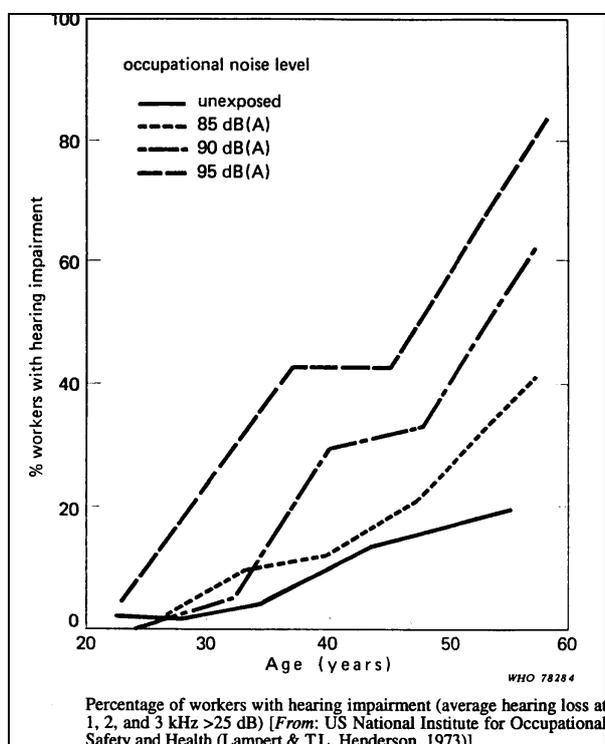


Figura n. 3.1 - (Tratto da Berglund & Lindvall, 1995)

Secondo la teoria dell'”uguale quantità di energia”, il danno uditivo da rumore è proporzionale alla quantità di energia sonora che raggiunge la coclea (Merluzzi et al., 1999). Entrano pertanto in gioco due variabili: il livello sonoro ed il tempo di esposizione. Secondo questa regola è ammesso un aumento di 3 dB nel livello sonoro stazionario ad ogni dimezzamento del tempo di esposizione [Burns & D.W. Robinson, 1970; Ward & D.A. Nelson, 1971; US EPA, 1974; Martin, 1976]. Esistono altri criteri che prevedono un diverso valore della diminuzione del livello di pressione sonora in

dB, necessario a compensare un raddoppio del tempo di esposizione; i più noti sono (Berglund & Lindvall, 1995):

- regola dei 5 dB, [Walsh-Healey Public Contracts Act, USA 1969];
- regola dei 4 dB [US Air Force, 1973-1989];
- regola dei 6 dB, regola dell'uguale pressione.

La teoria dell'uguale quantità di energia viene attualmente ritenuta valida per esposizioni a rumori continui (8 ore al giorno), a livello stabile ed uguale per l'intera vita lavorativa (Merluzzi et al., 1999); essa è tuttavia considerata un'approssimazione accettabile anche in presenza di componenti impulsive o tonali [ISO, 1990; NIOSH, 1998].

In generale, per descrivere l'esposizione professionale al rumore, il parametro acustico maggiormente utilizzato è il Livello continuo equivalente ponderato A mediato sulle 8 ore lavorative (LAeq,8h) (o talora sulle 40 ore settimanali); anche in Italia, la normativa di riferimento (D.Lgs. 277/91) utilizza il LEP,d cioè il Livello di "esposizione quotidiana personale misurata, calcolata e riferita ad 8 ore giornaliere" (e in certi casi il Livello di esposizione settimanale LEP,w), oltre al Livello di picco.

Il LEP,d costituisce un'unità di misura corretta del rischio di danno da rumore nei casi di esposizione a rumori continui e di livello stabile; qualora il rumore sia di tipo impulsivo si ha invece una sottovalutazione del rischio (Merluzzi et al., 1999).

Di norma le indagini epidemiologiche, essendo in maggioranza di tipo trasversale, permettono soltanto una valutazione statistica dell'andamento degli effetti dell'esposizione al rumore, ma non forniscono indicazioni relativamente al singolo individuo: non si è pertanto in grado di avere una visione dinamica ed evolutiva reale dell'ipoacusia da rumore. Uno degli aspetti tuttora meno compresi è l'estrema variabilità della risposta al trauma acustico, che si sovrappone ad un'altrettanto marcata variabilità di soglia uditiva nei soggetti non esposti e definibili "normali" (Merluzzi et al., 1994).

Lo strumento epidemiologico è stato in ogni caso ritenuto scientificamente valido ed utilizzato per costruire famiglie di curve di normalità uditiva a due variabili (soglia uditiva ed età in anni) e di curve di ipoacusia da rumore a quattro variabili (soglia uditiva, età, anni di esposizione al rumore e livello di rumore) (Merluzzi et al., 1994). Poiché infatti, come già sottolineato, i dati disponibili dimostrano che c'è una considerevole variabilità nella sensibilità umana in riferimento al danno uditivo, si parla comunemente di "rischio di danno". Quest'ultimo è espresso come la percentuale di persone esposte a un certo livello di rumore per un determinato periodo di tempo, che ci si può attendere sarà soggetta ad un determinato danno all'udito indotto dal rumore, dopo le opportune correzioni necessarie, in particolare, per tenere conto della presbiacusia (cioè della diminuzione dell'udito dovuta ai processi di invecchiamento provocati dall'età) (Berglund & Lindvall, 1995).

Fra le curve più note vi sono quelle desumibili dalla Norma ISO 1999 (1990), che ci forniscono informazioni circa l'insorgenza e l'evoluzione dell'ipoacusia da rumore in una popolazione di individui adulti. La ISO 1999, essendo basata su dati statistici, non può essere utilizzata per prevedere o valutare il danno uditivo del singolo individuo. In tale Norma viene accettato il principio di uguale energia; tuttavia, da alcune applicazioni degli algoritmi di calcolo per la previsione dell'ipoacusia da rumore (Merluzzi et al., 1994), sembra emergere l'importanza non soltanto dell'energia sonora totale, sulla cui valutazione si basa comunque la norma, ma anche del periodo in cui avviene l'esposizione: infatti energie sonore uguali hanno effetti complessivamente

diversi in funzione delle condizioni dell'udito delle popolazioni esposte, nel senso che l'effetto è minore se preesiste un'ipoacusia da rumore provocata da precedenti più elevate esposizioni.

Anche il National Institute for Occupational Safety and Health (NIOSH - USA) ha recentemente prodotto un interessante documento riguardante la correlazione fra rischio e danno da esposizione a rumore [NIOSH, 1998], nel quale ha adottato il modello proposto da Prince e collaboratori nel 1997, per la stima dell'eccesso di rischio di handicap uditivo in funzione del livello sonoro, in popolazioni esposte professionalmente a rumore definite per età e per durata di esposizione rispetto a popolazioni di controllo [Prince et al., 1997]. È al proposito da sottolineare che, anche in considerazione del fatto che la frequenza di 4 kHz è la più sensibile all'esposizione al rumore ed è inoltre di particolare rilevanza ai fini della comprensione della lingua parlata, il NIOSH [NIOSH, 1972] ha esteso anche a tale frequenza (1-2-3 e 4 kHz) la media per la valutazione del rischio di perdita uditiva, modificando in tal modo la sua precedente definizione di "material hearing impairment" [Ferrari e Ferrari, 2000].

Dai diversi studi attualmente disponibili risulta che esposizioni prolungate sull'intera vita lavorativa a livelli pari o superiori a 85-90 dBA di Leq sono considerate causa di perdite uditive indotte dal rumore; generalmente si ritiene che il rischio di danno uditivo sia trascurabile a livelli di esposizione a rumore inferiori a 75-80 dBA di Leq,8h, e che in ogni caso aumenti con l'aumentare dei livelli di esposizione. Il livello di soglia, al di sotto del quale il rumore non è in grado di produrre danno all'udito, può essere anche inferiore in conseguenza dell'esposizione combinata con farmaci e altre sostanze ototossiche, e/o vibrazioni (Berglund & Lindvall, 1995).

Non è attualmente chiaro se le regole utilizzate per il calcolo del rischio di danno possano essere estese agli eventi di brevissima durata tipici del rumore impulsivo. Le evidenze disponibili indicano che il rischio aumenta quando i livelli di pressione sonora del rumore impulsivo raggiungono i 130-150 dB picco. La sovrapposizione di un rumore impulsivo ad un rumore stazionario può aumentare il rischio di danno, tuttavia non è ancora ben chiaro in che misura i rumori impulsivi ed i rumori a bassa frequenza debbano essere presi in particolare considerazione nei calcoli del rischio di danno (Berglund & Lindvall, 1995).

La sociacusia, cioè il fenomeno per cui la rumorosità presente nei consueti ambienti di vita delle società industrializzate induce traumi acustici, causa di un progressivo innalzamento della soglia uditiva, sembra stia assumendo una certa rilevanza. Uno studio effettuato su società primitive [Rosen, 1962] suggerisce che l'assenza di socioacusia possa spiegare le considerevoli differenze nel livello di soglia uditiva fra queste popolazioni e le popolazioni dei paesi più "civilizzati".

Fra le cause che possono esporre la popolazione, ed in particolare i giovani ed i giovanissimi, al rischio di una perdita dell'udito si possono ricordare, ad esempio, l'ascolto della musica ad alto volume in discoteca, in concerti o dalle cuffie, taluni giocattoli ed i fuochi d'artificio (rumore impulsivo) e alcuni sport (ad es.: sport motoristici, tiro a segno, caccia) (Berglund & Lindvall, 1995).

Uno studio sugli adolescenti ha dimostrato che essi possono risultare tipicamente esposti ad un'energia sonora pari a quella associata ad un rumore costante di 80-85 dBA di Leq [Siervogel, Roche, D.L. Johnson & Fairman, 1982]; si è altresì evidenziato che

l'esposizione al rumore ambientale può rappresentare un fattore che contribuisce alla presbiacusia (Berglund & Lindvall, 1995).

Al fine di evitare deficit uditivi dovuti ai suoni impulsivi prodotti, ad esempio, da giocattoli e fuochi artificiali, l'esposizione dovrebbe mantenersi inferiore ai 140 dB (Lpicco) (Berglund & Lindvall, 1995) e ai 120 dB (Lpicco) nel caso dei bambini (WHO, 1999).

I dati disponibili sembrano indicare che il metodo di calcolo proposto nella Norma ISO 1999 del 1990 possa essere utilizzato anche per l'esposizione al rumore ambientale e delle attività praticate nel tempo libero, attraverso il parametro LAeq,24h: in particolare livelli Leq,24h inferiori a 70 dBA non risulterebbero in grado di produrre un danno uditivo nella grande maggioranza delle persone, anche per esposizioni prolungate alla durata della vita. La contemporanea esposizione a vibrazioni, così come l'uso di farmaci o sostanze ototossiche, può aumentare il rischio di danno uditivo (WHO, 1999).

Un problema che risulta di particolare interesse e che potrebbe meritare ulteriori sviluppi, anche per i numerosi aspetti collegati, è l'esposizione dei giovani frequentatori delle discoteche. Un'indagine di Vecchi, Martini et al. (1994), sulle discoteche del Comune di Reggio Emilia, ha evidenziato, dal confronto fra l'audiogramma medio misurato prima dell'ingresso in discoteca e quello misurato dopo l'uscita (108 soggetti esaminati), un innalzamento simmetrico del livello di soglia uditiva, la cui morfologia è caratteristica della fatica uditiva.

I livelli sonori risultano tipicamente molto elevati (>100 dBA di Leq) e ciò può condurre ad un significativo danno uditivo, anche perché le discoteche sono frequentate molto spesso dalle stesse persone e per periodi di tempo anche prolungati (Berglund & Lindvall, 1995). Al fine della protezione dell'udito dei frequentatori di tutti i locali nei quali la musica costituisce un elemento fondamentale dell'attrattiva esercitata sul pubblico, è sicuramente importante intervenire a disciplinare questa tipologia di attività. In tal senso la normativa italiana si è recentemente adeguata, con l'emanazione del DPCM 215/99 (*Regolamento recante norme per la determinazione dei requisiti acustici delle sorgenti sonore nei luoghi di intrattenimento danzante e di pubblico spettacolo e nei pubblici esercizi*), che fissa un limite di 95 dBA di Leq per l'esposizione complessiva del pubblico, ed un limite di 105-103-102 dBA (con differenti decorrenze temporali) per i Livelli massimi (LSmax). Peraltro, secondo alcuni Autori (Berglund & Lindvall, 1995), per le discoteche, risulterebbe auspicabile che i livelli sonori non superassero i 90 dBA di Leq.

La presbiacusia, l'ipoacusia dovuta all'esposizione professionale al rumore e la socioacusia contribuiscono pertanto, in diversa misura, a determinare la diminuzione dell'udito riscontrabile nel singolo individuo o in una popolazione di individui. In particolare, va sottolineato che, in conseguenza dell'adozione, in molti paesi, di limiti per l'esposizione professionale a rumore e del sempre maggiore controllo cui sono sottoposti gli ambienti di lavoro, il contributo della socioacusia al lento, ma progressivo, deterioramento della sensibilità uditiva potrebbe non risultare più trascurabile o secondario, come invece è stato fino ad oggi considerato (Berglund & Lindvall, 1995).

BIBLIOGRAFIA PRINCIPALE

- Arslan E., Meccanismo di azione del trauma acustico nella coclea, in *Atti Convegno dBA '94* Modena, 1994.

- Berglund B., Lindvall T., (eds.), *Community Noise*, Document prepared for the World Health Organization, Archives of the Center for Sensory Research, Stockholm University and Karolinska Institute, Vol. 2, N.1, 1995.
- Cosa M. et al., *Rumore e Vibrazioni*, Maggioli editore, 1990.
- Merluzzi F. in *Rumore e vibrazioni in ambiente di lavoro, Manuale di prevenzione*, IEN, Regione Piemonte – Assessorato alla Sanità, Italgrafica Torino, 1986.
- Merluzzi F., Orsini S., Di Credico N., Marazzi P., *Rumore e udito in ambiente di lavoro*, Franco Angeli ed., Milano 1999.
- Merluzzi F., Orsini S., Di Credico N., Meccanismi di insorgenza e di evoluzione della ipoacusia professionale da rumore, in *Atti Convegno dBA '94 Modena*, 1994.
- World Health Organization, Berglund B., Lindvall T., Schwela D.H., (eds.), *Guidelines for Community Noise*, 1999.

ULTERIORI RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Atherley, G.R.C., Noble, W.G., & Sugden, D.B. Foundry noise and hearing in foundrymen. *Annals of Occupational Hygiene*, 10:255-261, 1967.
- Bauer, P., Körpert, K., Neuberger, M., Raber, A., & Schwetz, F. Risk factors for hearing loss at different frequencies in a population of 47 388 noise-exposed workers. *Journal of the Acoustical Society of America*, 90:3086-3098, 1991.
- Baughn, W. L. Relation between daily noise-exposure and hearing loss based on the evaluation of 6,835 industrial noise exposure cases. Wright-Patterson Air Force Base, OH: Aerospace Medical Research Laboratory, Report AMRL-TR-73-53, 1973.
- Burns, W. *Noise and Man*. London: John Murray, 2nd ed., 1973.
- Burns, W., & Robinson, D.W. *Hearing and Noise in Industry*. London: Her Majesty's Stationery Office, 1970.
- Cody A.R., Johnstone B.M., Single auditory neuron response during acute acoustic trauma, *Hear Res.*, 3, 3-16, 1980.
- Cohen, A., Anticaglia, J.R., & Jones, H.H. Noise-induced hearing loss: Exposures to steady-state noise. *Archives of Environmental Health*, 20:614-623, 1970.
- Ferrari M., Ferrari D., Rischi da rumore: effetti sulla salute e relazioni con le dosi assorbite, in *Atti Convegno Rumore e vibrazioni - dBA incontri*, Modena, 2000.
- Hamernik, R.P., Ahroon, W.A., & Hsueh, K.D. The energy spectrum of an impulse: Its relation to hearing loss. *Journal of the Acoustical Society of America*, 90:197-204, 1991.
- Holton T., Hudspeth A.J., The transduction channels of the hair cells of the bullfrog characterized by noise analysis, *J. Physiol.* 375, 195-227, 1986.
- ISO. Acoustics—Determination of occupational noise exposure and estimation of noise-induced hearing impairment. Geneva, Switzerland: International Organization for Standardization, International Standard ISO 1999:1990(E), 1990.
- Katz, J. (ed.). *Handbook of Clinical Audiology*. Baltimore, ML: Williams & Wilkins, 4th ed., 1994.
- King, P.F. Hearing conservation in aircrew and group support personnel. In J.C. Guignard & P.F. King (eds.), *Aeromedical Aspects of Vibration and Noise*. Paris: NATO/AGARD, pp. 204-241, 1941.
- Lampert, B.L., & Henderson, T.L. Occupational noise and hearing, 1968-1972. Cincinnati, OH: National Institute for Occupational Safety and Health, NIOSH Technical Information, 1973.

- Martin, R.H., Gibson, E.S., & Lockington, J.N. Occupational hearing loss between 85 and 90 dBA. *Journal of Occupational Medicine*, 17:13-18 , 1975.
- Miller, J.D., Rosthenberg, S.J., & Eldredge, D.H. Preliminary observations on the effects of exposure to noise for seven days on the hearing and inner ear of the chinchilla. *Journal of the Acoustical Society of America*, 50:1199-1203 , 1971.
- NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health, *NIOSH Criteria for a recommended standard: occupational exposure to noise*. DHEW (NIOSH) Publication No. HSM 73-11001, 1972.
- NIOSH, National Institute for Occupational Safety and Health, *NIOSH Occupational Noise Exposure. Criteria for a recommended standard. Revised Criteria*. DHEW (NIOSH) Publication No. 98-126, 1998.
- Passchier-Vermeer, W. Noise induced hearing loss from exposure to intermittent and varying noise. In: *Noise as a Public Health Problem*. Washington DC: U.S. Environmental Protection Agency, Report EPA 550/9.73.008, pp. 169-200 , 1974.
- Patuzzi R.B., Effect of noise on auditory response, in *Noise induced hearing loss*, Dancer, Henderson, Salvi, Hamerik eds., Mosby, 1990.
- Patuzzi R.B., Yates G.K., Johnstone B.M., Changes in cochlear microphonic and neural sensitivity produced by acoustic trauma, *Hear Res.*, 39, 189-202, 1989.
- Prince M.M., Stayner L.T., Smith R.J., Gilbert S.J., A re-examination of risk estimates from NIOSH Occupational Noise and Hearing Survey (ONHS), *Journal of the Acoustical Society of America*, 101:950-963, 1997.
- Robertson D., Effects of acoustic trauma on stereocilia structure and spiral ganglion cell tuning properties in guinea pig cochlea, *Hear Res.*, 7, 55-74, 1982.
- Robinson, D. W. *Occupational Hearing Loss*. New York: Academic Press , 1971.
- Rosen S., Presbycusis study of a relatively noise-free population in the Sudan, *Ann. Otol. (St. Louis)*, 71, 727, , 1962.
- Roth, A. Untersuchungen über die gehörschädigende Wirkung von Industrielärm unterhalb der Grenznormative [Investigation of the damage to hearing by industrial noise below the standard level]. *Zeitschrift für die gesamte Hygiene und ihre Grenz*, 16:760-763 , 1970. (in German)
- Siervogel, R.M., Roche, A.F., Johnson, D.L., & Fairman, T. Longitudinal study of hearing in children II: Cross-sectional studies of noise exposure as measured by dosimetry. *Journal of the Acoustical Society of America*, 71:373-377 , 1982.
- Stone, G.F., Freeman, T.W., & Craig, R.L. Noise control and hearing conversation in large steam-electric generating stations. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 32:123-131 , 1971.
- Sulkowski, W. Some epidemiological data on noise-induced hearing loss in Poland, its prophylaxis and diagnosis. In: *Noise as Public Health Problem*. Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Report EPA 550/9-73.008, pp. 139-156 , 1974.
- Vecchi G., Martini M., Monterastelli G., Farina T., Fornaciari A., Marchesi C., Confetti M., Marzi M., Valutazione e riduzione del rischio nelle discoteche del Comune di Reggio Emilia, in *Atti Convegno dBA '94 Modena*, 1994.

4. EFFETTI PSICOFISIOLOGICI ED ALTRI EFFETTI NON SPECIFICI

Molti studi hanno evidenziato che il rumore interagisce con il benessere sia fisico, sia mentale. Si ritiene che il rumore agisca come un generico elemento di *stress* e che come tale possa attivare diversi sistemi fisiologici, provocando modificazioni quali aumento della pressione sanguigna e del ritmo cardiaco e vasocostrizione. Alcune ricerche, infatti, mostrano che il rumore attiva il sistema endocrino e simpatico provocando cambiamenti fisiologici acuti che sono identici a quelli che intervengono in risposta ad un generico *stress*. Qualora l'esposizione sia temporanea queste variazioni sono di breve durata e di piccola entità, senza effetti negativi rilevabili (Thompson, 1999).

Non è stato chiaramente dimostrato alcun fenomeno di assuefazione, in modo particolare in presenza di rumore fluttuante, per ciò che riguarda le reazioni fisiologiche [ad es.: Vallet et al., 1983a, 1983b].

L'entità e la durata di questi effetti sono inoltre determinate in parte dalla sensibilità individuale, dallo stile di vita e dalle condizioni ambientali. Le risposte individuali al rumore sono, infatti, estremamente variabili e pertanto un individuo, qualora sia sottoposto ad un certo stimolo, può manifestare una variazione della pressione sanguigna, mentre un altro può mostrare cambiamenti nei livelli di colesterolo. Il rumore è soltanto uno dei molti elementi di *stress* che possono stimolare le stesse risposte fisiologiche, ed inoltre la reazione del singolo individuo ad un elemento di *stress* può essere mediata e/o modificata in modo complesso da molti fattori [Lundberg, 1999]. Per il rumore questi fattori includono il significato che il rumore stesso assume per l'individuo e la percezione soggettiva riguardo alla possibilità di controllarlo, l'atteggiamento generale nei confronti della sorgente, la prevedibilità e la durata del rumore (Thompson, 1999).

Si ritiene che stimolazioni ripetute del sistema neuroendocrino, per anni di esposizione ad elevati livelli di rumore, aumentino i rischi di problemi cronici di salute (Thompson, 1999). Gli individui più vulnerabili, in seguito ad esposizioni prolungate ad elevati livelli di rumore possono sviluppare effetti permanenti quali ipertensione o cardiopatia ischemica (WHO, 1999).

Fra gli effetti studiati, i più rilevanti sono quelli cardiovascolari (in particolare l'aumento della pressione sanguigna e la patologia cardiaca di natura ischemica), gli effetti sulla salute mentale, in particolare la depressione, e gli esiti riproduttivi sfavorevoli (Thompson, 1999).

Cambiamenti nella pressione sanguigna

Gli studi in ambienti di lavoro sono quelli che hanno evidenziato la più forte associazione fra rumore ed elevati valori della pressione sanguigna [Thompson, 1996; Stansfeld e Haines, 1997]. Questi effetti sono stati rilevati in popolazioni di lavoratori esposti a rumore continuo di intensità superiore a 85 dBA per periodi di tempo prolungati [Verbeek et al., 1987; Lang et al., 1992; Idzior-Walus et al., 1987; Wu et al., 1987], oppure a livelli particolarmente elevati (>95 dBA) per periodi di pochi anni

[Zhao et al., 1991]. Studi più recenti che hanno controllato le molteplici variabili di confondimento e hanno considerato un numero di possibili fattori di modificazione, non mostrano alcun'associazione fra l'esposizione a rumore e la pressione del sangue [Hessel & Sluis-Cremer, 1994; Kristal-Boneh et al., 1995] (Thompson, 1999).

Dagli studi sul rumore ambientale sono emersi risultati talora differenti: ad esempio, un *follow-up* prospettivo che ha seguito nel tempo uomini e donne indagati nell'ambito di uno studio condotto a Bonn -secondo il quale risultava doppio il numero di persone trattate per l'ipertensione fra gli abitanti di un'area interessata da rumore da traffico (Leq >66-73 dBA) rispetto ai residenti in un'area più tranquilla (Leq Max 50 dBA)- non ha evidenziato differenze nei valori della pressione sanguigna fra i due gruppi [Otton et al., 1988] (Thompson, 1999).

Le ricerche ad oggi maggiormente significative sul rumore da traffico, cioè gli studi prospettivi su un periodo di 10 anni condotti a Speedwell e Caerphilly, non hanno evidenziato incrementi nella pressione sanguigna con esposizione ad elevati livelli di rumore [Babisch et al., 1993a]. Nello studio trasversale di Luebeck è stato trovato un *odds ratio* di solo 1.3 di prevalenza di ipertensione per livelli sonori >70 dBA [Herbold et al., 1989]. Diversi studi offrono una certa evidenza di lievi aumenti della pressione sanguigna in bambini che risiedono in aree prossime a importanti sorgenti sonore (traffico stradale ed aereo) o che frequentano scuole collocate in tali aree [Regecova e Kellerova, 1995, Evans et al., 1998]; al momento queste variazioni sono ritenute temporanee, ma suggeriscono che i bambini possano costituire un gruppo "sensibile" sul quale dovranno essere condotte in futuro ricerche approfondite (Thompson, 2000).

In una recente nuova analisi di 19 studi epidemiologici sul rumore da traffico stradale e aereo, Babisch (1998) ha concluso che, nonostante dati precedenti suggeriscano un aumento significativo del rischio per i soggetti che vivono in aree con livelli di rumore da traffico superiori a 60-70 dBA, i più recenti con un maggior grado di validità, non supportano l'ipotesi che il rumore determini variazioni nella pressione sanguigna (rischi relativi non significativi pari a 0.5-1) (Thompson, 1999).

In Italia, un'indagine condotta ad Alfonsine (Ravenna) sugli effetti sulla salute del rumore da traffico veicolare, realizzata attraverso un questionario sottoposto al campione di persone esaminato, ha evidenziato una prevalenza di casi di ipertensione fra i residenti in aree rumorose [Ricci, Betti et al., 1995]; al contrario, un'indagine trasversale sui disturbi correlati al rumore nella popolazione residente nei comuni limitrofi all'aeroporto di Linate (Milano), in confronto con un gruppo di controllo, non ha evidenziato un aumento di tale patologia correlata all'esposizione al rumore provocato dagli aerei [Biava, Duca, Maistrello, et al., 1996-1997].

Complessivamente i dati attualmente disponibili suggeriscono una debole associazione fra l'esposizione a lungo termine al rumore ambientale e l'ipertensione e non può essere attualmente stabilita nessuna relazione dose-risposta (WHO, 1999).

Patologia cardiaca di natura ischemica

L'evidenza di un effetto dell'esposizione ad elevati livelli di rumore in termini di patologia cardiaca di natura ischemica è in qualche misura più convincente di quanto non sia quella relativa alle variazioni della pressione sanguigna, ma non è definitiva.

Gli studi prospettivi di Speedwell e Caerphilly, caratterizzati da un monitoraggio su un periodo di quattro anni, hanno mostrato un aumento marginale (non statisticamente significativo, probabilmente a causa della ridotta dimensione del campione) del rischio di cardiopatia ischemica nei soggetti analizzati, che non presentavano tale patologia

all'inizio dello studio. Anche le conclusioni del *follow-up* di dieci anni per il campione di Speedwell [Babisch et al., 1993a, 1993b] hanno supportato i risultati precedenti (Thompson, 1999).

Lo studio caso-controllo sulla popolazione di Berlino (di maschi esposti a livelli di rumore da traffico piuttosto elevati) ha evidenziato un rischio relativo di 1.2 (non statisticamente significativo) per l'infarto del miocardio con livelli di esposizione superiori ai 70 dBA. Il rischio è risultato leggermente più elevato per i soggetti che hanno vissuto nella stessa area per 15 o più anni. Benché non risulti statisticamente significativo, è emerso [Babisch et al., 1994] un *trend* di incremento del rischio di infarto del miocardio nelle categorie di esposizione più elevate (Thompson, 1999).

La recente nuova analisi dei dati ottenuta da Babisch (1998) supporta i risultati precedenti. Rischi relativi non significativi da 1.1 a 1.4 per la cardiopatia ischemica sono stati uniformemente riscontrati per livelli di rumore esterno superiori a 65-70 dBA, negli studi sul rumore da traffico stradale. Secondo Babisch, nel *follow-up* di dieci anni di Speedwell e Caerphilly, non è stato rilevato nessun effetto in relazione ai livelli esterni di rumore da traffico veicolare. Tuttavia rischi relativi, non statisticamente significativi, fra 1.2 e 1.3 sono stati osservati per i soggetti collocati nella categoria di esposizione più elevata (66-70 dBA), nel caso in cui la valutazione dell'esposizione abbia tenuto conto dell'orientamento delle stanze; questi rischi sono aumentati a 1.3-1.6, quando sono state considerate anche le abitudini ad aprire le finestre [Babisch, 1998; Babisch et al., 1999] (Thompson, 1999).

In conclusione, vivere in un ambiente con livelli diurni di rumore da traffico stradale o aereo superiori a 65-70 dBA può essere associato con un leggero aumento del rischio di patologia cardiaca di natura ischemica, pari a 1.1-1.3. Questi rischi relativi, seppur contenuti, possono essere importanti, dato il numero di persone abitualmente esposte a questi livelli o che potenzialmente potrebbero esserlo in futuro (Thompson, 1999). Inoltre, le stime si riferiscono al rischio medio e non sono stati ancora sufficientemente caratterizzati, invece, i gruppi di individui particolarmente sensibili e quindi vulnerabili (WHO, 1999).

Gli studi che saranno realizzati in futuro dovranno includere una caratterizzazione più precisa dell'esposizione a livello individuale (orientamento della stanza, eventuali misure in atto per la riduzione del rumore, tempo trascorso nell'area rumorosa,...), il disturbo psicologico che il soggetto subisce in conseguenza del rumore così come i livelli reali di rumore ed i fattori di rischio che possono confondere le associazioni (Thompson, 1999). Dal momento che non esiste un indicatore biologico per l'esposizione al rumore, cioè non è possibile la misura di una dose nei tessuti umani, molti ricercatori hanno suggerito che la validazione delle reazioni di *stress* indotte dal rumore potrebbe essere utilizzata per migliorare le stime di esposizione per gli individui. Alcuni *marker* suggeriti [Babisch et al., 1996] per evidenziare la risposta in termini di *stress* sono ad esempio il cortisolo e la noradrenalina (Thompson, 1999).

Effetti del rumore sul feto

La ricerca sulle conseguenze negative del rumore sul feto in donne incinte che vivono o lavorano in ambienti rumorosi rimane al momento limitata. Negli studi sull'esposizione professionale [Nurminen, 1995; Hoffman & Hatch, 1996], la dimensione dell'effetto dovuto al rumore, in termini di esiti sfavorevoli, è uniformemente risultata modesta in confronto ad altri fattori di rischio quali, ad esempio, il lavoro a turni e l'esposizione ad agenti chimici (Thompson, 1999).

Le possibili influenze del rumore sul feto umano, più frequentemente studiate, sono le anomalie congenite ed il peso alla nascita. Nel 1978 Jones e Tauscher hanno rilevato un'incidenza più elevata di difetti alla nascita nell'area corrispondente alla traiettoria di avvicinamento degli aeromobili all'Aeroporto Internazionale di Los Angeles (esposizione media al rumore superiore a 75 dB) in confronto con il gruppo di controllo residente lontano dall'aeroporto. In base a questo studio un gruppo dell'U.S. Centers for Disease Control ha condotto un'indagine accurata sulla popolazione residente in prossimità dell'Aeroporto Internazionale Hartsfield di Atlanta negli stessi anni (1970-1972) e non ha evidenziato nessuna relazione fra 17 categorie identificate di difetti alla nascita e livelli di rumore aereo con DNL >65 dB, dopo aver effettuato i controlli per razza, condizione socioeconomica e ospedale in cui è avvenuta la nascita [Edmonds et al., 1979]. Un'analisi caso-controllo non ha evidenziato significative associazioni tra elevati livelli di rumore e difetti del tubo neurale, una delle anomalie più gravi e diffuse (Thompson, 1999).

Diversi studi hanno mostrato basso peso alla nascita per neonati le cui madri vivevano vicino ad aeroporti [Rehm & Jansen, 1978; Ando & Hattori, 1977]. Tuttavia, questi dati non sono risultati statisticamente significativi ed inoltre non sono state controllate possibili variabili di confondimento. Knipschild et al. (1981) hanno evidenziato un effetto di basso peso alla nascita per esposizioni al rumore (DNL > 65 dB) nell'area circostante l'aeroporto di Schiphol, dopo aver effettuato i necessari controlli per l'età della madre, il sesso del neonato e il reddito della famiglia. Tuttavia nello studio non è stata presa in considerazione la variabile fumo, che è da considerarsi invece uno dei più rilevanti fattori di rischio per il basso peso del neonato (Thompson, 1999).

L'unico studio prospettivo [Wu et al., 1996] in cui è stata misurata l'esposizione al rumore per 24 ore con dosimetri personali (rumore dovuto all'esposizione professionale, al traffico, alla musica, ecc.) durante il primo, il secondo ed il terzo trimestre della gravidanza, non ha evidenziato alcun'associazione fra l'esposizione personale al rumore a livelli inferiori a 85 dBA di Leq nel corso della gravidanza ed il peso alla nascita (Thompson, 1999).

Si può pertanto affermare, in conclusione, che non vi è al momento alcuna certezza riguardo alla relazione fra l'esposizione al rumore e le conseguenze sulla gravidanza. Nessuno studio infine ha tentato di misurare la relazione dose-risposta del rumore sul feto (Thompson, 1999).

Effetti del rumore sulla salute mentale

L'esposizione professionale ad elevati livelli di rumore è stata associata allo sviluppo di nevrosi ed irritabilità, mentre per l'esposizione ad elevati livelli di rumore ambientale è stata studiata l'associazione con la salute mentale [Evans, 1982; S. Cohen et al., 1986]. Il rumore non risulta essere una causa diretta di malattie mentali, ma sembra possa accelerare ed intensificare lo sviluppo di una nevrosi latente [Herridge & Chir, 1972] (Berglund & Lindvall, 1995).

Gli studi sugli effetti del rumore sulla salute mentale riguardano un ampio insieme di sintomi fra cui ansia, *stress* emotivo, nausea, mal di testa, instabilità, impotenza sessuale, cambiamenti d'umore, aumento nei conflitti sociali, come pure disturbi psichiatrici generali come nevrosi, psicosi, isterismo (WHO, 1999).

La letteratura sugli effetti psicologici del rumore aereo e da traffico è stata di recente oggetto di un'ampia rassegna da parte di Stansfeld (1992). Inoltre, Stansfeld ha condotto diversi studi per chiarire la complessa azione reciproca, precedentemente

osservata, fra rumore, *annoyance*, sensibilità al rumore e disturbi mentali, includendo sintomi di depressione, ed ha concluso che il rumore ambientale non provoca disturbi psichiatrici clinicamente definiti. Tuttavia, in alcuni sottogruppi della popolazione, la sensibilità al rumore, abitualmente definita come il significato che il rumore riveste per l'individuo, è stata correlata con la morbosità psicologica, vale a dire la percentuale di individui con disturbi psicologici è risultata più alta fra i soggetti più sensibili al rumore. Anche l'analisi di dati trasversali relativi a casi di patologie psichiatriche e sensibilità al rumore, dallo studio di Speedwell e Caerphilly, ha supportato la conclusione che il rumore non provoca disturbi psichiatrici [Stansfeld et al., 1993]. Tuttavia, dai risultati longitudinali dello studio di Caerphilly [Stansfeld et al., 1996], si rileva una debole e non-lineare associazione fra l'esposizione al rumore e un aumento dell'ansia (Thompson, 1999; WHO, 1999).

Il consumo di tranquillanti e sonniferi è stato proposto quale indicatore di malattie latenti o di disturbi mentali nella popolazione esposta al rumore ambientale (Berglund & Lindvall, 1995).

Nonostante l'attuale mancanza di coerenza, gli studi sul consumo di farmaci (in particolare tranquillanti e sonniferi), sui sintomi psichiatrici e sui ricoveri per malattie mentali, sembrano suggerire possibili effetti negativi del rumore ambientale sulla salute mentale (Berglund & Lindvall, 1995).

Emerge inoltre, dagli studi condotti, l'importanza di prendere in considerazione i gruppi vulnerabili, cioè gli individui maggiormente sensibili, che possono avere maggiori difficoltà nel far fronte e nel reagire all'inquinamento da rumore, come gli anziani, i bambini, le persone con preesistenti patologie, in particolare la depressione [Stansfeld, 1992; IEH, 1997] (WHO, 1999).

Al momento risultano mancanti studi longitudinali ben strutturati sugli effetti mentali dell'esposizione al rumore, che forniscano informazioni sulle relazioni dose-risposta e sui livelli di soglia (Thompson, 1999, 2000).

Relazioni dose-risposta per gli effetti psicofisiologici del rumore

Ad oggi non è ancora possibile la stima di relazioni quantitative fra la dose di rumore ambientale e le conseguenze sulla salute psicofisiologica, a causa della limitatezza dei dati disponibili e per problemi di errata classificazione dell'esposizione (Thompson, 1999). I soli studi che evidenziano risultati in linea con relazioni dose-risposta sono gli studi sul rumore da traffico e la patologia cardiaca di natura ischemica di Speedwell e Caerphilly [Babisch et al., 1993b] e di Berlino [Babisch et al., 1994]. Essi comunque evidenziano effetti troppo deboli e statisticamente non significativi per risultare decisivi dal punto di vista della definizione di standard e limiti di esposizione. Benché i dati suggeriscano il valore di 60 dBA (livello medio diurno del rumore esterno) come soglia al di sotto della quale non compaiono significativi effetti cardiovascolari del rumore [Babisch, 1998], i dati sono attualmente limitati e l'evidenza scientifica è troppo debole per consentire la stima di curve dose-risposta e di livelli di soglia per gli effetti psicofisiologici del rumore ambientale (Thompson, 1999, 2000).

La soglia dei 65-70 dBA di LAeq,24h costituisce, secondo altri studi, il valore minimo a partire dal quale si evidenzia un aumento del rischio di effetti cardiovascolari dovuti al rumore [HCN, 1994] (WHO, 1999).

Sono necessari studi su un intervallo ampio di esposizione della popolazione al rumore (da livelli bassi a livelli elevati); tali studi dovrebbero essere più rigorosi nella classificazione dell'esposizione, così da produrre risultati significativi in termini di

relazione dose-risposta. Infine risulta fondamentale, per un'accurata quantificazione della relazione dose-risposta, il concetto di esposizione personale totale, cioè di esposizione dell'individuo comprendente tutte le fonti di rumore: nessuno studio ha finora adeguatamente preso in esame l'esposizione personale totale (Thompson, 1999, 2000).

In conclusione, si può ritenere che esista una certa evidenza di un aumento del rischio di patologia cardiaca di natura ischemica per i soggetti esposti al rumore da traffico. Ulteriori ricerche sono però necessarie al fine di determinare l'entità di questo rischio, e le possibili relazioni dose-risposta (Thompson, 1999).

Altri effetti psicofisiologici e di tipo non specifico

Altri effetti osservati riportati in letteratura (Berglund & Lindvall, 1995; Cosa et al., 1990) sono:

- Effetti neurologici, sia sul sistema nervoso centrale, sia sul sistema nervoso periferico e sulla muscolatura striata quali, ad esempio, riflesso di allarme e reazione di orientamento, modificazioni del tracciato EEG, aumento della pressione intracranica, cefalea, riduzione della cronassia [Molinie, 1916, Thackray, 1972, Klosterkötter, 1974; Niveson, 1992; Galambos et al. 1953; Davis et al.: 1955; Rylander et al., 1974; Kennedy, 1936; Bergamini et al., 1975; Grognot, 1967; Bucard et al., 1954; Kryter, 1972; Hörmann et al., 1970; Favino et al., 1976].
- Effetti psicoendocrini quali, ad esempio, reazione di adattamento, iperattività endocrina multipla (ipofisi, tiroide, surrene), aumento dell'escrezione urinaria di noradrenalina e adrenalina, modificazioni nei livelli di leucociti, aumento del tasso ematico di glucosio e di cortisolo, aumento della colesterolemia, aumento dei corticoidi e dell'ACHT ematici [ad es.: Selye, 1936, 1956; Arguelles et al. 1970, Tatai et al., 1965, 1967; Hygge, Evans & Bullinger, 1993, Cosa, 1980; Jansen G., 1985; Tomei et al., 1985; Vesperini et al., 1988]. I dati disponibili sono insufficienti a giustificare la conclusione che il rumore provochi un aumento significativo dell'attività psicoendocrina negli esseri umani; mentre infatti si hanno alcuni interessanti risultati dagli studi di laboratorio, sono al momento insufficienti gli studi sul campo che considerino i soggetti nel loro reale ambiente di vita (Berglund & Lindvall, 1995).
- Effetti immunologici: la possibilità che il rumore possa incidere sulla salute umana attraverso la modulazione del sistema immunitario è basata su un certo numero di esperimenti che indicano il rumore come un elemento di *stress* [Schwarze & Jansen, 1990] e su studi che mostrano come lo *stress* di vario tipo possa influire sulle funzioni del sistema immunitario [Sieber, Rodin, et al., 1992]. Una rassegna degli studi disponibili è stata pubblicata nel 1993 da Bly, Goddard e McLean: al momento non sembra emergano elementi coerenti, che consentano di giungere ad una conclusione in merito al potenziale effetto sulla salute dovuto allo *stress* da rumore, attraverso un'azione sul sistema immunitario.
- Effetti sull'apparato digerente -di norma per esposizione a livelli sonori elevati- quali, ad esempio, fenomeni spastici, aumento della motilità, ipersecrezione [Odescalchi, 1976; Cosa, 1985; Merluzzi 1981; Maugeri, 1973].
- Effetti sulla funzione vestibolare -per esposizione a livelli sonori elevati- quali, ad esempio, disturbi al senso dell'equilibrio, nausea e vertigini [Dickson & Chadwick, 1955; Nixon C.W., Harris C.S. & von Gierke, 1966; Harris C.S., 1974].

- Effetti sull'apparato respiratorio -di norma per esposizione a livelli sonori elevati-quali, ad esempio, aumento della frequenza respiratoria, riduzione del volume respiratorio corrente, laringopatie e rinopatie [Cosa, 1980; Davis et al., 1955; Thiessen, 1976; Maugeri, 1965, 1973; Jansen H., 1967; Collatina et al. 1970].
- Effetti sulla funzione visiva -di norma per esposizione a livelli sonori elevati- quali midriasi, restringimento del campo visivo, disturbi dell'accomodazione [Benkő, 1959,1962; Coerman, 1946; Besson, 1958; Jansen G., 1967; Loth et al., 1983; Grognot, 1967; Letourneau, 1972; Cosa e Nicoli, 1989].

Relativamente a molti degli effetti citati, quali ad esempio i cambiamenti ormonali, gli effetti immunologici ed i disturbi gastrointestinali, non sembra possibile, al momento, trarre considerazioni conclusive sulla reale influenza dell'inquinamento da rumore (WHO, 1999).

BIBLIOGRAFIA PRINCIPALE

- Berglund B., Lindvall L., (eds.), *Community Noise*, Document prepared for the World Health Organization, Archives of the Center for Sensory Research, Stockholm University and Karolinska Institute, Vol. 2, N.1, 1995.
- Cosa M. et al., *Rumore e Vibrazioni*, Maggioli editore, 1990
- Thompson S.J., EU's Future Noise Policy, WG2 – Dose/Effect, State of knowledge, Psychophysiological effects of environmental noise and dose-response relationships, February 1999. (Documento interno di lavoro del WG2).
- Thompson S.J., EU's Future Noise Policy, WG2 – Dose/Effect, Contribution to the Position Paper, Psychophysiological effects - Mental health Effects, Revised draft, May 2000. (Documento interno di lavoro del WG2).
- World Health Organization, Berglund B., Lindvall T., Schwela D.H., (eds.), *Guidelines for Community Noise*, 1999.

ULTERIORI RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Ando, Y. And Hattori, H., Effects of noise on human placental lactogen (HPL) levels in maternal plasma. *British Journal of Obstetrics and Gynaecology* 84: 115-118, 1977.
- Arguelles, A.E., Martinez, M.A., Pucciarelli, E., & Disisto, M.V. Endocrine and metabolic effects of noise in normal, hypertensive and psychotic subjects. In B.L. Welch & A.S. Welch (eds.), *Physiological Effects of Noise*. New York: Plenum, pp. 43-55 , 1970.
- Babisch , W., Elwood, P.C., and Ising, H., Road traffic noise and heart disease risk: Results of the epidemiological studies in Caerphilly, Speedwell and Berlin, In Noise as a Public Health Problem 3: 260-267. Noise and Man. *Proceeding of the International Congress (6th)*. ed. Vallet M.; Arcueil Cedrex, France: Institut National de Recherche sur les Transports et leur Securite (INRETS), 1993b.
- Babisch W., Ising, H., Elwood, P.C., Sharp, D.S., Bainton,, D., Traffic noise and cardiovascular risk: The Caerphilly and Speedwell Studies, Second Phase. Risk estimation, prevalence, and incidence of ischemic heart disease. *Archives of Environmental Health*, 48: 406-413, 1993a.
- Babisch W., Ising, H., Kruppa, B., Wiens D., The incidence of myocardial infarction and its relation to road traffic noise – the Berlin case-control studies. *Environment International* 20: 469-474, 1994.

- Babisch, W., Epidemiological studies of cardiovascular effect of traffic noise. In *Noise as a Public Health Problem 1*: 221-229. *Noise Effect* 98, *Proceedings of the International Congress* eds. N. Carter & R.F.S. Job. Sydney, Australia, 1998.
- Babisch, W., Fromme, H., Beyer, A. and Ising, H., Elevated catecholamine levels in urine in traffic exposed subjects. In *Noise Control: The Next 25 Years. Session Immission: Effects of Noise. Book 4*: 2153-2158. *Proceeding Inter-Noise 96*. Eds. F. Allison Hill and Roy Lawrence. St Albans, UK: Institute of Acoustics, 1996.
- Babish W., Ising H., Gallacher J.E.J., Sweetnam P.M., Elwood P.C., Traffic noise and cardiovascular risk: the Caerphilly and Speedwell studies, Third Phase-10-year follow up, *Archives of Environmental Health* 54: 210-216, 1999.
- Benkö, E. Further information about the narrowing of the visual fields caused by noise damage. *Ophthalmologica*, 143:76-80 , 1962.
- Benkö, E. Narrowing of the visual fields for objects and colours in the case of chronic brain damage. *Ophthalmologica*, 138:449-456 , 1959. (in German)
- Bergamini L., Bergamasco B., Penna P., Covacich A., Gilli M., Effetti del rumore stradale sul sistema nervoso centrale, *Atti Congr. Int. L'uomo e il rumore*, 142, Torino , 1975.
- Besson A., Bruit et santé, *Z. Praventivmed.*, 3, 384 , 1958.
- Biava P.M., Duca G., Maistrello M., Gualdi R., Mainardi P.A., Mussin M., Confalonieri A., Indagine trasversale sui disturbi correlati al rumore nella popolazione residente nei comuni limitrofi all'aeroporto di Linate in confronto con un gruppo di controllo. Milano , 1996-1997.
- Bly, S., Goddard, M., & McLean, J. A review of the effects of noise on the immune system. In M. Vallet (ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Arcueil Cedex, France: INRETS, Vol. 2, pp. 509-512 , 1993.
- Bucard P., Salle J., Souvras H., Valade P., Costa E., Sur l'activité électrique cérébrale d'hommes et d'animaux soumis à des bruit intenses, *C.R. Soc. Biol.*, 148, 1072 , 1954.
- Coerman R., Larmeinwirk im flugag, *Dtsch.-Luft. Forsch. Ber.*, 1102 , 1946.
- Cohen, S., Evans, G.W., Stokols, D., & Krantz, D.S. *Behavior, Health, and Environmental Stress*. New York, NY: Plenum Press , 1986.
- Collatina S., Merli S., Di Girolamo A., Le malattie da rumore in otorinolaringoiatria e la loro importanza medico sociale, *Difesa Sociale*, 2 , 1970.
- Cosa M., Il rumore urbano e industriale, *Ist. Ital. Medicina sociale ed.*, Roma 1980.
- Cosa M., Nicoli M., Valutazione e controllo del rumore e delle vibrazioni, Edizioni Scientifiche Associate ed. , Roma , 1989.
- Cosa M., Rumore in ambienti di lavoro: effetti extrauditivi, *Atti Tavola Rotonda L'inquinamento da rumore negli ambienti di lavoro*, 52 Bari ottobre 1981, Coll. Atti AIA, vol IX, ESA ed Roma , 1985.
- Davis, R.C., Buchwald, A.M., & Frankmann, R.W. Autonomic and muscular responses, and their relation to simple stimuli. *Psychological Monograph: General and Applied*, 69: No. 405 , 1955.
- Dickson, E.D.D., & Chadwick, D.L. Observations on disturbances of equilibrium and other symptoms induced by jet engine noise. *Journal of Laryngology and Otolaryngology*, 65:154-165 , 1955.
- Edmonds, L.D., P.M., Erickson, J.D., Airport noise and teratogenesis. *Archives of Environmental Health* 34: 243-247, 1979.

- Evans G.W., Bullinger M. and Hygge S., Chronic noise exposure and physiological response: a prospective study of children living under environmental stress. *Psychological science* 9:75-77, 1998
- Evans, G.W. (ed.). *Environmental Stress*. New York, NY: Cambridge University Press, 1982.
- Favino A., Kauchtschischvili G., Tartara A., Moglia A., Martinotti R., Nappi G., Contemporaneous EEG changes and variations of growth hormone plasma levels during continuous and discontinuous noise in man, *Proc. II Int. Industr. Environ. Neurol. Congr.*, Prague, 1974, Univerzita Karlova, 1976.
- Galambos, R., Rosenberg, P.E., & Glorig, A. The eyeblink response as a test for hearing. *Journal of Speech Hearing Disorder*, 18:373-378, 1953.
- Grognot P., Le Bruit, *Bull. de l'Inst. National de la Santé et de la Recherche Medical*, 5, 927, 1967.
- Harris, C.S. The effects of different types of acoustic stimulation on performance. In: *International Congress on Noise as a Public Health Problem*. Washington DC: US Environmental Protection Agency, Report EPA 550/9-73-008, pp. 389-403, 1974.
- HCN Noise and Health. Publication No. 1994/15E, Health Council of the Netherlands, The Hague, Netherlands, 1994.
- Herbold, M., Hense, H.W., Keil, U., Effects of road traffic noise on prevalence of hypertension in men: results of the Luebeck Blood Pressure Study. *Soz Präventivmed*. 34:19-23, 1989.
- Herridge, C.F., & Chir, B. Aircraft noise and mental hospital admissions. *Sound*, 6:32-36, 1972.
- Hessel, P.A., Sluis-Cremer, G.K., Occupational noise exposure and blood pressure: longitudinal and cross-sectional observation in a group of underground miners. *Archives of Environmental Health* 49: 128-134, 1994.
- Hoffman S., Hatch M.C., Stress, social support and pregnancy outcome: a reassessment based on recent research. *Paediatric and Perinatal Epidemiology*, 10:380-405, 1996.
- Hörmann H., Mainka G., Gummlich H., Phychische und Psychische Reaktionen auf GerTMusche verschiedener Wertigkeit, *Zeit weilige Hörschffliellenverschiebung und Elektromyogramm, Psycol. Forsch*, 33, 289, 1970.
- Hygge, S., Evans, G.W., & Bullinger, M. The Munich Airport Noise Study: Psychological, cognitive, motivational, and quality of life effects on children. In M. Vallet (ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Arcueil Cedex, France: INRETS, Vol. 3, pp. 301-308, 1993.
- Idzior-Walus, B., Coronary risk factors in men occupationally exposed to vibration and noise. *European Heart Journal* 8:1040-1046, 1987.
- IEH, The non-auditory effects of noise. IEH Report R10, Institute for Environment and Health, Leicester UK, 1997.
- Jansen G., Noise induced health disturbances, *InterNoise Munich*, 1985.
- Jansen G., Zur nervösen Belastung durch Lärm, *Dr. Dietrich Steinkopff*, Darmstadt, 1967.
- Jansen H., Effetti extrauditivi dei rumori, *Dtsch. Med. Wochb.* 92, 2325, 1967.
- Jones, F.N. & Tauscher, J., Residence under an airport landing pattern as a factor in teratism. *Archives of Environmental Health* 33: 10-12, 1978.
- Kennedy E., Fatigue and noise in industry, *New York State J. Med.*, 1927, 1936.

- Klosterkötter, W. New experiences on noise effects. *Kampf dem Laerm*, 4:3-11 , 1974. (in German)
- Knipschild, P., Meijer, H., Salle, H., Aircraft noise and birhweight. *International Archives Occupational Environmental Health* 48: 131-136, 1981.
- Kristal-Boneh, E., Melamed, S., Harari, G., Green, M.S., Acute and chronic effects of noise exposure on blood pressure and heart rate among industrial employees: The Cordis Study. *Archives of Environmental Health* 50: 298-304, 1995.
- Kryter K.D. Non auditory effects of environmental noise, *Amer. J. Publ. Hlth.*, 62/3, 389 , 1972.
- Lang,T., Fouriaud, C., Jacquinet-Salord, M.C., Length of occupational noise exposure and blood pressure. *International Archives of Occupational and Environmental Health* 63: 369-372, 1992.
- Letourneau J.E., The effect of noise on vision, *Eye, Ear, Nose Thr. Monthly*, 51, 441 , 1972.
- Loth M.D. et al., Rapport initial sur les recherches effectuées sur le thème: Bruit – Santé, *Minist. Environnement, Collect. Recherche Environn.* 21 , 1983.
- Lundberg U., Coping with stress: neuroendocrine reactions and implications for health, *Noise and Health*, 4: 67-74, 1999.
- Maugeri U., Effetti del rumore sulla funzione respiratoria e digestiva. *Atti Congresso Rumore acustico e operatore umano*, Tipografia del libro ed. Pavia , 1973.
- Maugeri U., Respiratory effects of industrial noise, *Lav. Umano*, 17, 331 , 1965.
- Merluzzi F., Patologia da rumore, in *Sartorelli E., Trattato di Medicina del Lavoro*, Piccin Ed., Vol. 2, cap. 41, 1119 , 1981.
- Molinie, J. Réflexes oculaires dorigine auditive. *Revue de Laryngologie, Otologie, Rhinologie*, 1:358-393 , 1916.
- Niveson, M.E. *The Relationship between Noise as an Experimental and Environmental Stressor, Physiological Changes, and Psychological Factors*. Bergen, Norway: Department of Biological and Medical Psychology, University of Bergen , 1992. (Doctoral thesis)
- Nixon, C.W., Harris, C.S., & von Gierke, H.E. Rail test to evaluate equilibrium in low-level wideband noise. Wright-Patterson Air Force Base, OH: Aerospace Medical Research Laboratory, AMRL-TR-66-86, , 1966.
- Nurminen, T., Female noise exposure, shift work, and reproduction. *Journal of Occupational Environmental Medicine* 37: 945-950, 1995.
- Odescalchi C.P., Effetti dell'esposizione a rumore, *Atti Conv. AIA – ENPI il rumore negli ambienti di lavoro*, Monte Porzio Catone (Roma) , 1976.
- Otten, H., Schultz, W., von Eiff, A.W., Traffic noise, blood pressure and other risk factors: the Bonn traffic noise study, In *Noise as a Public Health Problem*, 4:327-335. New Advances in Noise Research. Part I. *Proceedings of the International Congress (5 th)*, eds. Berglund, B.; Berglund, U.; Karlsson, J.; Lindvall, T., Stockholm, Sweden: Swedish Council for Building Research, 1988.
- Regecova, V.& Kellerova, E., Effects of urban noise pollution on blood pressure and heart rate in preschool children. *Journal of Hypertension* 13,405-412, 1995.
- Rehm, s. and Jansen, G., Aircraft noise and premature birth. *Journal of Sound and Vibration* 59 (1): 133-135, 1978.
- Ricci C., Betti R., Forabosco G., Randi G., Fortezza F. Traffico, rumore, disturbo. *Argomenti Regione Emilia Romagna – Az. USL di Ravenna* , 1995.

- Rylander, R., Sörensen, S., Andrae, B.O., Chatelier, G., Espmark, Y., Larsson, T., & Thackray, R.I. Sonic boom exposure effects—A field study on humans and animals. *Journal of Sound and Vibration*, 33:471-486 , 1974.
- Schwartze, S., & Jansen, G. Critical assessment of the methodological approaches for evaluating non-auditory physiological noise effects. Consequences for the continuation of noise research. In B. Berglund & T. Lindvall (eds.), *Noise as a Public Health Problem. Vol. 4: New Advances in Research—Part 1*. Stockholm: Swedish Council for Building Research, D1:1990, pp. 373-379 , 1990.
- Selye H. A syndrome produced by diverse noxious agents, *Nature* , 1936.
- Selye, H. *The Stress of Life*. New York: McGraw-Hill , 1956.
- Sieber, W.J., Rodin, J., Larson, L., Ortega, S., & Cummings, N. Modulation of human natural killer cell activity by exposure to uncontrollable stress. *Brain, Behavior, and Immunity*, 6:141-156 , 1992.
- Stansfeld, S.A. and Haines, M, Environmental Noise and Health. A review, In *Noise Control: The Next 25 Years. Session Immission: Effects of Noise. Book 4: 2177-2182. Proceeding Inter-NOISE 96*. EDS. F.Allison Hill and Roy Lawrence. St Albans, UK: Institute of Acoustics, 1997.
- Stansfeld, S.A., Gallacher, J., Babisch, W., Shipley, S., Road traffic noise and psychiatric disorder: prospective findings from the Caerphilly Study. *British Medical Journal* 313: 266-267, 1996.
- Stansfeld, S.A., Noise, noise sensitivity and psychiatric disorder: epidemiological and psychophysical studies, *Psychological Medicine Monograph*, Suppl. 22,1-44, 1992.
- Stansfeld, S.A., Sharp, D.S., Gallacher, J., Babisch, W., Road traffic noise and sensitivity and psychological disorder, *Psychological Medicine*,23: 977-985, 1993.
- Tatai, K., Osada, Y., Tsunashima, S., Yoshida, K., Ogawa, S., Asano, M., Hirokawa, A., & Haruta, K. Experimental studies on the influence of noise on physiological functions of the human body. I. Responses of leucocyte counts and of adrenal secretion to noise. *Bulletin of the Institute of Public Health (Tokyo)*, 14:200-212 , 1965. (in Japanese)
- Tatai, K., Osada, Y., Tsunashima, S., Yoshida, K., Ogawa, S., Asano, M., Hirokawa, A., & Haruta, K. Experimental studies on the influence of noise on physiological functions of the human body. II. Responses of adrenals, leucocytes, EEG, respirogram and plethysmogram to noise. *Bulletin of the Institute of Public Health (Tokyo)*, 16:105-111 , 1967. (in Japanese)
- Thackray, R.I. Sonic boom exposure effects II.3:a startle responses. *Journal of Sound and Vibration*, 20:519-526 , 1972.
- Thiessen G.J., Effects of noise in man, Ottawa, *Conseil National de Recherches du Canada*, , 1976.
- Thompson S.J., Non auditory health effects of noise: Updated review, in *Noise Control: The Next 25 Years, Session Immission: Effects of Noise. Book 4: 2177-2182. Proceedings Inter-Noise 96* , 1996.
- Tomei F., Tomao E., Baccolo T., Papaleo B., Maggio M., D'Emilio M., Azzaretto E., Spinazzola A., Effetti extrauditivi del rumore. Influenza sull'apparato cardiovascolare, *Arch. Sci. Lav.* I, 2, 168 , 1985.
- Vallet, M., Gagneux, J.-M., Blanchet, V., Favre, B., & Labiale, G. Long term sleep disturbance due to traffic noise. *Journal of Sound and Vibration*, 90:173-191 , 1983a.

- Vallet, M., Gagneux, J.-M., Clairet, J.M., Laurens, J.F., & Letisserand, D. Heart rate reactivity to aircraft noise after a long-term exposure. In G. Rossi (ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Milano: Centro Recherche e Studi Amplifon, Vol. 2, pp. 965-971, 1983b.
- Verbeek, J.H.A.M., van Dijk, F.J.H., and deVries, F.F., Non-auditory effects of noise in industry. IV . A field study on industrial noise and blood pressure. *International Archives Occupational Environmental Health* 59: 51-54, 1987.
- Vesperini G., Trenta A., Capriotti V., Rilievi psicobiologici in lavoratori dell'industria esposti a rumore impulsivo, *16° Conv. AIA*, Milano, 1988.
- Wu, T-N, Ko, Y-C, and Chang, P-Y., Study of noise exposure and high blood pressure in shipyard workers. *American Journal of Industrial Medicine* 12: 431-438, 1987.
- Wu, T-N., Chen, L-J., Lai, J-s., Ko, G-N., Shen, C-Y., and Chang, P-Y., Prospective study of noise exposure during pregnancy on birth weight. *American Journal of Epidemiology* 143(8): 792-796, 1996.
- Zhao, Y.M., Zhang, S.Z., Spear, R.C., A dose-response relation for noise-induced hypertension. *British Journal of Industrial Medicine* 48: 179-184, 1991.

5. ANNOYANCE ED EFFETTI COMPORTAMENTALI

Gli ambienti rumorosi producono nei soggetti esposti un certo numero di effetti sociali e comportamentali [rassegne di J.D. Miller, 1978; D.M. Jones, 1984; D.M. Jones & Chapman, 1984; Lara Saenz & Stephens, 1986; Guski, 1987], che interessano ad esempio (Berglund & Lindvall, 1995):

- modelli comportamentali quotidiani (impossibilità di usufruire di spazi esterni e di balconi, difficoltà nell'ascolto di radio e televisione, presentazione di esposti, lamentele alle autorità);
- prestazioni relative a specifiche attività (ad. es.: apprendimento scolastico);
- comportamento sociale (aggressività, scortesie, ...);
- indicatori sociali (mobilità residenziale, ricoveri in ospedale, utilizzo di farmaci, percentuale di incidenti,...);
- cambiamenti di umore (maggiore tristezza, ecc.).

Gli effetti del rumore ambientale sulle variabili comportamentali e sociali sono spesso complessi e indiretti; molti di tali effetti debbono inoltre essere considerati il risultato dell'interazione con un certo numero di variabili non-acustiche (Berglund & Lindvall, 1995).

Dagli studi socioacustici emergono dati che consentono di correlare gli effetti comportamentali all'esposizione al rumore. Gli effetti comportamentali più frequentemente studiati [Lambert et al., 1984; Lambert et al., 1996; Bertoni, Franchini et al., 1994; Rohrmann, 1991] sono la chiusura delle finestre, in particolare per svolgere determinate attività (conversare, dormire, leggere, guardare la televisione,...), le modifiche nell'utilizzo dei locali all'interno delle abitazioni, l'isolamento delle abitazioni stesse ed il trasferimento verso aree meno rumorose, sia per periodi brevi (ad esempio il fine settimana), sia in maniera definitiva (mobilità residenziale) (Lambert, 2000; Berglund & Lindvall, 1995).

È stato altresì evidenziato [Lambert et al., 1995; Bertoni, Franchini et al., 1994; Vallet, 1996] come l'andamento degli effetti comportamentali, al variare del livello sonoro, sia sostanzialmente differente in dipendenza della tipologia della sorgente (Franchini, Callegari, Barchi, 2000). Taluni studi hanno poi sottolineato come parametri acustici diversi dal L_{eq} possano meglio descrivere questi effetti: ciò accade ad esempio per numero di eventi e L_{max} in relazione al rumore ferroviario e aeroportuale [Lambert et al., 1995].

L'*annoyance* viene comunemente definita come un sentimento di scontentezza associato a qualsiasi agente o condizione che si sa, o si ritiene, ci riguardi e ci coinvolga in maniera negativa [Lindvall & Radford, 1973]. In realtà le reazioni della comunità al rumore non consistono soltanto nell'*annoyance*: le persone possono infatti manifestare rabbia, delusione, insoddisfazione, impotenza, scoraggiamento, ansia, ecc.. [Job, 1993; Fields et al., 1997; Fields et al., 1998]. In ogni caso, gli studi che hanno considerato altri parametri oltre all'*annoyance*, quale misura delle reazioni soggettive, hanno prodotto

risultati largamente sovrapponibili a quelli che hanno considerato soltanto l'*annoyance* [ad es.: Bullen & Hede, 1986; Job & Hede, 1989; Bullen, Hede & Job, 1991; Job, Bullen & Burgess, 1991]. Nelle società urbane, l'*annoyance* derivante dall'esposizione a rumore può interessare un numero rilevante di abitanti (Berglund & Lindvall, 1995).

Evoluzione della ricerca sul disturbo da rumore

Oltre 300 indagini in campo hanno studiato le reazioni della popolazione al rumore [Fields, 1991, 1993b]. La maggioranza di tali indagini ha preso in esame la relazione fra l'*annoyance* e il livello di rumore; la forma esatta della funzione che descrive tale relazione può variare notevolmente da uno studio all'altro, in dipendenza di molte variabili, fra le quali anche l'oggetto specifico della domanda rivolta al campione di soggetti esaminati dall'inchiesta, le modalità di misura del grado di *annoyance* espressa e diverse caratteristiche del campione di popolazione considerata (Berglund & Lindvall, 1995).

La relazione più largamente utilizzata è quella che lega il livello di rumore ad un grado di *annoyance* relativamente elevato. Questa relazione mostra un aumento regolare dell'*annoyance* all'aumentare del rumore, senza forti discontinuità anche ai livelli sonori medio-alti. Va rilevato che esiste una grande variabilità nelle risposte dei singoli individui, che si riduce se si considerano invece le risposte delle collettività cui i singoli appartengono. Langdon (1987) ha concluso che, nonostante in alcune indagini l'esposizione al rumore possa spiegare oltre l'85% della varianza dell'*annoyance* espressa da una comunità, la prevedibilità delle risposte individuali rimane insufficiente. Job (1988a), in una rassegna della letteratura esistente, ha concluso che soltanto una piccola percentuale (tipicamente meno del 20%) della variazione nelle reazioni individuali può essere spiegata dall'esposizione al rumore. In tal senso, risultano importanti variabili psicosociali quali le condizioni di vita, l'atteggiamento nei confronti della sorgente di rumore, la sensibilità individuale, ecc.... Se invece di considerare i dati disaggregati (dati individuali), si prendono in esame i dati aggregati per livello di esposizione (dati raggruppati) e si considerano le percentuali di esposti ad ogni singolo livello che si dichiarano disturbati, si osservano migliori correlazioni: di norma sono proprio questi ultimi dati, solitamente rappresentati graficamente attraverso curve di interpolazione, che sono utilizzati come indicatori della probabilità di insorgenza di disturbo e pertanto dell'impatto del rumore sulla popolazione, anche al fine della definizione di valori limite. Studi più recenti [Lambert, 1984; Bertoni, Franchini et al., 1994] sembrano dimostrare che, affinando le tecniche di rilevamento acustico e/o di previsione con modelli matematici dei livelli di esposizione del campione in indagini socioacustiche, è possibile migliorare la "forza" della relazione dose-effetto, anche in riferimento ai dati individuali.

Miedema e Vos (1999) hanno studiato l'effetto delle variabili demografiche (sesso, età, livello di istruzione, condizione lavorativa, dimensione del nucleo familiare, proprietà o meno dell'abitazione, dipendenza economica dalla sorgente di rumore e utilizzo della sorgente) e di due variabili attitudinali (sensibilità al rumore e timore della sorgente di rumore) sull'*annoyance*. Sono stati analizzati i dati di diverse precedenti indagini sulla risposta al rumore prodotto dai mezzi di trasporto, esaminando da 15000 a 42000 casi, secondo la variabile considerata. I risultati mostrano che il timore nei confronti dell'attività rumorosa (ad es. traffico aereo) e la sensibilità al rumore hanno una grande influenza sull'*annoyance*. I fattori demografici sono invece molto meno rilevanti: solo

l'età sembra avere un effetto significativo, mentre il sesso pare non influenzare l'*annoyance*.

Differenze nel grado di *annoyance* si manifestano per comunità, regioni e paesi diversi, a parità di tipologia ed entità dell'esposizione al rumore [Fields, 1990; Bradley, 1996] (WHO, 1999).

D'altro canto, le misure di rumore costituiscono di fatto la sola base per la previsione dell'*annoyance* al fine del controllo del rumore ambientale e della protezione della popolazione.

Diversi Autori hanno tentato di integrare i numerosi studi riguardanti la relazione esposizione-risposta, tuttavia nella maggior parte delle pubblicazioni è stato utilizzato un numero limitato di studi oppure non si è posta la dovuta attenzione alla comparabilità delle definizioni delle diverse variabili. Il primo lavoro che ha analizzato un numero rilevante di studi è la sintesi di Schultz del 1978; l'Autore ha esaminato 24 indagini sull'*annoyance* dovuta al rumore (da traffico aereo, stradale e ferroviario), effettuate in paesi diversi. Allo scopo di confrontare gli studi fra di loro, Schultz ha utilizzato i dati disponibili per stimare due grandezze, il DNL per la misura del rumore e la percentuale di persone fortemente disturbate (%HA) per la quantificazione dell'*annoyance*. Il risultato finale del suo lavoro è una curva, sintetizzata sulla base di 11 diversi set di dati, che avrebbe dovuto rappresentare la miglior stima dell'*annoyance* dovuta all'esposizione al rumore prodotto dai sistemi di trasporto di qualunque tipo.

Kryter, in un'analisi critica del lavoro di Schultz, nel 1982 ha sollevato alcuni dubbi, in particolare riguardo alla metodologia applicata, ed ha evidenziato che curve differenti per il rumore dovuto al traffico "di terra" (stradale e ferroviario) e per il rumore da traffico aereo potevano meglio rappresentare i dati sperimentali. Secondo Kryter, dato un valore di DNL, il valore di *annoyance* dovuta al rumore da traffico aereo cade al di sopra della curva di Schultz, mentre l'*annoyance* prodotta dal traffico stradale e ferroviario ricadrebbe al di sotto.

Fidell et al. hanno ampliato il lavoro di Schultz, ma nonostante i dati aggiuntivi a disposizione sembrassero supportare l'ipotesi di Kryter, gli Autori ritennero più utile considerare un'unica funzione che riassume l'andamento del disturbo per tutti i sistemi di trasporto.

Fields ha prodotto nel 1994 una rassegna di tutte le sintesi disponibili e ne ha operato un'analisi critica, rilevando in particolare alcune carenze o imprecisioni nei metodi seguiti; dal suo lavoro è emerso che si potevano apportare sostanziali miglioramenti alla metodologia utilizzata per determinare una curva di sintesi nella stima dell'*annoyance* da rumore.

La sintesi più recente e più completa in questo campo, è quella di Miedema e Vos del 1998, che riprendono gli studi esaminati da Schultz e Fidell e aggiungono un certo numero di nuove ricerche, cercando nello stesso tempo di ovviare alle imprecisioni e alle inadeguatezze metodologiche evidenziate da Fields. Tale sintesi si propone di determinare curve che rappresentino la relazione fra l'*annoyance* sperimentata negli ambienti di vita ed il rumore provocato dai sistemi di trasporto (aereo, stradale e ferroviario), misurato alla facciata maggiormente esposta dell'abitazione considerata, in situazioni stazionarie. Sono state prese in esame 45 indagini per un totale di 58065 interviste, alcune delle quali relative a più sorgenti (ad es.: traffico aereo e stradale).

Il parametro utilizzato per misurare l'esposizione è il "*Day-Night-Level*" (DNL), che è un indice composito derivato dal livello equivalente (misurato o stimato con modelli di

calcolo) esteso alle 24 ore con una penalizzazione di 10 dB sul periodo notturno (h. 22-7):

$$DNL = 10 \log [(15 * 10^{L_{Aeq}(7-22h)/10} + 9 * 10^{[L_{Aeq}(22-7h)+10]/10})/24]$$

Per quantificare l'*annoyance* è stata utilizzata la percentuale di persone “molto disturbate dal rumore” (*Highly Annoyed*), %HA, che corrisponde alla percentuale di risposte che eccedono un prefissato valore, in termini di punteggio al grado di disturbo. Tale valore, secondo la metodologia utilizzata dagli Autori, viene preso pari a 72 su una scala da 0 (nessuna *annoyance*) a 100 (*annoyance* elevatissima). Per ogni set di dati considerato è stata ricavata una curva esposizione-risposta. Sono state infine elaborate tre curve di sintesi (Figura n. 5.1), una per ogni tipologia di traffico considerato: aereo, stradale e ferroviario.

I risultati indicano che la percentuale di persone molto disturbate appare praticamente nulla per DNL inferiore a 40-45 dBA e aumenta progressivamente al crescere del rumore. Le curve mostrano inoltre che, a parità di DNL, la %HA è maggiore per il traffico aereo in rapporto al traffico stradale ed è maggiore per il traffico stradale rispetto al traffico ferroviario. Queste differenze sembrano essere imputabili esclusivamente alla diversa tipologia della sorgente, e non a differenze di impostazione metodologica fra gli studi considerati; potrebbero invece risultare determinanti fattori sia di tipo acustico (come la scelta del parametro di misura dell'esposizione a rumore: DNL alla facciata più esposta) che non-acustico (come la sensibilità e l'attitudine nei confronti del rumore e delle cause generatrici).

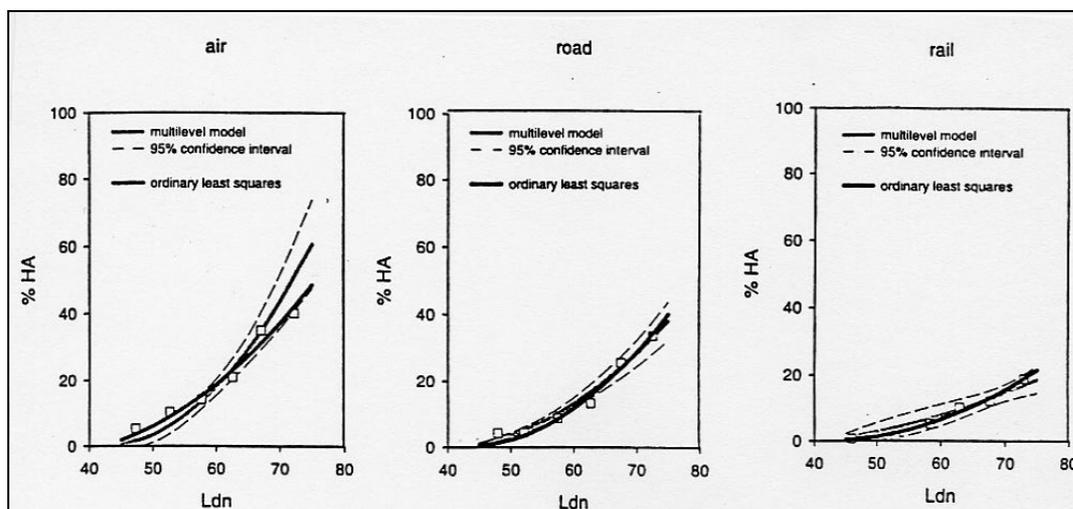


Figura n. 5.1: Percentuale di persone molto disturbate (%HA) in funzione del DNL: curve di sintesi per i diversi sistemi di trasporto (Tratto da Miedema e Vos, 1998)

Le curve ricavate da Miedema e Vos potrebbero risultare utili per valutare ad esempio il diverso impatto, sulla popolazione residente, di differenti alternative progettuali di infrastrutture. Partendo infatti dalla stima dei livelli di rumore prodotti in facciata degli edifici, è possibile stimare la percentuale di persone che risulteranno molto disturbate

(dopo che la situazione modificata sarà divenuta il nuovo stato stazionario). Inoltre tali curve rivestono una rilevante importanza nel processo di definizione di valori limite di esposizione e di standard di qualità ambientale.

In una pubblicazione recentissima, redatta nell'ambito dei lavori del WG2 della Commissione Europea, Miedema e Oudshoorn (2000) hanno determinato le relazioni dose-risposta per il rumore da traffico (stradale, aereo e ferroviario), utilizzando come descrittore dell'esposizione sia il DNL, sia il nuovo parametro che sarà proposto dalla normativa europea, DENL (*Day-Evening-Night Level*), mentre l'*annoyance* è stata quantificata in tre diversi gradi: %HA (*Highly Annoyed*), *molto disturbati*, %A (*Annoyed*), *disturbati*, e %LA (*Little Annoyed*), *poco disturbati*.

A tal proposito la posizione che il Working Group 2 intende assumere nella relazione del primo Position Paper preliminare richiesto dalla Commissione Europea, relativamente all'*annoyance*, è quella di raccomandare l'uso delle curve dose-risposta relative alla popolazione che si definisce almeno *moderatamente disturbata* (*cutoff* = 50).

In uno studio precedente (1993) Miedema aveva analizzato, oltre al rumore dovuto ai sistemi di trasporto, anche il rumore dovuto alle sorgenti fisse. Dai risultati emerge l'opportunità di distinguere fra sorgenti impulsive e sorgenti industriali non impulsive, in quanto alle prime risulta correlato un grado di *annoyance* più elevato. Inoltre si è rilevato che, in particolare a bassi livelli di rumore, il grado di *annoyance* prodotto dalle sorgenti impulsive risulta maggiore di quello prodotto dai sistemi di trasporto; lo stesso risultato, in misura quantitativamente meno pronunciata, è stato evidenziato, a bassi livelli, per sorgenti industriali non impulsive, che risultano, in effetti, più disturbanti del traffico. Infine, è stata sottolineata l'importanza di una caratterizzazione sistematica delle diverse sorgenti e dei rispettivi intervalli temporali di funzionamento, nel caso in cui si voglia procedere all'analisi del rumore prodotto da insediamenti di tipo industriale.

Un ulteriore aspetto che certamente richiederà studi ed approfondimenti è quello relativo a come può variare il grado di disturbo (associato ad un livello di esposizione) espresso da una popolazione che ha subito una variazione del livello di esposizione, rispetto a quello espresso da una popolazione sottoposta ad una situazione acustica stazionaria. Alcuni lavori, ancora in numero purtroppo limitato per consentire un'esauriente conoscenza dell'argomento, sembrano indicare che non è possibile prevedere una variazione del disturbo (sia per un calo, sia per un aumento) a fronte di una variazione di esposizione (calo o aumento della rumorosità), utilizzando le curve dose-effetto ricavate dalle canoniche interviste su popolazioni esposte da tempo allo stesso livello sonoro. Pare infatti che se, ad esempio, un campione della popolazione beneficia di un calo del livello di esposizione, per effetto della mitigazione del rumore, il grado di disturbo espresso successivamente a tale intervento di bonifica sarà ben inferiore a quello prevedibile attraverso le curve ad esposizione stazionaria. Allo stesso modo, aumenti del livello di esposizione sembrano portare i soggetti intervistati dopo tali aumenti ad esprimere un grado di disturbo maggiore di quello individuato, per le curve ad esposizione costante, per lo stesso livello [Franchini, Magnoni, 1997; Baughan, Huddard, 1993].

La ricerca in Italia

Il nostro paese non è da considerarsi tra quelli ove la ricerca sugli effetti del rumore dovuto ai sistemi di trasporto sulla popolazione può contare su decenni di consolidata

esperienza. Tuttavia, nel corso di questi ultimi anni, si contano almeno quattro importanti social-survey sull'*annoyance* provocata dal rumore dei sistemi di trasporto, i cui risultati, oltre a caratterizzare le singole realtà specifiche, cominciano a costituire un'apprezzabile banca-dati:

- studio sulle reazioni della popolazione di Modena al rumore da traffico urbano (Bertoni, Franchini et al. 1994);
- studio sull'impatto del rumore della tangenziale di Torino sulle popolazioni residenti [Masoero et al., 1998];
- indagine socioacustica su due aree urbane della città di Trento (in: Franchini, Callegari e Barchi, 2000);
- indagine trasversale sui disturbi correlati al rumore nella popolazione residente nei comuni limitrofi all'aeroporto di Milano Linate [Biava, Duca, Maistrello et al., 1996-1997].

Per ciò che concerne i primi tre studi citati, tutti relativi al rumore da traffico stradale, complessivamente il campione degli intervistati ammonta a 1528 soggetti (908 a Modena, 320 a Torino e 300 a Trento) e si possono ritenere abbastanza ben comparabili le metodologie utilizzate e dunque anche i risultati ottenuti. È stato operato un tentativo di confronto fra i tre studi suddetti (Franchini, Callegari e Barchi, 2000), anche se molto sintetico e solo su alcuni dei risultati ottenuti, dal quale, soprattutto in riferimento a particolari aspetti, sembra giungere una conferma di quanto già emerso a livello internazionale. Confrontando i risultati ottenuti a Modena e Trento relativamente al periodo notturno, è stato osservato che le percentuali dei disturbati, a finestre sia aperte, sia chiuse, sono del tutto simili (Figura n. 5.2). Al contrario, nel periodo diurno e soprattutto a finestre aperte, gli abitanti di Torino risultano maggiormente disturbati dal rumore (Figura n. 5.3).

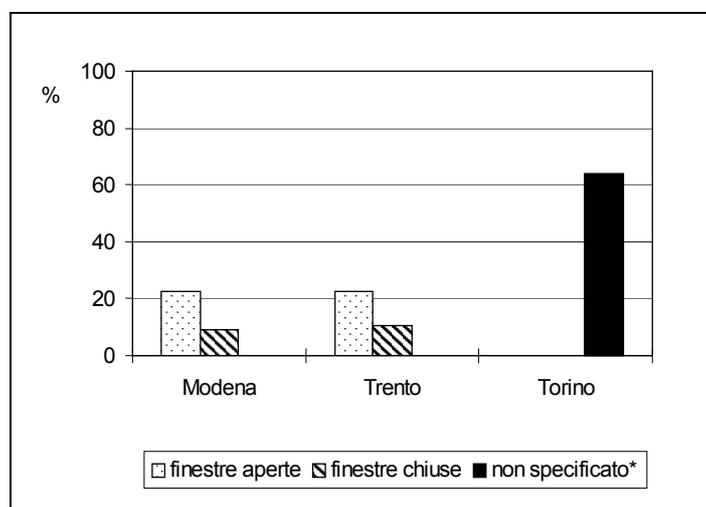


Figura n. 5.2: Confronto tra i disturbati da rumore da traffico nei tre diversi studi [periodo notturno] (Tratto da Franchini et al., 2000)

Quanto poi al confronto dei risultati degli altri due studi con quello di Torino, che si differenzia per la peculiarità della sorgente sonora oggetto di studio (tangenziale) ed anche per la non distinzione tra finestre aperte e chiuse nelle domande specifiche sul disturbo, osserviamo per quest'ultima indagine una netta prevalenza della percentuale di

disturbati, sia di giorno, sia di notte. Ciò si spiega con buona probabilità per il fatto che l'indagine torinese, essendo mirata all'impatto da rumore del traffico tangenziale, ha previsto una scelta costretta del campione.

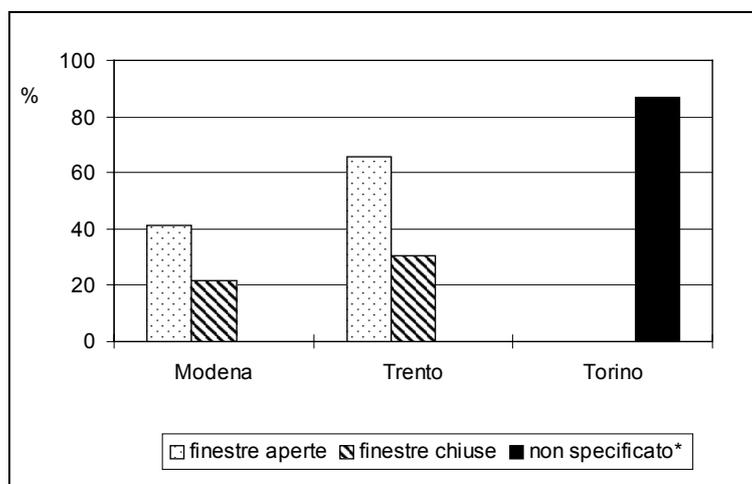


Figura n. 5.3: Confronto tra i disturbati da rumore da traffico nei tre diversi studi [periodo diurno] (Tratto da Franchini et al., 2000)

Si intende con ciò che gli intervalli di variabilità dei livelli sonori, cui sono esposti gli edifici di residenti nelle adiacenze della grande infrastruttura, si collocano all'interno di valori medio-alti e questo fa sì che diventi conseguente un maggior numero di citazioni di disturbo per il campione torinese. Dalla Figura n. 5.4, ove compaiono le tre funzioni ottenute per interpolazione dei dati emersi nei tre studi relativamente al periodo notturno (scelto in quanto la notte rappresenta il periodo in cui è maggiore il bisogno di quiete e dunque è più elevata la reazione al rumore esterno), emergono diverse interessanti osservazioni (Franchini, Callegari, Barchi, 2000). In particolare è stato osservato che sino a valori intorno ai 65 dBA di Leq notturno, la percentuale di disturbati per il rumore di una grande arteria stradale è sempre maggiore, a parità di livello sonoro, rispetto a quella di campioni esposti al traffico urbano in genere. Questa considerazione conferma, fra l'altro, quanto già emerso in altre ricerche internazionali e che anche un esame dei dati disaggregati delle prime elaborazioni di Miedema aveva portato ad evidenziare.

Inoltre è stato sottolineato come alcune incongruenze fra i tre lavori, così come altre che sicuramente potrebbero emergere dal confronto tra un numero esiguo di studi, sono certamente legate all'elevato numero di variabili non-acustiche che possono intervenire nella modulazione del disturbo da rumore. Le incertezze e le ambiguità potranno venire progressivamente dissipate, con l'acquisizione di un numero sempre maggiore di dati frutto di studi analoghi in altre realtà del nostro paese.

Nello stesso lavoro (Franchini, Callegari, Barchi, 2000) vi è un ultimo aspetto legato all'impatto del rumore da traffico veicolare che, per la sua apparente contraddittorietà, viene preso in considerazione: pur essendo il traffico veicolare la principale e più diffusa sorgente sonora nel contesto urbano, esso non costituisce il motivo più ricorrente nei casi di lamentele da rumore che spontaneamente vengono inoltrate alla Pubblica Amministrazione [Barchi, Bertoni, 1999].

Si è inoltre osservato che, quando si determina la reazione della popolazione al traffico veicolare per mezzo di un'inchiesta specifica, i risultati mostrano che i livelli sonori

esterni ai quali può essere associata la condizione di iniziale disturbo, si collocano intorno ai 62 dBA di Leq diurno e ai 55 dBA di Leq notturno; qualora invece si stimino i livelli sonori medi associabili ad un'auto-segnalazione di disturbo all'autorità competenti (esposti), notiamo che gli stessi si collocano fra 65 e 70 dBA di Leq diurno e 60 e 65 dBA di Leq notturno. Si è portati a ritenere che i 6-7 dBA che mediamente contraddistinguono la differenza nei due casi, costituiscano una sorta di "ulteriore intervallo di sopportazione" per passare dalla condizione di «...avverto il problema, ma lo sopporto...» a quella di «...non tollero più il fastidio che mi provoca il rumore e chiedo all'Autorità di prendere provvedimenti...».

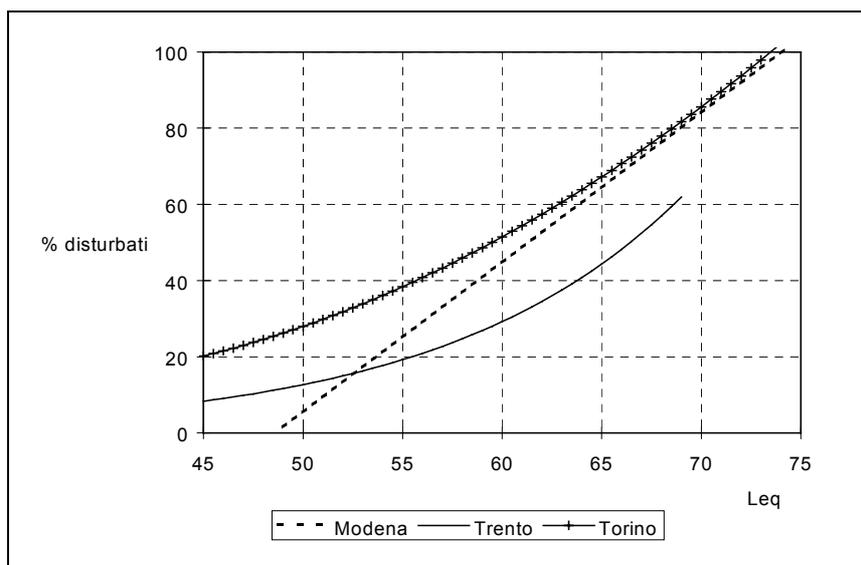


Figura n. 5.4: Percentuale di disturbati (finestre aperte per Modena e Trento) in funzione del livello di esposizione notturno (LAeq 22-6) (Tratto da Franchini et al., 2000)

In conclusione si può ritenere che i primi studi italiani sulla relazione dose-effetto, in riferimento al rumore da traffico stradale, abbiano, in particolare, evidenziato che (Franchini, Callegari, Barchi, 2000):

- a parità di esposizione (livelli sonori esterni) appare maggiormente disturbante il traffico di una grande arteria stradale rispetto a quello dei normali percorsi urbani;
- la variabile sensibilità (così come altre importanti variabili non-acustiche) è elemento determinante nel dar luogo a reazioni di disturbo diverse, pur in presenza di analoghe condizioni di esposizione. Detta sensibilità attiene al comportamento individuale, ma è osservabile anche nella media dei comportamenti di popolazioni residenti in contesti territoriali e geografici diversi tra loro, forse per ragioni legate a differenze socioculturali, climatiche, storiche, ecc.;
- pur risultando la fonte di disturbo più diffusa negli agglomerati urbani, il traffico veicolare non è la causa prevalente di lamentela, che i cittadini segnalano nei loro esposti alla Pubblica Amministrazione.

L'importanza di descrittori acustici diversi dal Livello Equivalente

I vari studi condotti sull'*annoyance* da rumore hanno sempre messo in evidenza, come ricordato, bassi coefficienti di correlazione tra il parametro acustico utilizzato per descrivere l'esposizione e il disturbo soggettivamente espresso. Questo fatto ha spinto i ricercatori a testare indici diversi dal Livello Equivalente (Leq) che tradizionalmente è stato quello maggiormente utilizzato. LAeq è infatti largamente preso come riferimento negli standard e nelle normative di tutto il mondo, come base di partenza per sviluppare una curva dose-risposta per l'*annoyance* della popolazione; tale parametro risulta particolarmente adatto qualora il rumore sia costante e a larga banda.

Vengono spesso introdotte delle modificazioni (correzioni, penalizzazioni) ai valori misurati di Leq, al fine di migliorare la relazione per caratteristiche e sorgenti differenti del rumore. Le correzioni più comuni tengono conto, ad esempio, della presenza di toni puri, dell'impulsività, della presenza di basse frequenze, del periodo della giornata in cui si manifesta il rumore (Berglund & Lindvall, 1995).

Il grado di *annoyance* viene altresì influenzato dal livello massimo di rumore e dal numero di eventi rumorosi che si manifestano (Berglund & Lindvall, 1995).

Fra i descrittori, diversi dal Leq, che sono stati utilizzati nei diversi studi, vanno ricordati, ad esempio, il T.N.I. (Traffic Noise Index) proposto da Griffiths e Langdon per il disturbo dovuto al traffico stradale, e l' L99 (Livello percentile, superato nel 99% del tempo di misura), che secondo gli studi di Migneron nel 1980, risultava il descrittore migliore del disturbo manifestato dalla popolazione di Montréal.

Oggi la discussione è ancora piuttosto aperta sulla validità del solo Livello Equivalente, o di descrittori derivati come il DNL o DENL, che restano pur sempre costruiti su base energetica, nella descrizione della risposta di disturbo manifestata nei confronti del rumore. Pur se la tendenza appare quella di adottare il parametro energetico anche a livello della futura direttiva europea, non va dimenticato che esiste tutta una serie di casi di esposizione al rumore in cui alcune caratteristiche particolari delle sorgenti, che "sfuggirebbero" se si descrivesse il rumore attraverso il solo Leq, appaiono condizionare il clima acustico generale di un sito. È il caso ad esempio di vie di traffico con presenza di veicoli pesanti, quando il flusso complessivo diminuisce e gli eventi sonori dovuti al transito di veicoli molto rumorosi (autocarri) assumono un particolare rilievo nella *time-history* del rumore.

Alcuni lavori apparsi in letteratura hanno dimostrato come, in casi simili a quelli citati, si possono ottenere migliori correlazioni dose-risposta se il descrittore acustico (dose) si basa su parametri quali ad esempio il numero degli eventi che superano una certa soglia, il livello massimo raggiunto da un insieme di eventi e il tempo cumulativo in cui il rumore supera un certo livello. Esempi significativi in tal senso sono i lavori di Bjorkman e Rylander e di Sorensen e Hammar condotti in Svezia. I primi, in uno studio sul rumore da traffico stradale nella città di Göteborg nel 1991, hanno utilizzato differenti descrittori per l'area di studio, che era costituita da zone residenziali prossime a strade di medio ed elevato traffico (variabile tra 220 e 6300 veicoli/h e con presenza di veicoli pesanti). La Figura n. 5.5 mostra la relazione fra il numero di veicoli pesanti sulle 24 ore, preso come indicatore del numero di eventi rumorosi, e la percentuale dei molto disturbati.

Si osserva come l'incremento del numero di veicoli pesanti porta ad un significativo incremento dei disturbati sino ad un valore intorno ai 1500 veicoli al giorno, oltre al quale ulteriori aumenti non incrementano il disturbo. È probabile che l'utilizzo di Leq,

descrittore variabile in funzione del continuo aumento di eventi ad elevato apporto energetico, conducesse ad una correlazione rumore-disturbo di minore significatività.

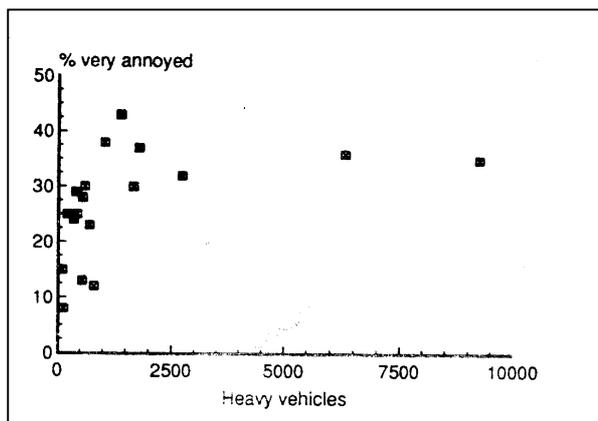


Figura n. 5.5: Relazione tra disturbo (% di molto disturbati) e numero di veicoli pesanti sulle 24 ore (Tratto da Bjorkman e Rylander, 1993)

La Figura n. 5.6 mostra invece la percentuale dei molto disturbati in rapporto al numero di eventi che superano gli 85 dBA di Lmax (Livello massimo) nelle 24 ore.

L'andamento è analogo al precedente, con un valore intorno ai 60 eventi oltre al quale l'*annoyance* sembra tendere a stabilizzarsi.

Anche relativamente al rumore da traffico ferroviario ed in modo particolare a quello dovuto ai treni ad alta velocità, i risultati di uno studio francese hanno indicato la maggior valenza di un parametro quale il numero di eventi che superano una certa soglia, nella descrizione di alcuni effetti prodotti dal rumore [Lambert et al., 1995].

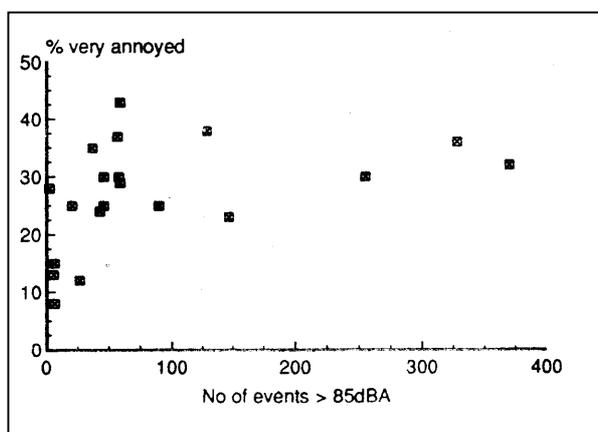


Figura n. 5.6: Relazione tra il disturbo (% di molto disturbati) ed il numero di eventi sonori che superano gli 85 dBA (Tratto da Bjorkman e Rylander, 1993)

L'utilità di tali risultati è proprio quella di permettere l'individuazione di una soglia del fattore perturbante (rumore) definita in termini di numero massimo degli eventi più rumorosi e non già di livello energetico medio (Leq), che non avrebbe consentito un dettaglio così evidente.

Va inoltre sottolineata anche l'importanza della presenza di componenti a bassa frequenza e di vibrazioni [Goldstein, 1994; Paulsen & Kastka, 1995; Öhrström, 1997, Berglund et al., 1996] o di componenti impulsive [Buchta, 1996; Vos, 1996; Smoorenburg, 1998], in quanto in tutti questi casi sono state rilevate reazioni più decise all'esposizione a rumore (WHO, 1999). Il rumore a bassa frequenza, in particolare, è piuttosto comune come rumore di fondo negli ambienti urbani e come emissione specifica di molte sorgenti sonore (aerei, autoveicoli, macchine industriali, turbine, compressori, impianti di ventilazione e impianti di condizionamento); le componenti in bassa frequenza risultano particolarmente insidiose anche per la notevole capacità di propagazione e la ridotta efficacia di schermi e pareti nell'attenuazione di tali componenti rispetto ad altre [Berglund, Hassmén & Job, 1994]. Il rumore con componenti a bassa frequenza contribuisce ad aumentare il grado di *annoyance* per diversi motivi [Lindberg & Backteman, 1988]: ad esempio intense componenti a bassa frequenza prodotte dagli aerei possono mettere in vibrazione porte, finestre ed altri oggetti che divengono sorgenti sonore secondarie, addirittura più fastidiose della sorgente primaria di rumore (Berglund & Lindvall, 1995).

Il problema del descrittore acustico da utilizzare è tornato oggi di attualità nell'ambito dell'attività dei Gruppi di Lavoro CE (Working Group) per la futura direttiva europea, ed in particolare modo nel lavoro del WG 2 "Dose-Effect". Gli esperti del WG 2 si interrogano sulla validità del solo parametro energetico per la descrizione dell'impatto del rumore sulle popolazioni e non è escluso che indichino all'UE di consentire agli Stati Membri, in tutti quei casi che presentano peculiarità specifiche, l'adozione di valori limite associati anche a descrittori diversi dal Leq, parametro che, come detto, risulterà alla base del descrittore ufficialmente adottato dalla normativa europea.

Sulla base dei dati disponibili, si può concludere che rumori esterni caratterizzati da Leq diurni inferiori a 50 dBA non sono in grado di provocare seri effetti di *annoyance* nella popolazione. Per proteggere la maggioranza della popolazione dall'essere *fortemente* disturbata, il livello diurno di un rumore continuo e stazionario non dovrebbe superare nelle aree esterne (terrazzi, balconi, ecc.) i 55 dBA di Leq; al di sotto dei 50 dBA si protegge la maggioranza della popolazione dall'essere *moderatamente* disturbata. Durante il periodo serale e notturno i livelli Leq dovrebbero mantenersi 5-10 dBA al di sotto dei corrispondenti valori diurni (Berglund & Lindvall, 1995). Per rumore con componenti a bassa frequenza, sono suggeriti valori di riferimento anche inferiori a quelli suddetti, mentre per rumori intermittenti viene evidenziata la necessità di prendere in considerazione il livello massimo di pressione sonora ed il numero di eventi (WHO, 1999).

BIBLIOGRAFIA PRINCIPALE

- Berglund B., Lindvall T., (eds.), *Community Noise*, Document prepared for the World Health Organization, Archives of the Center for Sensory Research, Stockholm University and Karolinska Institute, Vol. 2, N.1, 1995.
- Bertoni D., Franchini A., Lambert J., Magnoni M., Tartoni P.L., Vallet M., *Gli effetti del rumore dei sistemi di trasporto sulla popolazione*, Pitagora ed., 1994.
- Franchini A., Callegari A., Barchi A., *Impatto del rumore da traffico stradale sulla popolazione: effetti e reazioni*, in *Atti Convegno nazionale "Traffico e Ambiente"*, Trento febbraio 2000.

- Lambert J., EU's Future Noise Policy, WG2 – Dose/Effect, Contribution to the Position Paper, Effects on residential behaviour, first draft, May 2000. (Documento interno di lavoro del WG2).
- Miedema H. M., Vos H., Exposure-response relationships for transportation noise, *J. Acoust. Soc. Am.* 104, 1998.
- World Health Organization, Berglund B., Lindvall T., Schwela D.H., (eds.), *Guidelines for Community Noise*, 1999.

ULTERIORI RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Barchi A., Bertoni D., Soglie di disturbo delle immissioni sonore nell'ambiente abitativo, Atti XXVII Conv. Naz. AIA, Genova 26-28 maggio 1999.
- Baughan C.J., Huddard L., Effects of traffic noise changes on residents' nuisance ratings. Proceedings "Noise as a Public Health Problem", Nice, July 1993.
- Berglund B., Hassmén P., Job R.F.S., Sources and effects of low-frequency noise. *Journal of the Acoustical Society of America*, 99: 2985-3002, 1996.
- Biava P.M., Duca G., Maistrello M., Gualdi R., Maianrdi P.A., Mussin M., Confalonieri A., Indagine trasversale sui disturbi correlati al rumore nella popolazione residente nei comuni limitrofi all'aeroporto di Linate in confronto con un gruppo di controllo, Milano 1996-1997.
- Bjorkman M., Rylander R., The relation between different noise descriptors for road traffic noise and the extent of annoyance, Proceedings "Noise as a Public Health Problem", Nice, July 1993 .
- Bradley, J.S. Determining acceptable limits for aviation noise. In F.A. Hill and R. Lawrence (eds.) *Inter Noise 96, Noise Control – The Next 25 Years*, Book 5, pp. 2541-46. Institute of Acoustics, St. Albans, UK, 1996.
- Buchta, E. A field study on annoyance caused by shooting noise – Determination of the penalty for various weapon calibers. In F.A. Hill and R. Lawrence (eds.) *Inter Noise 96, Noise Control – The Next 25 Years*, Book 5, pp. 2495-2500. Institute of Acoustics, St. Albans, UK, 1996.
- Bullen, R.B., & Hede, A.J. Comparison of the effectiveness of measures of aircraft noise exposure by using social survey data. *Journal of Sound and Vibration*, 108:227-245 , 1986.
- Bullen, R.B., Hede, A.J., & Job, R.F.S. Community reaction to noise from an artillery range. *Noise Control Engineering Journal*, 37:115-128 , 1991.
- European Commission Green Paper, Future Noise Policy, Brussels November 1996.
- Fidell S., Barber D. S., Shultz Th.J., Updating a dosage-effect relationship for the prevalence of annoyance due to general transportation noise, *J. Acoust. Soc. Am.* 89, 1991.
- Fields J.M., A review of an updated synthesis of noise/annoyance relationships, *NASA Report 194950*, Georgia Institute of Technology, Atlanta, GA, 1994.
- Fields J.M., de Jong R.G., Brown A.L., Flindell I.H., Gjestland T., Job R.F.S., Kurra S., Lercher P., Schuemer-Kors A., Vallet M., Yano M., Guidelines for reporting core information from community noise reactions surveys. *Journal of Sound and Vibration*, 206: 685-695, 1997.
- Fields J.M., de Jong R.G., Flindell I.H., Gjestland T., Job R.F.S., Kurra S., Schuemer-Kors A., Lercher P., Vallet M., Yano M., Recommendation for shared annoyance questions in noise annoyance surveys. In N.L. Carter and R.F.S. Job

- (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol.1, pp.481-86. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia, 1998.
- Fields, J.M. A quantitative summary of non-acoustical variables' effects on reactions to environmental noise. In: *Noise Con 90*, pp. 303-308. Noise Control Foundation, Poughkeepsie, NY, USA, 1990.
 - Fields, J.M. An updated catalog of 318 social surveys of residents' reactions to environmental noise , 1943-1989. Hampton, USA: National Aeronautics and Space Administration, Langley Research Center, NASA Contractor Report CR-187553 , 1991.
 - Fields, J.M. Effects of personal and situational variables on noise annoyance in residential areas. *Journal of the Acoustical Society of America*, 93, 2753-2763 , 1993b.
 - Finegold L., Harris C.S., Von Gierke H.E., Community annoyance and sleep disturbance: updated criteria for assessing the impacts of general transportation noise on people, *Noise Control Engineering Journal*, Vol. 42 n.1, Jan-Feb 1994.
 - Franchini A., Magnoni M., L'importanza dei risultati delle inchieste socioacustiche, *Atti della Conferenza Internazionale sul Rumore Ambientale*, Roma, giugno 1997.
 - Griefahn B., Models to determine critical loads for nocturnal noise, Proceedings "Noise as a Public Health Problem", Nice, July 1993.
 - Guski, R. *Lärm-Wirkungen unerwünschter Geräusche*. Bern: Huber , 1987. (in German)
 - Job R.F.S., Community response to noise: a review of factors influencing the relationships between noise exposure and reaction, *J. Acoust. Soc. Am.* March 1988.
 - Job, R.F.S. Community response to noise: A review of factors influencing the relationship between noise exposure and reaction. *Journal of the Acoustical Society of America*, 83:991-1001 , 1988a.
 - Job, R.F.S. Psychological factors of community reaction to noise. In M. Vallet (ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Arcueil Cedex, France: INRETS, Vol. 3, pp. 48-59 , 1993.
 - Job, R.F.S., & Hede, A.J. Community reaction to noise from power stations. In G.C. Maling, Jr. (ed.), *Inter-Noise 89*. New York, NY: Noise Control Foundation, pp. 865-868 , 1989.
 - Job, R.F.S., Bullen, R.B., & Burgess, D.H. Noise induced reaction in a work community adjacent to aircraft runways: The Royal Australian Airforce. In A. Lawrence (ed.), *Inter-Noise '91: The Cost of Noise*. Poughkeepsie, NY: Noise Control Foundation, pp. 895-898 , 1991.
 - Jones, D.M. Performance effects. In D.M. Jones & A.J. Chapman (eds.), *Noise and Society*. Chichester, UK: Wiley, pp. 155-184 , 1984.
 - Jones, D.M., & Chapman, A.J. (eds.). *Noise and Society*. Chichester, UK: Wiley , 1984.
 - Kryter K. D., Community annoyance from aircraft and ground vehicle noise, *J. Acoust. Soc. Am.* 72, 1982.
 - Lambert J., Champelovier P., Vernet I., Annequin C., Baez D., Impact du bruit sur les riverains du TGV Atlantique, *Rapport INRETS n. 196*, 1995.
 - Lambert J., Champelovier P., Vernet I., Annoyance from high speed train noise: a social survey, *Journal of Sound and Vibration*, 193 (1), 21-28, 1996.
 - Lambert J., Simonnet F., Vallet M., Patterns of behaviour in dwellings exposed to road traffic noise. *Journal of Sound and Vibration*, 92 (2), 159-172, 1984.

- Langdon, F.J. Some residual problems in noise nuisance: a brief review. In H.S. Koelega (ed.), *Environmental Annoyance: Characterization, Measurement, and Control*. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier, pp. 321-331 , 1987.
- Lara Sáenz, A., & Stephens, R.W.B. (eds.). *Noise Pollution*. Chichester: Wiley , 1986.
- Lindvall, T., & Radford, E.P. (eds.). Measurement of annoyance due to exposure to environmental factors. *Environmental Research*, 6:1-36 , 1973.
- Masoero M. et al., Social/acoustic investigations into motorways and their noise pollution (ISAIA Project), Final report, Politecnico di Torino, 1998.
- Miedema H.M., Oudshoorn C.G.M., Elements for a position paper on relationships between transportation noise and annoyance, *TNO Prevention and Health, TNO report PG/VGZ/00.052*, 2000
- Miedema H.M., Response functions for environmental noise in residential areas, Publicaion series Disturbance, Ministry of Housing, nr.1/1993.
- Miedema H.M., Vos H., Demographic and attitudinal factors that modify annoyance from transportation noise, *J. Acoust. Soc. Am.* 105, 1999.
- Miller, J.D. General psychological and sociological effects of noise. In E.C. Carterette & M.P. Friedman (eds.), *Handbook of Perception. Vol. VI: Hearing*. New York: Academic Press, pp. 641-676 , 1978.
- Öhrström E., Effects of exposure to railway noise – A comparison between areas with and without vibration. *Journal of Sound and Vibration* 205:555-560, 1997.
- Öhrström E., Effects of low levels from road traffic noise during night – a laboratory study on number of events maximum noise levels and noise sensitivity, Proceedings “*Noise as a Public Health Problem*”, Nice, July 1993.
- Ollerhead J.B., Jones C.J., Aircraft noise and sleep disturbance: a U.K. field study, Proceedings “*Noise as a Public Health Problem*”, Nice, July 1993.
- Paulsen R., Kastka J., Effects of combined noise and vibration on annoyance. *Journal of Sound and Vibration*, 181: 295-314, 1995.
- Rohrmann B., The influence of noise on housing decisions. In A. Schick, J. Hellbruck & E. Weber (eds), *Contribution to Psychological Acoustics (V)*. Oldenburg, Germany, 1991.
- Schultz T.H.J., Synthesis of social surveys on noise annoyance, *J. Acoust. Soc. Am.* 64, 1978
- Smoorenburg G.F., Effects of impulse noise on man. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) “*Noise as a Public Health Problem*”, (Noise Effects '98), Vol.1, pp. 1-10, Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia, 1998.
- Suter A. H., Noise Sources and Effects – A New Look, *Sound and Vibration*, January 1992.
- Vallet M., Caractéristiques et indicateurs de la gene due au bruit des avions, *Synthèse INRETS n. 29*, 1996.
- Vos J., Annoyance caused by impulse sounds produced by small, medium-large, and large firearms. In F.A. Hill and R. Lawrence (eds.) *Inter Noise 96, Noise Control – The Next 25 Years*, Book 5, pp. 2231-36. Institute of Acoustics, St. Albans, UK, 1996.

6. EFFETTI DI DISTURBO DEL SONNO

Numerose sono state le ricerche sul disturbo del sonno causato dal rumore [ad es. Griefahn, Jansen & Klosterkötter, 1976; Vallet, 1987; Öhrström, 1993a]. Dai dati che sono emersi, ad esempio, dalle indagini socioacustiche, si è osservato che il disturbo del sonno è considerato uno dei più importanti effetti del rumore ambientale [Alexandre, 1974; Lambert & Vallet, 1994]. Non bisogna però dimenticare che relativamente numerose sono le persone che soffrono di disturbi del sonno non legati al rumore (dal 14 al 20% della popolazione secondo gli studi di Griefahn e Langdon) (Berglund & Lindvall, 1995); è stato inoltre stimato che l'80-90% dei casi riportati di disturbo del sonno in ambienti rumorosi sono legati anche a cause diverse dal rumore proveniente dall'esterno, quali ad esempio le condizioni climatiche (WHO, 1999).

Nell'ambito della ricerca si identificano essenzialmente due tipi di approcci: il primo, indiretto, è di tipo epidemiologico e quantifica l'impatto del rumore attraverso il consumo di farmaci e le patologie legate ai disturbi del sonno; il secondo, di tipo fisiologico, è basato sulla registrazione del sonno e sulle modificazioni oggettive legate all'ambiente sonoro. In questi studi la considerazione della durata dell'esposizione al rumore è fondamentale, poiché permette, per gli studi e le indagini sociologiche e/o epidemiologiche, di valutare l'adattamento soggettivo e fisiologico delle persone esposte al rumore durante il sonno, cioè gli adattamenti comportamentali (ad es.: chiusura delle finestre), le modificazioni dell'ambiente abitativo (isolamento delle facciate, cambiamenti nella disposizione delle stanze) e l'assuefazione fisiologica (Bertoni, Franchini et al., 1994).

Il disturbo del sonno dovuto al rumore, continuo o intermittente, è stato dimostrato sia con metodi di tipo elettrofisiologico che comportamentale e risulta correlato all'intensità del rumore, poiché quanto più intenso è il rumore di fondo, tanto maggiore è il suo effetto disturbante sul sonno; effetti misurabili si hanno a partire da 30 dBA di Leq (Berglund & Lindvall, 1995). L'esposizione al rumore provoca disturbi del sonno in termini di difficoltà ad addormentarsi, alterazioni della profondità o della struttura del sonno (in particolare una riduzione del sonno REM, Rapid Eye Movements) e risvegli [ad es. Griefahn 1989, 1990; Eberhardt, 1987]. A questi effetti ci si riferisce come ad effetti primari di disturbo del sonno. Registros del sonno si possono ottenere misurando l'attività elettrica del cervello (elettroencefalogramma, EEG), insieme con l'attività elettrica a livello oculare (EOG) e nei muscoli (EMG). Altri effetti fisiologici primari indotti dall'esposizione a rumore durante il sonno sono le reazioni di tipo vegetativo, quali aumento della pressione sanguigna [Muzet & Ehrhart, 1980], aumento del ritmo cardiaco [Öhrström, 1989], vasocostrizione, cambiamenti nella respirazione e aritmia cardiaca [Carter & Hunyor, 1991], movimenti del corpo [Muzet, Naitoh, L.C. Johnson & Townsend, 1974]. Per ognuno di tali effetti fisiologici, sia la soglia di rumore, sia la relazione dose-risposta possono essere differenti (WHO, 1999), anche in riferimento alla diversa informazione contenuta nel rumore [Edworthy, 1998].

Inoltre l'esposizione notturna al rumore può indurre effetti cosiddetti secondari (*after effects*), cioè effetti che si manifestano nel mattino o nel giorno successivo all'esposizione, quali percezione di una peggiore qualità del sonno, aumento dell'affaticamento, mal di testa, tristezza, diminuzione del benessere e peggioramento delle prestazioni [Öhrström, 1982, 1993a; Passchier-Veermer, 1993; Carter, 1996; Pearsons et al. 1995; Pearsons, 1998]. Sono stati altresì correlati all'esposizione al rumore durante la notte gli effetti a lungo termine sul benessere psicosociale [Öhrström, 1989] ed è stato verificato che l'*annoyance* durante la notte influenza il livello totale di *annoyance* quotidiano [Lambert, Simonnet & Vallet, 1984] (Berglund & Lindvall, 1995; WHO, 1999).

Emerge inoltre l'importanza di considerare l'esposizione complessiva sulle 24 ore: la durata della fase REM sembra infatti ridursi proporzionalmente alla dose di rumore ricevuta globalmente nella giornata precedente. Ciò sta a significare che esiste un effetto di somma fra il rumore cui si è esposti durante il periodo diurno e quello del periodo notturno, che coinvolge specifiche funzioni cardiovascolari, che a loro volta ostacolerebbero i meccanismi di autoregolazione dell'organismo [Vallet, 2000].

Per valutare la qualità del sonno esistono differenti metodologie (Bertoni, Franchini et al., 1994):

- le inchieste socioacustiche effettuate attraverso questionari (in particolare riferimento alle persone residenti in prossimità di strade, aeroporti, ecc.);
- le registrazioni durante il sonno che, oltre al rilevamento dei movimenti del corpo, prevedono un'analisi della reattività a differenti livelli: elettroencefalografico, cardiovascolare, respiratorio, ecc.;
- i questionari relativi al sonno proposti ai soggetti il mattino successivo ad un'esposizione notturna al rumore, che sono utilizzati soprattutto in laboratorio dove l'ambiente sonoro è controllato;
- le prove di *performance* e di vigilanza cui sottoporre i soggetti il mattino successivo ad un'esposizione notturna al rumore.

Lo sviluppo di tecniche di registrazione, che possono essere utilizzate presso l'abitazione dei soggetti coinvolti negli studi, ha permesso di valutare le differenze fra questo tipo di registrazione e quella condotta in laboratorio. Il vantaggio principale di quest'ultima è il totale controllo delle condizioni di esposizione al rumore e di tutte le altre condizioni ambientali. Le ricerche "in situ" invece hanno il vantaggio di osservare il soggetto nelle sue condizioni abituali e sottoposto al rumore reale, non a quello riprodotto in laboratorio. Tali ricerche rendono possibile lo studio delle esposizioni croniche al rumore. Coates e Roseking (1979) e Labiale e Vallet (1984) hanno effettuato analisi comparative delle due tipologie di registrazioni del sonno dalle quali, benché ci sia una sostanziale concordanza delle principali caratteristiche del sonno, emerge che la latenza dell'addormentamento e la durata dello stadio 2 e del sonno REM sono maggiori in situ che non in laboratorio; inoltre, ad eccezione della valutazione soggettiva del tempo di addormentamento (stimato più correttamente in situ), l'apprezzamento soggettivo della qualità del sonno risulta identico (Bertoni, Franchini et al., 1994).

La maggior parte delle recenti ricerche in campo sul disturbo del sonno sono state condotte relativamente al rumore dovuto al traffico aereo [Fidell et al., 1994, 1995 a, 1995 b, 1998; Horne et al., 1994; Maschke et al., 1995; Ollerhead et al., 1992]; altri studi in campo [Griefahn et al., 1996, 1998] hanno considerato gli effetti del traffico stradale e ferroviario (WHO, 1999).

L'analisi dei dati provenienti dagli studi in campo ed in laboratorio ha fatto nascere l'ipotesi che esista una relazione fra il SEL per un singolo evento rumoroso e la percentuale di persone che si svegliano o che mostrano cambiamenti negli stadi del sonno [ad es.: Ollerhead et al., 1992, Passchier-Veermer, 1993, Finegold et al., 1994; Pearsons et al., 1995], anche se i risultati sono stati oggetto di critiche per l'impostazione metodologica adottata [ad es.: Vallet, 1998]. Ciò che emerge con maggior forza è la chiara distinzione, nelle curve dose-risposta, fra gli studi in laboratorio e quelli condotti sul campo; in particolare, il rumore risulta avere un effetto meno pronunciato nelle condizioni reali di vita che in laboratorio [Pearsons et al., 1995; Pearsons, 1998] (WHO, 1999).

I risultati dei questionari compilati dai soggetti esposti a rumore hanno permesso di evidenziare l'influenza del rumore sulla percezione della qualità del sonno: da un recente studio giapponese [Kageyama et al., 1997] è emersa, infatti, una significativa correlazione fra i volumi medi di traffico notturni e quattro indicatori della qualità del sonno percepita dai soggetti (difficoltà ad addormentarsi, risvegli durante il sonno, risveglio mattutino precoce, sensazione di insonnia per uno o più giorni della settimana) (WHO, 1999).

Effetti del rumore sul tempo di addormentamento

La difficoltà ad addormentarsi può manifestarsi nelle persone esposte al rumore in modi differenti: può infatti riguardare la necessità di assumere farmaci e di utilizzare inserti auricolari e soprattutto il tempo necessario ad addormentarsi; quest'ultimo aspetto è considerato particolarmente rilevante. Un tempo prolungato di addormentamento si riscontra in soggetti adulti, tanto "sensibili" quanto "non sensibili", a livelli L_{max} di 50 e 60 dBA, prodotti dal traffico stradale [Öhrström & Rylander, 1990]. Inoltre è stata riscontrata una riduzione del tempo necessario ad addormentarsi in bambini che dormivano in una stanza più tranquilla [Eberhardt, 1987] ed in adulti che dormivano con le finestre chiuse piuttosto che aperte [Griefahn & Gros, 1983]. Un parametro importante risulta essere anche il numero di eventi nell'unità di tempo piuttosto che il livello assoluto di rumore, in quanto gli effetti sono risultati simili per rumore da traffico stradale di 45, 50 e 60 dBA [Öhrström & Rylander, 1990; Öhrström 1991] (Berglund & Lindvall, 1995).

Effetti del rumore durante il sonno

Risvegli

Esistono più metodi per rilevare i risvegli, quali ad esempio la richiesta ai partecipanti agli studi di rispondere ad un questionario, oppure di premere un tasto apposito ad ogni risveglio, così come misure EEG dei risvegli. Per quanto concerne gli effetti di risveglio, si è osservata una certa assuefazione: la frequenza dei risvegli diminuisce infatti all'aumentare del numero di notti di esposizione [Griefahn & Jansen, 1978]; esperimenti condotti in laboratorio hanno evidenziato, anche nel corso della stessa notte, una diminuzione della frequenza dei risvegli all'aumentare delle esposizioni a rumore (WHO, 1999). Un confronto fra studi in situ (esposizione prolungata per parecchi anni) e studi di laboratorio ha evidenziato che, per intensi livelli di picco (a partire da 90 dB), le frequenze dei risvegli sono considerevolmente più elevate in laboratorio, ma decrescono rapidamente con il prolungarsi dell'esposizione [Vallet, Gagneux & Simonnet, 1980].

Per quanto attiene agli studi sul campo, infatti, almeno sull'aspetto specifico del risveglio causato dal rumore, i risultati sembrerebbero evidenziare una condizione di gran lunga meno accentuata del fenomeno. Da un lavoro di Pearsons, (Figura n. 6.1) che riguarda il confronto fra gli effetti sul sonno osservati per il rumore aeroportuale in laboratorio e sul campo, emerge, come già sottolineato, un'ampia differenza di reazione (percentuale di risveglio in laboratorio molto maggiore rispetto alla condizione domestica) a parità di livello sonoro di esposizione [in Ollerhead & Jones, 1993]. Queste differenze costituiscono uno dei motivi di forte perplessità di cui attualmente si sta discutendo a livello europeo (Franchini, Callegari, Barchi, 2000).

Un fattore rilevante in relazione ai risvegli sembra essere l'età delle persone, con un'aumentata probabilità di risveglio per le persone più anziane, anche se uno studio [Reyner & Horne, 1995] ha invece indicato che i risvegli sono indipendenti dall'età dei soggetti esposti (WHO, 1999).

Gli studi suggeriscono che, a determinare la probabilità della reazione, sia la presenza di livelli di pressione sonora che si discostano dal fondo piuttosto che il livello assoluto del rumore [Vallet, Gagneux & Simonnet, 1980] (Berglund & Lindvall, 1995).

Dal lavoro di sintesi sull'argomento condotto da Griefahn nel 1993 si possono trarre una serie di curve, attraverso le quali è possibile stabilire quale sia la relazione tra la probabilità di risveglio per il 10, 20 e 50% degli esposti ed il numero degli eventi sonori caratterizzati da differenti livelli massimi in dBA (Figura n. 6.2). Si osserva, ad esempio, che bastano tre eventi notturni con livello massimo di 70 dBA per far sì che un 50% di persone esposte possa risvegliarsi; a livelli massimi intorno a 50 dBA, invece, la stessa probabilità si osserva con un numero di 6-7 eventi per notte [Griefahn, 1993] (Franchini, Callegari, Barchi, 2000).

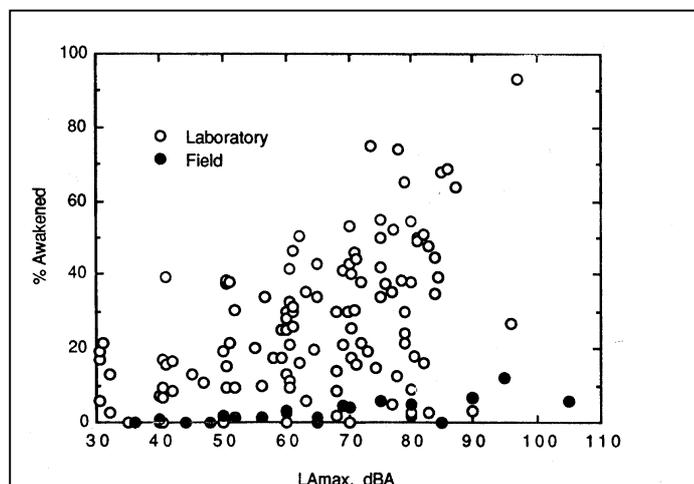


Figura n. 6.1: Percentuale di risvegli in relazione ai livelli massimi di rumore aereo: confronto fra dati di laboratorio e in situazioni reali (Tratto da Pearsons, in Ollerhead & Jones, 1993)

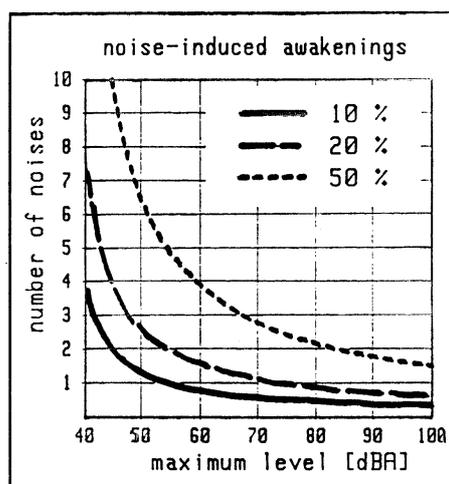


Figura n. 6.2: Probabilità di risveglio in relazione al numero di eventi sonori e al livello massimo di rumore (Tratto da Griefahn, 1993)

Sempre in termini di risvegli causati dal rumore, in uno studio di laboratorio condotto da Öhrström sul rumore da traffico notturno, l'Autore ha osservato come varia la percentuale di risvegli, nel campione dei soggetti sottoposti a *test*, in funzione del numero di eventi rumorosi (registrazioni di transiti di veicoli pesanti) e per classi di livello massimo associate agli eventi stessi (Figura n. 6.3) (Franchini, Callegari, Barchi, 2000).

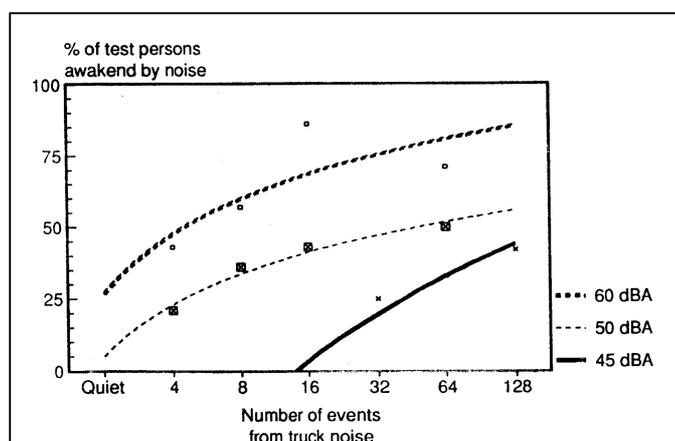


Figura n. 6.3: Percentuale di risvegli in laboratorio in funzione del numero di eventi sonori (transito di veicoli pesanti) e del livello sonoro massimo (Tratto da Öhrström, 1993)

I risultati indicano, ad esempio, che 16 eventi notturni caratterizzati da un livello massimo di 45 dBA danno luogo ad una percentuale di risvegli molto contenuta (intorno al 5%); quando invece a tal numero di eventi è associato un Lmax di 50 dBA la percentuale di risvegli sale al 40 % ed infine, con Lmax di 60 dBA, 16 eventi notturni determinano il risveglio nel 65-70% del campione [Öhrström, 1993].

Dallo studio socioacustico condotto a Modena all'inizio degli anni '90, è stata osservata la risposta soggettiva del campione (908 casi) alla domanda specifica sul disturbo del sonno originato dal rumore da traffico, relativamente alla possibilità che il rumore possa impedire di addormentarsi o che, addirittura, sia spesso causa di risveglio prematuro la mattina. I risultati mostrano come varia la percentuale di coloro che segnalano i due effetti citati, al variare del livello esterno di esposizione delle rispettive camere da letto: in particolare si evidenzia che sino a livelli esterni di 67 dBA in termini di DNL (Day-Night-Level), le percentuali di risposte affermative («...sì, il rumore impedisce di addormentarmi o mi risveglia spesso la mattina presto...») sono identiche. All'aumentare del livello esterno prevale sempre più decisamente l'effetto di risveglio anticipato rispetto a quello della difficoltà ad addormentarsi (Bertoni, Franchini et al., 1994).

Sono stati altresì rilevati in laboratorio cambiamenti della struttura del sonno verso un sonno più leggero, per livelli L_{max} superiori a 40 dBA per il rumore da traffico stradale, ferroviario ed aereo [Osada et al., 1968, 1969; Griefahn, 1986]. Attraverso l'uso di questionari, Öhrström e Rylander (1990) hanno evidenziato un aumentato numero di risvegli conseguenti all'esposizione a rumore intermittente a 50 e 60 dBA (Berglund & Lindvall, 1995).

Movimenti del corpo

Sono ritenuti un indicatore oggettivo del disturbo del sonno indotto dal rumore [Muzet et al., 1974] e sono spesso associati al numero di risvegli [Öhrström & Rylander, 1982], a mutamenti degli stadi del sonno ed alla profondità del sonno stesso [Dement & Kleitman, 1957]. La probabilità di rilevare movimenti del corpo indotti dal rumore aumenta all'aumentare del L_{Amax} [Öhrström, 1982; Eberhardt, 1987], così come accade per le reazioni di risvegli, almeno al di sopra di certi livelli sonori; non sono state rilevate, infatti, differenze nei movimenti del corpo per esposizioni a livelli di 45, 50 e 60 dBA di L_{Amax} [Öhrström & Rylander, 1990]. Non sembra si manifesti una sorta di abitudine o assuefazione rispetto al parametro L_{Amax} [Öhrström, 1989]; pare invece che tale fenomeno si verifichi in riferimento al numero di eventi rumorosi [Öhrström & Rylander, 1990] (Berglund & Lindvall, 1995).

Reazioni psicofisiologiche

Si è osservato, sia in studi di laboratorio sia in campo, che livelli di rumore prodotti dal traffico stradale con L_{max} superiori a 40 dBA provocano reazioni psicofisiologiche, in termini di effetti sul ritmo cardiaco e della respirazione [ad es.: Jurriens, Griefahn, Kumar, Vallet & Wilkinson, 1983; Vallet, Gagneux, Clairet, Laurens & Letisserand, 1983b; Vallet, Pichiaudi, Depitre, Tunguy & Francois, 1988]. Per tali reazioni difficilmente si verifica un'assuefazione nel corso della notte e fra le diverse notti. In contrasto con quanto accade per i risultati delle risposte EEG, i bambini manifestano una maggiore reattività dal punto di vista psicofisiologico rispetto agli adulti. Infine la differenza fra il livello di fondo ed il livello massimo di pressione sonora risulta significativa in riferimento a tali effetti più di quanto non lo sia il livello assoluto di pressione sonora (Berglund & Lindvall, 1995).

Cambiamenti nella distribuzione degli stadi del sonno

Fisiologicamente, il sonno è caratterizzato da livelli di profondità differenziati; in base alla classificazione internazionale si hanno quattro stadi di sonno ad onde lente,

(NREM), ed uno stadio ad onde più rapide (sonno REM, *Rapid Eye Movements*). L'architettura del sonno è delineata dalla successione degli stadi di sonno NREM (1÷4) e dalla periodica comparsa del sonno REM, con una maggiore concentrazione degli stadi 3 e 4 nella prima parte della notte ed una più marcata presenza dello stadio 2 e del sonno REM nella seconda parte. Il sonno può mantenere le sue funzioni ristoratrici solo finché vengono rispettate le sue regole organizzative fondamentali: un ambiente rumoroso determina una riduzione del sonno profondo (stadi 3 e 4) e del sonno REM, oltre che un incremento del tempo trascorso in veglia (Parrino & Terzano, 1998).

Gli effetti del rumore ambientale sulla distribuzione degli stadi del sonno sono stati investigati soprattutto per quel che riguarda il rumore da traffico stradale. Suzuki, Kawada, Sato, Naganuma, Ogawa & Aoki (1993) hanno concluso che l'alterazione del sonno REM è il più sensibile indicatore dell'esposizione al rumore e che, per avere una protezione sufficiente, il livello L_{max} deve risultare inferiore a 45 dBA (Berglund & Lindvall, 1995).

I vari studi sembrano convergere nell'evidenziare una diminuzione degli stadi 3 e 4 del sonno e del sonno REM, una riduzione della latenza di apparizione del primo episodio di sonno REM ed un aumento del tempo di veglia (tempo di addormentamento più lungo e maggior numero di risvegli nel corso della notte). L'aspetto sorprendente di queste modificazioni è che esse conducono ad una struttura del sonno simile a quella comunemente considerata caratteristica della maggioranza dei pazienti depressi (Bertoni, Franchini et al., 1994).

I quattro stadi di sonno NREM racchiudono al loro interno due tipi di tracciato EEG corrispondenti a due diverse modalità operative del cervello che dorme: CAP (*Cyclic Alternating Pattern*), che rappresenta una condizione di sonno instabile, e NCAP (*Non-Cyclic Alternating Pattern*), che rispecchia una fase di sonno quieto e stabile; l'incidenza totale di CAP e NCAP sul tempo totale di sonno varia entro limiti individuali ristretti ed è altresì dipendente dall'età. In condizioni fisiologiche, il valore medio di CAP *rate* (cioè il rapporto percentuale fra tempo totale di CAP e tempo totale di sonno NREM) è pari a 43.4% negli adolescenti, a 31.9% nei giovani adulti, a 55.3% negli anziani (> 60 anni) (Parrino & Terzano, 1998).

Anche quando l'esposizione al rumore non è in grado di provocare modificazioni rilevanti nei parametri tradizionali, si evidenzia una spiccata sensibilità del CAP *rate*, la variabile microstrutturale che misura l'instabilità della vigilanza durante il sonno. L'esposizione a livelli crescenti di rumore bianco continuo in notti successive (45, 55, 65, 75 dBA) determina una riduzione graduale del sonno profondo, in particolare dello stadio 4 e dello stadio REM, un'espansione progressiva del sonno leggero (stadi 1 e 2) ed un aumento della veglia notturna. A livello di microstruttura del sonno, i livelli crescenti di perturbazione acustica determinano un incremento progressivo del CAP *rate*, che assume una distribuzione lineare in rapporto all'intensità del disturbo e risulta proporzionale alla degradazione della qualità del sonno come emerge dai parametri polisonnografici classici. L'analisi disaggregata del CAP *rate* mostra che lo stadio 4 appare la condizione più sensibile, mentre lo stadio 2 manifesta una maggiore inerzia alle perturbazioni. Inoltre, per effetto del rumore, una porzione di stadio 3 viene convertita in stadio 2 e questa perdita è integrata da un parziale riassorbimento dello stadio 4; attraverso questi spostamenti si realizza la progressiva demolizione dell'architettura del sonno dagli stadi NREM più profondi a quelli più leggeri (Parrino & Terzano, 1998).

Si evidenzia quindi che le molteplici interazioni che investono il cervello che dorme si ripercuotono a livello di microstruttura, prima di indurre variazioni significative a carico delle componenti macrostrutturali. Il *CAP rate* costituisce una misura oggettiva correlata con l'apprezzamento della qualità soggettiva del sonno; per la sua estrema sensibilità agli stimoli esogeni, il *CAP rate* aumenta in tutte le condizioni di sonno perturbato ed è pertanto una misura dello *stress* durante il sonno (Parrino & Terzano, 1998).

Effetti secondari dovuti all'esposizione a rumore durante il periodo notturno

Questi effetti, che consistono in modificazioni dell'apprezzamento soggettivo della qualità del sonno, affaticamento, alterazione e peggioramento delle *performance* psicomotorie del soggetto, cambiamenti di umore, ecc., sono stati valutati sia attraverso studi di laboratorio, sia sul campo.

Alcuni fra gli studi più interessanti sono, ad esempio, quelli di: Jurriens et al., 1983; Lukas, 1975 e 1977; Öhrström, 1982, 1989 e 1993a; Öhrström, Bjorkman & Rylander, 1990; Öhrström & Rylander, 1990; Öhrström & Bjorkman, 1988; Passchier-Vermeer, 1993; Carter, 1996; Pearsons et al., 1995; Pearsons, 1998.

Anche relativamente a questo tipo di effetti, non è stato finora dimostrato che gli individui sviluppino una certa abitudine all'esposizione a rumore, vale a dire che si manifesti una sorta di assuefazione [Öhrström & Bjorkman, 1988] (WHO, 1999).

Effetti a lungo termine derivanti dal disturbo del sonno provocato dal rumore

Anche dopo anni di esposizione al rumore non sembra verificarsi una completa abitudine o assuefazione: riducendo i livelli di rumore all'interno degli ambienti si è riscontrato infatti un aumento della quantità di sonno REM e/o del sonno ad onde lente [Vallet, 1979; Vallet e al, 1983a, 1983b; Eberhardt & Akselsson, 1987, Griefahn & Gros, 1986]. Nessuna assuefazione è stata dimostrata per le reazioni di tipo fisiologico quali il ritmo cardiaco [Muzet & Ehrhart, 1980] ed i movimenti del corpo [Öhrström, 1993b] (Berglund & Lindvall, 1995).

Alcuni risultati indicano un deterioramento permanente della struttura del sonno [Vallet, 1979; Vallet e al, 1983a, 1983b; Eberhardt, 1982; Eberhardt & Akselsson, 1987, Griefahn & Gros, 1986; Eberhardt, Strale & Berlin, 1987]. C'è altresì qualche evidenza di effetti a lungo termine, dovuti al disturbo del sonno provocato dal rumore, sullo stato di salute psicosociale e sul benessere [Öhrström, 1991]. Persone esposte a livelli di rumore esterno superiore a 70 dBA di Leq, riferiscono una maggiore difficoltà ad addormentarsi, un più diffuso utilizzo di farmaci (pillole per dormire) e di inserti, se confrontate con persone che vivono in un'area acusticamente più tranquilla (Berglund & Lindvall, 1995).

Fattori che determinano un'influenza sul disturbo del sonno

È ancora piuttosto controversa l'influenza dell'età e del sesso del soggetto esposto a rumore nel determinare il disturbo sul sonno: alcuni studi indicano infatti che il sonno dei bambini e delle persone giovani è meno disturbato dal rumore rispetto alle persone anziane o di media età [Dobbs, 1972, von Gierke & C.W. Nixon, 1972]. Altri studi sembrano evidenziare che bambini di 4-6 anni appaiono disturbati da risvegli improvvisi durante lo stadio 4 del sonno (Berglund & Lindvall, 1995).

I soggetti giovani (21-27 anni), collocati in un ambiente più tranquillo, presentano una riduzione del tempo di addormentamento ed un aumento del sonno lento profondo (stadi

3 e 4); al contrario le persone più anziane (63-73 anni) manifestano un aumento del sonno REM. Queste differenze sono legate anche alle differenze fisiologiche del sonno in funzione dell'età: infatti i soggetti giovani hanno una maggiore quota di sonno lento e profondo, che invece risulta estremamente ridotto o assente nelle persone anziane (Bertoni, Franchini et al., 1994).

Secondo certi dati le donne sembrano risultare più sensibili degli uomini al rumore [Steinicke, 1957; Wilson & Zung, 1966; Lukas, 1972]. Particolarmente sensibili al disturbo del sonno provocato dal rumore sembrano essere le persone molto stressate o molto ansiose, gli anziani, i turnisti, le persone che soffrono di disturbi del sonno ed in generale le persone particolarmente vulnerabili, in quanto affette da disturbi di tipo fisico o mentale. Tuttavia le conoscenze riguardo alle differenze soggettive sono ancora limitate. Le persone anziane vengono risvegliate dal rumore più della media della popolazione [Eberhardt, 1982], ma l'impatto sul ritmo cardiaco sembra essere più pronunciato nei bambini (Berglund & Lindvall, 1995).

Caratteristiche dell'esposizione a rumore e disturbo del sonno

Esiste un generale consenso che per escludere effetti di disturbo sul sonno il livello L_{eq} di un rumore continuo all'interno degli ambienti non dovrebbe superare i 30 dBA; in particolare al fine di evitare effetti negativi sul sonno REM, il livello di pressione sonora all'interno delle abitazioni non dovrebbe superare i 30-35 dBA di L_{eq} . Per alcune tipologie di rumori, ad esempio i rumori a bassa frequenza, si possono avere effetti di disturbo anche a livelli inferiori. La distribuzione degli stadi del sonno inizia ad essere modificata a partire da livelli di 40 dBA [Osada e al, 1968, 1969; Griefahn, 1986; Eberhardt, 1987]. Si è evidenziato che rumori continui incidono principalmente sul sonno REM, mentre rumori intermittenti disturbano, oltre al sonno REM, anche gli stadi 3 e 4 del sonno [Eberhardt, 1987] (Berglund & Lindvall, 1995).

In caso di rumori fluttuanti, il livello massimo risulta meglio correlato agli effetti di disturbo del sonno. Per esposizioni isolate a livelli L_{max} pari a 45 dBA sono stati evidenziati effetti di risveglio, cambiamenti nella profondità del sonno, ecc. [Eberhardt, Strale & Berlin, 1987; Öhrström, 1983]; un aumento del numero di esposizioni aumenta il rischio di effetti negativi sul sonno. Per un buon sonno si ritiene che livelli sonori L_{max} intorno a 45 dBA, all'interno, non debbano manifestarsi più di 10-15 volte per notte [Vallet e Vernet, 1991]. Valori anche inferiori sarebbero auspicabili al fine di proteggere gli individui maggiormente sensibili (Berglund & Lindvall, 1995; WHO, 1999).

La maggioranza degli studi ha mostrato un aumento nella percentuale dei risvegli a valori di SEL di 55-60 dBA [Passchier-Veermer, 1993; Finegold et al., 1994; Pearsons et al., 1995]: ancora una volta, emerge l'importanza, al fine di definire limiti per l'esposizione, di tenere nella giusta considerazione il carattere intermittente del rumore, attraverso l'uso di opportuni parametri acustici, come la differenza fra il livello L_{Amax} ed il rumore di fondo, il numero di eventi, nonché l'intervallo temporale che intercorre fra essi (WHO, 1999).

Particolare attenzione va posta alle sorgenti di rumore in ambienti caratterizzati da un basso livello di fondo, agli ambienti in cui si ha esposizione combinata a rumore e vibrazioni ed alle sorgenti con componenti a bassa frequenza, nel qual caso si possono verificare effetti di disturbo anche con livelli di pressione sonora inferiori a 45 dBA di L_{max} o 30 dBA di L_{eq} [Vallet, Gagneux e Simonnet, 1978; Eberhardt, Strale & Berlin, 1987] (WHO, 1999).

L'OMS e la Commissione della CEE indicano un valore ottimale di 30 dBA di Leq notturno all'interno degli ambienti abitativi, con livelli massimi non eccedenti 45 dBA, quale garanzia di una buona qualità del sonno per soggetti normali. Per proteggere dal disturbo del sonno gli individui maggiormente sensibili, dovrebbero essere fissati valori anche inferiori, qualora il rumore di fondo sia particolarmente basso (WHO, 1999).

Molti studi di laboratorio ed in campo indicano peraltro che il parametro Leq risulta scarsamente associato al disturbo del sonno. Sono stati invece utilizzati indicatori del carattere intermittente del rumore, quali il numero di eventi che eccedono una determinata soglia e la differenza fra il livello massimo ed il livello di fondo [Eberhardt, 1982; Eberhardt & Akselsson, 1987; Öhrström, 1982]. Sono stati inoltre trattati e discussi un certo numero di altri differenti indicatori dell'esposizione [Vallet et al., 1983a, 1983b; Griefahn, 1990]: L1, LAmax, TNI, NPL.

Le misure di riduzione del disturbo del sonno nella prima parte della notte risultano maggiormente efficaci, poiché facilitano l'addormentamento; inoltre dovrebbe essere data priorità agli interventi volti alla riduzione del livello massimo di pressione sonora degli eventi rumorosi e del loro numero [Griefahn, 1990], prima di concentrare l'attenzione sulla riduzione del livello continuo equivalente (Berglund & Lindvall, 1995).

BIBLIOGRAFIA PRINCIPALE

- Berglund B., Lindvall T., (eds.), *Community Noise*, Document prepared for the World Health Organization, Archives of the Center for Sensory Research, Stockholm University and Karolinska Institute, Vol. 2, N.1, 1995.
- Bertoni D., Franchini A., Lambert J., Magnoni M., Tartoni P.L., Vallet M., *Gli effetti del rumore dei sistemi di trasporto sulla popolazione*, Pitagora ed., 1994.
- Franchini A., Callegari A., Barchi A., *Impatto del rumore da traffico stradale sulla popolazione: effetti e reazioni*, in *Atti Convegno nazionale "Traffico e Ambiente"*, Trento febbraio 2000.
- Parrino L., Terzano M.G., *Gli effetti del rumore sulla qualità del sonno*, in *Atti Convegno Acustica ambientale - Effetti sull'uomo e pianificazione del territorio*, Repubblica di S. Marino, maggio 1998.
- World Health Organization, Berglund B., Lindvall T., Schwela D.H., (eds.), *Guidelines for Community Noise*, 1999.

ULTERIORI RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Alexandre, A. Decision criteria based on spatio-temporal comparisons of surveys on aircraft noise. In W.D. Ward (ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Washington, DC, U.S. Environmental Protection Agency (EPA 550/9.73.008), pp. 619-627, 1974.
- Carter N.L., *Transportation noise, sleep, and possible after-effects*. *Environment International* 22. 105-116, 1996.
- Carter, N.L., & Hunyor, S.N. A field study of traffic noise and cardiac arrhythmia during sleep. In: *Technical Papers: 4th Western Pacific Regional Acoustics Conference*. Brisbane, Australia: Queensland Department of Environment and Heritage, pp. 165-172, 1991.
- Coates T., Roseking M.R., *Sleep recording in the laboratory and at home: a comparative analysis*, *Psychophysiology*, 16, 339-346, 1979)

- Dement, W., & Kleitman, N. Cyclic variations in EEG and their relation to eye movements, body mobility and dreaming. *Electroencephalography and Clinical Neurophysiology*, 9:673-689 , 1957.
- Dobbs, M.E. Behavioural responses to auditory stimulation during sleep. *Journal of Sound and Vibration*, 20:467-476 , 1972.
- Eberhardt, J.L. Disturbance by road traffic noise of the sleep of young and elderly males as recorded in the home. In W.P. Koella (ed.), *Sleep 1982: The 6th European Congress of Sleep Research*. Basel, Switzerland: Kaeger, pp. 298-300 , 1982.
- Eberhardt, J.L. *The Influence on Sleep of Noise and Vibrations Caused by Road Traffic*. Lund: University of Lund, Doctoral dissertation , 1987a.
- Eberhardt, J.L., & Akselsson, K.R. The disturbance by road traffic noise of the sleep of young male adults as recorded in the home. *Journal of Sound and Vibration*, 114:417-434 , 1987.
- Eberhardt, J.L., Stråle, L.-O., & Berlin, M.H. The influence of continuous and intermittent traffic noise on sleep. *Journal of Sound and Vibration*, 116:445-464 , 1987.
- Edworthy J., Warning people through noise. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol.1, pp.147-56. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia, 1998.
- Fidell S., Howe R., Tabachnick B.G., Pearsons K.S., Sneddon M.D., Noise-induced sleep disturbance in residences near two civil airports. *NASA Contractor report 198252*, NASA Langley Research Center, Hampton VA, USA, 1995b.
- Fidell S., Pearsons K., Howe R., et al., Noise-induced sleep disturbance in residential settings. *BNN Report 7932*. BNN Systems and Technologies Corporation, Canoga Park, California, USA, 1994.
- Fidell S., Pearsons K., Tabachnick b., Howe R., Silvati L., Barber D.S., Field study of noise-induced sleep disturbance. *Journal of the Acoustical Society of America* 98 (2 PART 1) 1025-1033, 1995a.
- Finegold L.S., Harris C.S., von Gierke H.E., Community annoyance and sleep disturbance: Updated criteria for assessing the impacts of general transportation noise on people. *Noise Control Engineering Journal*, 42: 25-30, 1994.
- Griefahn B., Deppa C., Mehnert P., Moog R., Moehler U., Schuemer R., What nighttimes are adequate to prevent noise effects on sleep? In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol.2, pp.445-450. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia, 1998.
- Griefahn B., Mehnert P., Moehler U., Schuemer-Kohrs A., Schuemer R., Design of a field study on the effects of railway noise and road traffic noise. In F.A. Hill and R. Lawrence (eds.) *InterNoise 96 . Noise Control – The next 25 Years*, Book 4, pp. 2183-88. Institute of Acoustics, St. Albans, UK, 1996.
- Griefahn B., Models to determine critical loads for nocturnal noise, Proceedings “*Noise as a Public Health Problem*”, Nice, July , 1993.
- Griefahn, B. A critical load for nocturnal high-density road traffic noise. *American Journal of Industrial Medicine*, 9:261-269 , 1986.
- Griefahn, B. Cardiac responses caused by shots of tanks during sleep. *Journal of Sound and Vibration*, 128:109-119 , 1989.
- Griefahn, B. Long-term exposure to noise. Aspects of adaptation, habituation and compensation. *Waking and Sleeping*, 1:383-386 , 1977.

- Griefahn, B. Präventivmedizinische Vorschläge für den Nächtlichen Schallschutz. *Zeitschrift für Lärmbekämpfung*, 37:7-14 , 1990. (in German)
- Griefahn, B., & Gros, E. Disturbances of sleep—interaction between noise, personal and psychological variables. In G. Rossi (ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Milano, Italy: Centro Ricerche e Studi Amplifon, pp. 895-904 , 1983.
- Griefahn, B., & Gros, E. Noise and sleep at home, a field study on primary and after-effects. *Journal of Sound and Vibration*, 105:373-383 , 1986.
- Griefahn, B., & Jansen, G. EEG-responses caused by environmental noise during sleep. Their relationships to exogenic and endogenic influences. *The Science of the Total Environment*, 10:187-199 , 1978.
- Griefahn, B., Jansen, G., & Klosterkötter, W. On the problem of noise-induced sleep disturbances—A review of sleep literature. Berlin, Germany: Umweltbundesamt, Report No. 4 , 1976. (in German)
- Horne J.A., Pankhurst F.L., Reyner L.A., Hume K., Diamond I.D., A field study of sleep disturbance: Effects of aircraft noise and other factors on 5,742 nights of actimetrically monitored sleep in a large subject sample. *Sleep* 17: 146-159, 1994.
- Jurriens, A.A., Griefahn, B., Kumar, A., Vallet, M., & Wilkinson, R. An essay in European research collaboration: Common results from the project on traffic noise and sleep in the home. In G. Rossi (ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Milano: Centro Ricerche e Studi Amplifon, Vol. 2, pp. 929-937 , 1983.
- Kageyama T., Kabuto M., Nitta H., Kurokawa Y., Taira K., Suzuki S., Takemoto T., A populations study on risk factors for insomnia among adult Japanese women: A possible effect of road traffic volume. *Sleep* 20: 963-971, 1997.
- Labiale G., Vallet M., Etude comparative du sommeil perturbé par le bruit en laboratoire et à domicile, *Travail Humain*, 72, 2:143-153 , 1984.
- Lambert, J., & Vallet, M. *Study Related to the Preparation of a Communication on a Future EC Noise Policy*. Bron Cedex, France: INRETS, LEN report no. 9420 , 1994.
- Lambert, J., Simonnet, F., & Vallet, M. Patterns of behaviour in dwellings exposed to road traffic noise. *Journal of Sound and Vibration*, 92:159-172 , 1984.
- Langdon F.J., The problem of measuring the effects of noise, in *Alexandre A., Barde J.P., Lamure C., Langdon F.J., Road traffic noise* , 1975.
- Langdon, F.J. Noise nuisance caused by road traffic in residential areas. *Journal of Sound and Vibration*, 47:243-282 , 1976.
- Langdon, F.J., & Buller, I.B. Road traffic noise and disturbance to sleep. *Journal of Sound and Vibration*, 50:13-28 , 1977.
- Lukas, J.S. Effects of aircraft noise on human sleep. *American Industrial Hygiene Association Journal*, 33:298-303 , 1972.
- Lukas, J.S. Measures of noise level. Their relative accuracy in predicting objective and subjective responses to noise during sleep. Washington DC: U.S. Environmental Protection Agency, EPA-Report 600/1-77-010 , 1977.
- Lukas, J.S. Noise and sleep: a literature review and a proposed criterion for assessing effect. *Journal of the Acoustical Society of America*, 58:1232-1242 , 1975.
- Maschke C., Arndt D., Ising H., et al., NachtfluglTMrmwirkungen auf Anwohner. DFG-Forschungsbericht Gr. 452/8-2. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart, Germany, 1995.

- Muzet, A., & Ehrhart, J. Habituation of heart rate and finger pulse responses to noise in sleep. In J.V. Tobias, G. Jansen & W.D. Ward (eds.), *Noise as a Public Health Problem*. Rockville, Maryland: ASHA Reports 10, pp. 401-404 , 1980.
- Muzet, A., Naitoh, P., Johnson, L.C., & Townsend, R.E. Body movements in sleep during 30-day exposure to tone pulse. *Psychophysiology*, 1:27-34 , 1974.
- Öhrstöm E., “Effects of low levels from road traffic noise during night – a laboratory study on number of events maximum noise levels and noise sensitivity”, Proceedings Noise as a Public Health Problem, Nice, July 1993.
- Öhrstöm, E. Psycho-social effects of traffic noise exposure. *Journal of Sound and Vibration*, 151:513-517 , 1991.
- Öhrström, E. Effects of low levels from road traffic noise during night–A laboratory study on number of events, maximum noise levels and noise sensitivity. In M. Vallet (ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Arcueil Cedex, France: INRETS, Vol. 3, pp. 359-366 , 1993b.
- Öhrström, E. *On the Effects of Noise with Special Reference to Subjective Evaluation and Regularity*. Gothenburg, Sweden: University of Gothenburg, Doctoral Dissertation , 1982.
- Öhrström, E. Research on noise and sleep since 1988: Present state. In M. Vallet (ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Arcueil Cedex, France: INRETS, Vol. 3, pp. 331-338 , 1993a.
- Öhrström, E. Sleep disturbance, psycho-social and medical symptoms—a pilot survey among persons exposed to high levels of road traffic noise. *Journal of Sound and Vibration*, 133:117-128 , 1989.
- Öhrström, E. Sleep disturbances—After effects of different traffic noises. In G. Rossi (ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Milano, Italy: Centro Ricerche e Studi Amplifon, Vol. 2, pp. 917-928 , 1983.
- Öhrström, E., & Björkman, M. Effects of noise-disturbed sleep—a laboratory study on habituation and subjective noise sensitivity. *Journal of Sound and Vibration*, 122:277-290 , 1988.
- Öhrström, E., & Björkman, M. Sleep disturbance before and after traffic noise attenuation in an apartment building. *Journal of Acoustical Society of America*, 73: 877-879 , 1983.
- Öhrström, E., & Rylander, R. Sleep disturbance by road traffic noise—a laboratory study on number of noise events. *Journal of Sound and Vibration*, 143:93-101 , 1990.
- Öhrström, E., & Rylander, R. Sleep disturbance effects of traffic noise—a laboratory study on after effects. *Journal of Sound and Vibration*, 84:87-103 , 1982.
- Öhrström, E., Björkman, R., & Rylander, M. Effects of noise during sleep with reference to noise sensitivity and habituation. *Environment International*, 16:477-482 , 1990.
- Ollerhead J.B., Jones C.J., “Aircraft noise and sleep disturbance: a U.K. field study”, Proceedings Noise as a Public Health Problem, Nice, July 1993
- Ollerhead J.B., Jones C.J., Cadoux R.E., Woodley A., Atkinson B.J., Horne J.A., Pankhurst F., Reyner L., Hume K.I., Van F., Watson A., Diamond I., Egger P., Holmes D., McKean J., Report of a Field Study of Aircraft Noise and Sleep Disturbance. Department of Transport, London , UK, 1992.
- Osada, Y., Tsumashima, S., Yoshida, K., Asano, M., Ogawa, S., Hirokawa, A., Nakamura, K., & Haruta, K. Sleep impairment caused by short time exposure to

- continuous and intermittent noise. *Bulletin of the Institute of Public Health (Tokyo)*, 18:1-9 , 1969. (in Japanese)
- Osada, Y., Tsunashima, S., Yoshida, K., Asano, M., Ogawa, S., Hirokawa, A., Nakamura, K., & Haruta, K. Experimental study on the influence of noise on sleep. *Bulletin of the Institute of Public Health (Tokyo)*, 17:208-217 , 1968. (in Japanese)
 - Passchier-Vermeer W., Noise and Health. The Hague: Health Council of the Netherlands [*Publication No A93702E, review prepared by TNO Institute of Preventive Health Care , Leiden*], 1993.
 - Pearsons K.S., Awakening and motility effects of aircraft noise. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol.2, pp.427-32. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia, 1998.
 - Pearsons K.S., Barber D.S., Tabachnick B.G., Fidell S., Predicting noise-induced sleep disturbance. *Journal of the Acoustic Society of America* 97: 331-338, 1995.
 - Reyner L.A., Horne J.A., Gender- and age-related differences in sleep determined by home-recorded sleep logs and actimetry from 400 adults. *Sleep* 18:127-134, 1995.
 - Steinicke, G. The impact of noise on sleep in man. Research Report of the Economic and Transport Ministry of North Rhine-Westfalia (No. 416). Köln, Germany: West Deutscher Verlag , 1957. (in German).
 - Suzuki, S., Kawada, T., Sato, T., Naganuma, S., Ogawa, M., & Aoki, S. Decrease in stage REM, as a most sensitive indicator of all-night noise exposure. In M. Vallet (ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Arcueil Cedex, France: INRETS, Vol. 2, pp. 579-582 , 1993.
 - Vallet M., EU's Future Noise Policy, WG2 – Dose/Effect, Contribution to the Position Paper, Sleep disturbance effects, First draft, May 2000. (Documento interno di lavoro del WG2).
 - Vallet M., Sleep disturbance by noise: Recent orientations. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol.2, pp.421-26. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia, 1998.
 - Vallet, M. La perturbation du sommeil par le bruit. Evaluation des effets Psychologiques et Physiologiques par une Experience in situ. Lyon, France: Universite de Lyon II, Doctoral Dissertation , 1979. (in French)
 - Vallet, M. Sleep disturbance. In P.M. Nelson (eds.), *Transportation Noise Reference Book*. London Butterworth, pp. 6/1-6/18 , 1987.
 - Vallet, M., & Vernet, I. Night aircraft noise index and sleep research results. In A. Lawrence (ed.), *Inter-Noise 91. The Cost of Noise*. Poughkeepsie, NY: Noise Control Foundation, Vol. 1, pp. 207-210 , 1991.
 - Vallet, M., Gagneux, J.-M., & Simonnet, F. Effects of aircraft noise on sleep: An in situ experience. In J.V. Tobias, G. Jansen & W.D. Ward (eds.), *Noise as a Public Health Problem*. Rockville, Maryland: ASHA Reports 10, pp. 391-396 , 1980.
 - Vallet, M., Gagneux, J.-M., Blanchet, V., Favre, B., & Labiale, G. Long term sleep disturbance due to traffic noise. *Journal of Sound and Vibration*, 90:173-191 , 1983a.
 - Vallet, M., Gagneux, J.-M., Clairet, J.M., Laurens, J.F., & Letisserand, D. Heart rate reactivity to aircraft noise after a long-term exposure. In G. Rossi (ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Milano: Centro Recherche e Studi Amplifon, Vol. 2, pp. 965-971 , 1983b.

- Vallet, M., Pachiaudi, G., Depitre, A., Tanguy, Y., & Francois, J. Community reactions to aircraft and residual noise. In B. Berglund, U. Berglund, J. Karlsson & T. Lindvall (eds.), *Noise as a Public Health Problem. Vol. 3: Performance, Behaviour, animal, Combined Agents and Community Responses*. Stockholm: Swedish Council for Building Research, D17:1988, pp. 289-294 , 1988.
- von Gierke, H.E., & Nixon, C.W. Human response to sonic boom in the laboratory and the community. *Journal of the Acoustical Society of America*, 51:766-782 , 1972.
- Wilson, W.P., & Zung, W.W.K. Attention, discrimination, and arousal during sleep. *Archives of General Psychiatry*, 15:523-528 , 1966.

7. INTERFERENZA CON LA COMUNICAZIONE VERBALE

L'interferenza del rumore con la comunicazione verbale è stata oggetto di numerosi studi, per l'importanza che la corretta interpretazione delle comunicazioni riveste sia nell'ambito delle relazioni umane, sia in quello lavorativo; in quest'ultimo caso si può, infatti, verificare anche la possibilità di infortuni dovuti alla mancata percezione dei segnali di avvertimento o pericolo. In generale l'interferenza del rumore con la conversazione e con la comprensione del linguaggio parlato provoca problemi di concentrazione, irritazione, malintesi, diminuzione della capacità lavorativa, problemi nelle relazioni umane, incertezza e mancanza di fiducia in sé ed un certo numero di reazioni di *stress* [Lazarus, 1998] (WHO, 1999).

L'energia acustica caratteristica del parlato si concentra nell'intervallo fra 100 e 6000 Hz, con una prevalenza alle frequenze comprese fra 300 e 3000 Hz. L'interferenza del rumore con la comunicazione verbale è un processo di mascheramento, in cui un rumore simultaneo disturba o annulla l'intelligibilità del contenuto semantico del messaggio verbale. In pratica si è in presenza del fenomeno di mascheramento quando un rumore è in grado di rendere difficoltosa o impossibile la comprensione di un suono o di comunicazioni verbali, innalzando la soglia uditiva per il segnale in arrivo. Il rapporto fra un dato livello del segnale (parola, musica) ed il livello del rumore interferente determinerà in che misura il segnale può essere percepito. Quanto più elevato è il livello del rumore interferente e quanto maggiore è l'energia che esso contiene alle frequenze tipiche del parlato, tanto maggiore sarà la percentuale di suoni della comunicazione verbale che non risulteranno comprensibili per chi ascolta (Berglund & Lindvall, 1995). Una comunicazione verbale dovrebbe possedere un livello di pressione sonora superiore di almeno 12 dB (nelle frequenze che interessano la parola), rispetto al livello di rumore ambientale, per poter essere correttamente percepita [Cosa et al., 1990]. Le misure indicano che, durante una conversazione tranquilla nell'ambiente domestico, il livello sonoro della stessa è approssimativamente pari a 55 dBA [Kryter, 1970; Pearsons, Benett & Fidell, 1976]: quando il livello del rumore aumenta, le persone tendono ad aumentare il tono di voce per superare l'effetto di mascheramento e ciò comporta un certo grado di tensione per chi sta parlando.

Sono disponibili relazioni empiriche che permettono di prevedere l'udibilità per un ascoltatore normo-udente di un particolare suono verbale in presenza di un determinato rumore [Webster, 1969, 1974; Kryter, 1985, 1994], tuttavia la comunicazione non consiste quasi mai di segnali acustici singoli, ma piuttosto di una sequenza rapida di suoni diversi. A causa della ridondanza del linguaggio, molte frasi di un comune discorso possono essere abbastanza ben comprese anche quando un gran numero di singoli suoni verbali risulta mascherato da un rumore interferente; d'altro canto l'aumentata capacità di interpretazione richiesta per compensare l'effetto di

mascheramento genera un ulteriore motivo di tensione nell'ascoltatore (Berglund & Lindvall, 1995).

In realtà risulta molto complessa la relazione fra lo spettro sonoro, il livello e le caratteristiche temporali del rumore interferente, e l'intelligibilità di un normale discorso, cioè la percentuale di esso che viene correttamente compresa. Molte ricerche hanno puntato l'attenzione sulla misura dell'intelligibilità di sillabe prive di senso e di parole isolate per poi stimare attraverso opportune carte di conversione l'intelligibilità delle frasi di un normale discorso. Ad esempio, quando viene correttamente inteso il 75% delle voci comprese in una lista di parole singole, allora si può ritenere che verrà correttamente compreso il 95% circa delle parole chiave nella frase di un normale discorso [Kryter 1970, 1994].

Sono stati fatti numerosi tentativi di sviluppare un indice basato sulle caratteristiche del rumore, che potesse direttamente indicare il grado di interferenza con la percezione e la comprensione della parola: ovviamente tali indici comportano un certo grado di approssimazione. I tre indici più comuni sono l'Indice di Articolazione (Articulation Index, AI), il Livello di Interferenza con la Parola (Speech Interference Level, SIL) ed il Livello di Pressione sonora ponderato A. Benché l'Indice di Articolazione [French & Steinberg, 1947; Kryter, 1962] sia un indice piuttosto accurato per la previsione degli effetti del rumore sull'intelligibilità del parlato in ambiente esterno, esso è di utilizzo complesso e di difficile comprensione per i non addetti ai lavori. Proprio al fine di sostituire l'AI con un descrittore più semplice, fu introdotto da Beranek nel 1947 il SIL. Per i rumori che rivestono un interesse di tipo pratico, tuttavia, il semplice livello di pressione sonora ponderato A risulta un indice piuttosto utilizzato dell'interferenza con la comunicazione verbale (Berglund & Lindvall, 1995).

Per quanto riguarda la comunicazione verbale in ambiente esterno (campo libero), è possibile esprimere in un grafico le relazioni empiriche fra il livello del rumore di fondo e l'intelligibilità del parlato (Figura n. 7.1, U.S. EPA, 1974b); i dati riportati in Figura sono basati sulle seguenti assunzioni ed osservazioni empiriche:

- alla distanza di 1 m da chi sta parlando, una conversazione rilassata avviene ad un livello di voce approssimativamente pari a 54-56 dBA e livelli di voce normale ed alta si hanno a 60 e 66 dBA;
- per un'intelligibilità della frase pari al 100% il livello della conversazione dovrebbe superare il livello del rumore di 15-18 dBA [ISO 9921, 1988; Lazarus, 1990].

Quando il livello della conversazione è pari al livello del rumore, l'intelligibilità scende al 95%; questo grado di intelligibilità, data la normale ridondanza del linguaggio verbale, consente di norma una conversazione sufficientemente comprensibile, anche se non completamente agevole (Berglund & Lindvall, 1995).

Le curve di Figura n. 7.1 possono risultare traslate in determinate circostanze: ad esempio sono richiesti livelli più bassi di rumore se chi sta parlando non ha una pronuncia chiara oppure in caso di lingue straniere, o di un discorso particolarmente ricco di nomi o parole di uso non frequente. Al contrario, una comunicazione adeguata può avvenire anche con livelli di rumore più intensi di quelli indicati nella curva di Figura n. 7.1, qualora il messaggio sia limitato (ad esempio nella comunicazione di numeri) oppure quando la comunicazione è favorita dalla possibilità di osservare il viso e le labbra oppure il gesticolare di chi sta parlando. Analogamente accade qualora la sorgente sia chiaramente localizzata in una posizione differente da quella di chi parla (Berglund & Lindvall, 1995).

I rumori intermittenti ed impulsivi, così come i rumori di livello fluttuante, provocano gradi di mascheramento differenti. Inoltre l'effetto di mascheramento del rumore nella discriminazione del parlato risulta più pronunciato per le persone con danni uditivi [Hygge et al., 1992], per le persone anziane [Bergman, 1980; Duquesnoy, 1983] e per i bambini nel processo di acquisizione del linguaggio [Nabelek & Robinson, 1982]; tale differenza fa sì che siano necessarie, in questi casi, condizioni più favorevoli del rapporto segnale/rumore (Berglund & Lindvall, 1995).

La previsione dell'interferenza del rumore sulla comunicazione negli ambienti chiusi risulta più difficile: a causa della riverberazione prodotta dalla riflessione sulle pareti, sul pavimento, sul soffitto e sui diversi oggetti, non è infatti possibile applicare la legge dell'inverso del quadrato della distanza e pertanto non si ha la diminuzione di 6 dB ad ogni raddoppio della distanza dal soggetto che parla. Lo stesso grafico di Figura n. 7.1 viene in ogni caso utilizzato per determinare i livelli di rumore accettabili per distanze fino a 2 m e, nel caso di tempo di riverberazione inferiore a 2 s, per stimare i livelli accettabili per distanze non superiori a 8 m (Berglund & Lindvall, 1995).

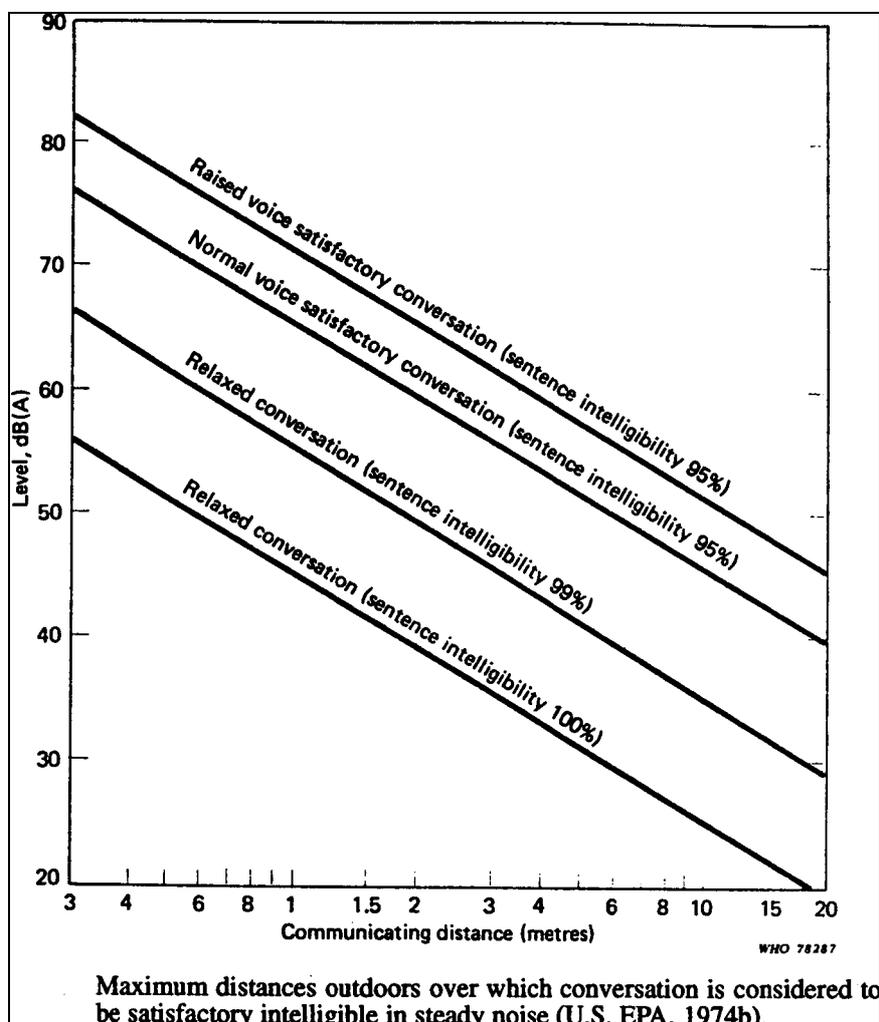


Figura n. 7.1 - (U.S. EPA - Tratto da Berglund e Lindvall, 1995)

Esiste, inoltre, una curva che consente di stimare l'intelligibilità della frase ad una distanza fra chi parla e chi ascolta superiore a 1 m, in funzione del livello sonoro pesato A, nelle condizioni riverberanti tipicamente riscontrate nel soggiorno delle abitazioni [U.S. EPA, 1974b]. Da tale curva emerge che per il 100% di intelligibilità, ritenuta auspicabile per condizioni di ascolto negli ambienti interni, è necessario che il rumore di fondo si mantenga al di sotto dei 45 dBA (Berglund & Lindvall, 1995).

Al fine di poter udire e comprendere i messaggi verbali all'interno delle aule scolastiche, così come in altri contesti in cui si deve realizzare la comunicazione di un messaggio complesso (ad es.: ascolto di lingue straniere, conversazioni telefoniche,...), è in ogni caso raccomandabile che i livelli del rumore interferente non superino i 35 dBA; livelli ancora inferiori di rumore di fondo potrebbero risultare necessari in presenza di bambini con deficit uditivi ed in generale di soggetti appartenenti ai gruppi "vulnerabili". Analogamente, all'interno delle aule il tempo di riverberazione dovrebbe risultare pari a circa 0.6 secondi e a valori anche inferiori (0.25-0.5 secondi) in presenza di bambini con deficit uditivi. In generale, sono necessari tempi di riverberazione inferiori a 1 secondo, per garantire una buona intelligibilità della parola in locali di dimensioni ridotte (Berglund & Lindvall, 1995; WHO, 1999). Un modello proposto da Houtgast nel 1980 permette di valutare la comunicazione verbale negli ambienti chiusi, tenendo conto del rumore di fondo e della riverberazione del locale. Tale modello è basato sulla definizione dello Speech Transmission Index (STI), il cui valore può variare fra 0 e 1, che risulta ben correlato con il grado di discriminazione della parola in diversi ambienti interni e per diverse lingue [Houtgast & Steeneken, 1983, Humes, Dirks, Bell, Ahlstrom & Kincaid, 1986]. Esiste anche una versione semplificata del STI chiamata RASTI (Rapid Speech Transmission Index), che viene determinato considerando un numero ridotto di bande d'ottava dello spettro sonoro (Berglund & Lindvall, 1995).

BIBLIOGRAFIA PRINCIPALE

- Berglund B., Lindvall T., (eds.), *Community Noise*, Document prepared for the World Health Organization, Archives of the Center for Sensory Research, Stockholm University and Karolinska Institute, Vol. 2, N.1, 1995.
- World Health Organization, Berglund B., Lindvall T., Schwela D.H., (eds.), *Guidelines for Community Noise*, 1999.

ULTERIORI RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Beranek, L.L. The design of speech communication systems. *Proceedings of the Institute of Radio Engineers*, 35:880-890, 1947.
- Bergman, M. *Aging and the Perception of Speech*. Baltimore, ML: University Park Press, 1980.
- Cosa M. et al., Rumore e Vibrazioni, *Maggioli editore*, 1990.
- Duquesnoy, A.J. Effect of a single interfering noise or speech source up on the binaural sentence intelligibility of aged persons. *Journal of the Acoustical Society of America*, 74:739-743, 1983.
- French, N.R., & Steinberg, J.C. Factors governing the intelligibility of speech sounds. *Journal of the Acoustical Society of America*, 19:90-119, 1947.
- Houtgast T., & Steeneken, H.J.M. Experimental verification of the STI: A valid basis for setting indoor noise level criteria. In G. Rossi (ed.), *Noise as a Public*

- Health Problem*. Milano, Italy: Centro Ricerche e Studi Amplifon, Vol. 1, pp. 477-487 , 1983.
- Houtgast, T. Indoor speech intelligibility and indoor noise level criteria. In J.V. Tobias, G. Jansen, & W.D. Ward (eds.), *Noise as a Public Health Problem*. Rockville, ML: ASHA Reports 10, pp. 172-183 , 1980.
 - Humes, L.E., Dirks, D.D., Bell, T.S., Ahlstrom, C., & Kincaid, G.E. Application of the Articulation Index and the Speech Transmission Index to the recognition of speech by normal-hearing and hearing-impaired listeners. *Journal of Speech Hearing Research*, 29:447-462 , 1986.
 - Hygge, S., Rönneberg, J., Larsby, B., & Arlinger, S. Normal-hearing and hearing-impaired subjects' ability to just follow conversation in competing speech, reversed speech, and noise backgrounds. *Journal of Speech and Hearing Research*, 35:208-215 , 1992.
 - ISO. Ergonomics–Assessing the effects of noise on speech communication at worker's position. Part 1: Speech interference level and communication distances for persons with normal hearing capacity in direct communication (SIL-method). Geneva, Switzerland: International Organization for Standardization, ISO DP9921 , 1988.
 - Kryter, K.D. Methods for the calculation and use of the articulation index. *Journal of the Acoustical Society of America*, 34:1689-1697 , 1962) .
 - Kryter, K.D. *The Effects of Noise on Man*. New York, NY: Academic Press , 1970.
 - Kryter, K.D. *The Effects of Noise on Man*. New York: Academic Press, 2nd. ed. , 1985.
 - Kryter, K.D. *The Handbook of Hearing and the Effects of Noise. Physiology, Psychology, and Public Health*. New York: Academic Press , 1994.
 - Lazarus H., Noise and communication: the present state. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol.1, pp.157-162. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia, 1998.
 - Lazarus, H. New methods for describing and assessing direct speech communication under disturbing conditions. *Environment International*, 16:373-392 , 1990.
 - Nabelek, A.K., & Robinson, P.K. Monaural and binaural speech perception in reverberation for listeners of various ages. *Journal of the Acoustical Society of America*, 71:1242-1248 , 1982.
 - Pearsons, K.S., Bennett, R.L., & Fidell, S. Speech levels in various environments. Washington DC: Office of Resources & Development, US Environmental Protection Agency , 1976. (Bolt, Beranek and Newman Inc., Report No. 3281)
 - US EPA. Information on levels of environmental noise requisite to protect public health and welfare with an adequate margin of safety. Washington DC, US Environmental Protection Agency, Report EPA 550/9-74.004 , 1974b.
 - Webster, J.C. Effects of noise on speech intelligibility. In: *Noise as a Public Health Hazard*, Washington, DC, American Speech and Hearing Association, ASHA Reports No. 4 , 1969.
 - Webster, J.C. The effects of noise on hearing speech. In: US Environmental Protection Agency (eds.), *Noise as a Public Health Problem*. Washington DC: US EPA, pp. 25-43 , 1974.

8. EFFETTI SULLE PRESTAZIONI

Gli effetti del rumore sulle prestazioni, vale a dire sullo svolgimento di attività -in particolare di tipo cognitivo-, sulla produttività, sul rendimento, sull'attenzione e sull'apprendimento sono molto complessi, poiché vengono coinvolti meccanismi di tipo neurale e modalità di risposta di tipo neurovegetativo (Cosa et al., 1990). L'esposizione a rumore interferisce negativamente, in particolare, con i compiti di tipo cognitivo, o che richiedono attenzione ai dettagli o a molteplici fattori [S. Cohen et al., 1986; Smith, 1989; Hockey, 1979]. Numerosi studi hanno analizzato gli effetti dell'esposizione al rumore ambientale nei bambini, in particolare per ciò che riguarda gli effetti di tipo cognitivo e motivazionale, vale a dire relativi all'apprendimento, al grado di interesse, di motivazione e di stimolo [Cohen et al., 1980; Evans & Lepore, 1993; Evans, 1998; Hygge et al., 1998; Haines et al., 1998] (Berglund & Lindvall, 1995; WHO, 1999).

I pochi studi disponibili sull'effetto del rumore sul livello delle prestazioni e sulla sicurezza -gli incidenti possono, infatti, essere un indicatore di un calo delle prestazioni- hanno indicato che il rumore può influenzare negativamente lo svolgimento di alcune attività ed aumentare il numero di errori commessi, ma l'effetto risulta dipendente dalla tipologia del rumore e dell'attività stessa [Smith, 1990] (WHO, 1999).

Anche la capacità mnemonica può venire ridotta in condizioni di esposizione a rumore [S. Cohen et al. 1986; Hockey, 1979; D.M. Jones, 1984]. Il rumore provoca altresì brevi periodi di inefficienza, qualora sia richiesta una prolungata attenzione visiva [Broadbent, 1981, S. Cohen et al., 1986] (Berglund & Lindvall, 1995).

I compiti che richiedono un continuo ed attento monitoraggio di segnali (ad es.: sistemi di avvertimento o allarme) possono essere influenzati negativamente dal rumore. D'altro canto attività monotone e ripetitive possono essere meglio condotte, se il soggetto è esposto ad un rumore di fondo moderato, poiché il rumore accresce il grado di vigilanza (*arousal*) e maschera altri stimoli sonori che potrebbero avere un'azione distraente (Berglund & Lindvall, 1995).

L'evidenza di effetti negativi del rumore sulla produttività negli ambienti di lavoro non è chiara: ci sono infatti pochi studi che mostrano inequivocabilmente una relazione fra i livelli di pressione sonora e la produttività; al contrario, in molti studi si evidenziano pochi effetti o addirittura nessuno; inoltre, la gran parte delle indagini non appare ben strutturata (Berglund & Lindvall, 1995). D'altro canto, è stato evidenziato che la produttività aumenta in ambienti industriali rumorosi, qualora i lavoratori indossino dispositivi individuali di protezione dell'udito [Broadbent, 1971; A. Cohen, 1974; Smith, 1989]. Nella complessità dei fattori che intervengono a determinare gli effetti del rumore sui lavoratori, un elemento importante sembra essere la sensibilità individuale al rumore (riferita dagli stessi soggetti): i soggetti maggiormente sensibili al rumore subiscono, infatti, maggiori effetti sulle prestazioni che richiedono processi mentali profondi, se confrontati con soggetti meno sensibili al rumore [Arvidsson & Lindvall, 1978; Belojevic, Öhrström, & Rylander, 1992] (Berglund & Lindvall, 1995).

Il rumore può agire anche come stimolo distraente, in dipendenza dalla significatività dello stimolo e dallo stato psicofisiologico del soggetto. In accordo con una teoria largamente accettata in psicologia, il sistema sensoriale umano riceve più informazioni di quante possano essere analizzate a livello elevato. È stato sviluppato il concetto di “filtro mentale”, che avrebbe appunto lo scopo di filtrare e scartare le informazioni prive di utilità, come il rumore [Broadbent, 1972]; tale filtro avrebbe però alcune limitazioni in quanto, ad esempio, (Berglund & Lindvall, 1995):

- tende a rifiutare o ignorare segnali che si mantengono costanti per un determinato periodo di tempo, anche qualora essi possano risultare importanti, come nei compiti di vigilanza;
- uno stato soggettivo di *stress* o affaticamento può ostacolare la capacità discriminatoria del filtro;
- la sua azione può venire annullata da stimoli irrilevanti, ma che richiamano l'attenzione a causa della novità, dell'intensità, dell'imprevedibilità, ecc..

Un evento nuovo, come la comparsa di un rumore non familiare, provocherà distrazione ed andrà ad interferire con molte tipologie di attività; ciò avverrà, analogamente, nel caso dell'improvvisa interruzione di un rumore familiare; in ogni caso l'effetto scomparirà appena la novità non sarà più tale. Il modello di questa reazione è stato ben stabilito a livello sperimentale [Kryter, 1970, 1994; Glass & Singer, 1972] (Berglund & Lindvall, 1995).

Hebb (1955) ha formulato l'ipotesi che le modifiche nelle stimolazioni, non solo diano inizio alle appropriate risposte corticali, ma attivino o eccitino aree della corteccia cerebrale diverse da quelle coinvolte nella risposta. Quest'ampia attività di stimolazione ha origine nella formazione reticolare, una porzione del sistema nervoso centrale, ed interessa sia lo stato psicologico, sia i sistemi fisiologici del soggetto coinvolto (Berglund & Lindvall, 1995).

Un livello troppo basso di stimolazione può significare una *performance* peggiore; d'altro canto, un livello troppo elevato può causare inefficienza attraverso reazioni eccessive e quindi distrazione: pertanto l'esposizione al rumore può produrre un aumento o una diminuzione del livello della prestazione, in dipendenza dello stato preesistente di stimolazione e vigilanza (Berglund & Lindvall, 1995).

Sembra che un rumore costante, una volta divenuto familiare, abbia poco o nessun effetto su molte mansioni che comportano attività motorie. Fra queste attività sono incluse, ad esempio, le mansioni di controllo nelle quali sono rilevanti i livelli medi di performance piuttosto che quelli istantanei [Broadbent, 1957; Kryter, 1970, 1994]: molti compiti meccanici e ripetitivi tipici del lavoro in fabbrica ricadono in questa categoria. Generalmente si può concludere che il rumore riduce probabilmente l'accuratezza con cui un'attività viene condotta, piuttosto che la quantità totale del lavoro svolto [Broadbent, 1971]. Tuttavia sembra che livelli moderati di rumore aumentino il grado di vigilanza ed attenzione [McGrath, 1963] (Berglund & Lindvall, 1995).

L'esposizione al rumore produce inoltre effetti negativi sullo svolgimento di attività, in particolare di tipo cognitivo, condotte immediatamente dopo l'esposizione stessa (*after effects*) (Glass & Singer, 1972): ciò è emerso, ad esempio, in uno studio condotto sugli alunni delle scuole collocate in prossimità dell'aeroporto di Los Angeles [S. Cohen, 1980]. La variabile più critica sembra essere l'incontrollabilità del rumore piuttosto che la sua intensità [S. Cohen et al., 1986]. Uno studio prospettivo su scolari esposti al

rumore, realizzato in concomitanza con il trasferimento dell'aeroporto di Monaco di Baviera [Hygge et al., 1996; Evans et al., 1998], ha confermato i risultati degli studi condotti in laboratorio e nei luoghi di lavoro relativamente ad individui adulti ed i risultati dello studio relativo all'aeroporto di Los Angeles, realizzato sui bambini [Cohen et al., 1980]. In particolare è emerso che alcune delle strategie che gli esposti adottano per fronteggiare il rumore prodotto dagli aerei e lo sforzo necessario per lo svolgimento delle normali attività, possono, ad esempio, comportare effetti di tipo psicofisiologico nei soggetti esposti [Evans et al., 1995; Evans et al., 1998] e che gli effetti più evidenti sono stati riscontrati proprio nei bambini con scarsi livelli di risultati scolastici (WHO, 1999).

Benché non ci siano prove definitive che il rumore provochi deficit nel processo di apprendimento della lettura, esistono un certo numero di studi trasversali e due studi longitudinali che mostrano un'associazione fra l'esposizione cronica a sorgenti di rumore elevato (principalmente rumore da traffico stradale e aereo), ed un deficit nell'apprendimento della lettura da parte dei bambini [S. Cohen et al., 1986; Evans, 1990; Hygge, Evans & Bullinger, 1993; Evans, Bullinger, Hygge, Gutman & Aziz, 1994; Hygge, Bullinger & Evans, 1994; Evans, Hygge e Bullinger, 1995]. L'evidenza indica che quanto più prolungata è l'esposizione, tanto maggiore è il danno prodotto. In uno di questi studi trasversali si è altresì cercato di determinare una relazione dose-risposta fra l'esposizione al rumore aereo ed il grado di ritardo nell'apprendimento della lettura [K.B. Green, Pasternak & Shore, 1982].

C'è anche qualche evidenza che i bambini esposti a sorgenti di rumore intenso sia a scuola, sia presso la loro abitazione, abbiano maggiori probabilità di presentare deficit nella lettura rispetto ai compagni esposti soltanto nell'ambiente scolastico. I bambini con preesistenti difficoltà nel parlare o nell'esprimersi possono essere i più vulnerabili a questi effetti dannosi. Inoltre è stata ipotizzata una relazione negativa fra i livelli di rumore nell'ambiente domestico e lo sviluppo cognitivo nei neonati e nei bambini in età prescolare [Evans, 1990; Wachs & Gruen, 1982].

Una possibile spiegazione per le relazioni riscontrate fra l'esposizione cronica al rumore e i deficit nella lettura è che i bambini cronicamente esposti al rumore, a scuola o nella loro abitazione, possano presentare carenze nella capacità di discriminazione uditiva [S. Cohen, Glass & Singer, 1973] (Berglund & Lindvall, 1995).

Attualmente, le informazioni disponibili sugli effetti negativi del rumore sui bambini, in riferimento alle prestazioni, al grado di interesse, di stimolo e di motivazione, non sono sufficienti a consentire la determinazione di specifici valori-guida: è chiaro tuttavia che asili e scuole non dovrebbero essere collocati in prossimità di sorgenti di rumore rilevanti quali autostrade, aeroporti e aree industriali (Berglund & Lindvall, 1995; WHO, 1999).

BIBLIOGRAFIA PRINCIPALE

- Berglund B., Lindvall T., (eds.), *Community Noise*, Document prepared for the World Health Organization, Archives of the Center for Sensory Research, Stockholm University and Karolinska Institute, Vol. 2, N.1, 1995.
- Cosa M. et al., *Rumore e Vibrazioni*, Maggioli editore, 1990
- World Health Organization, Berglund B., Lindvall T., Schwela D.H., (eds.), *Guidelines for Community Noise*, 1999.

ULTERIORI RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Arvidsson, O., & Lindvall, T. Subjective annoyance from noise compared with some directly measurable effects. *Archives of Environmental Health*, 33:159-166, 1978.
- Belojevic, G., Öhrström, E., & Rylander, R. Effects of noise on mental performance with regard to subjective noise sensitivity. *International Archives of Occupational and Environmental Health*, 64:293-301, 1992.
- Broadbent, D.E. *Decision and Stress*. New York: Academic Press, 1971.
- Broadbent, D.E. Effects of noise on behaviour. In C.M. Harris (ed.), *Handbook of Noise Control*. New York: McGraw-Hill, pp. 10-34, 1957.
- Broadbent, D.E. Individual differences in annoyance by noise. *Sound*, 6:56-61, 1972.
- Broadbent, D.E. The effects of moderate levels of noise on human performance. In J. Tobias & E. Schubert (ed.), *Hearing: Research and Theory*. New York: Academic Press, Vol. 1, 1981.
- Cohen S., Evans G.W., Krantz D.S., Stokols D., Physiological, motivational, and cognitive effects of aircraft noise on children. *American Psychologist* 35: 231-243, 1980.
- Cohen, A. Industrial noise and medical absence, and accident record data on exposed workers. In W. Ward (Ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Washington DC: US Environmental Protection Agency (Report EPA 550/9-73-0008), pp. 441-453, 1974.
- Cohen, S. Aftereffects of stress on human performance and social behavior: A review of research and theory. *Psychological Bulletin*, 88:82-108, 1980.
- Cohen, S., Evans, G.W., Stokols, D., & Krantz, D.S. *Behavior, Health, and Environmental Stress*. New York, NY: Plenum Press, 1986.
- Cohen, S., Glass, D.C., & Singer, J.E. Apartment noise, auditory discrimination, and reading ability in children. *Journal of Experimental Social Psychology*, 9:407-422, 1973.
- Evans G.W. The nonauditory effects of noise on child development. In B. Berglund, U. Berglund, J. Karlsson & T. Lindvall (eds.), *Noise as a Public Health Problem. Vol. 4: New Advances in Noise Research—Part II*. Stockholm: Swedish Council for Building Research, D1:1990, pp. 425-453, 1990.
- Evans G.W., Bullinger M., Hygge S., Chronic noise exposure and physiological response: A prospective study of children living under environmental stress. *Psychological Science* 9: 75-77, 1998.
- Evans G.W., Bullinger, M., Hygge, S., Gutman, G., & Aziz, N. Chronic noise exposure and children: Cardiovascular and neuroendocrine processes. In: *Abstract Guide of the 23rd International Congress of Applied Psychology*. Madrid, Spain: International Association of Applied Psychology, 1994.
- Evans G.W., Hygge S., Bullinger M., Chronic noise and psychological stress. *Psychological Science* 6: 333-338, 1995.
- Evans G.W., Lepore S.J., Non-auditory effects of noise on children: A critical review. *Children's Environments* 10: 31-51, 1993.
- Evans G.W., Motivational consequences of exposure to noise. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol.1, pp.311-320. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia, 1998.

- Glass, D.C., & Singer, J.E. *Urban Stress. Experiments on Noise and Social Stressors*. New York, NY: Academic Press , 1972.
- Green, K.B., Pasternack, B.S., & Shore, R.E. Effects of aircraft noise on reading ability of school-age children. *Archives of Environmental Health*, 37:24-31 , 1982.
- Haines M., Stansfeld S.A., Job R.F.S., Berglund B., Chronic aircraft noise exposure and child cognitive performance and stress. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol.1, pp.329-336. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia, 1998.
- Hebb, D.O. Drives and the C.N.S. (Conceptual Nervous System). *Psychological Review*, 62:243-254 , 1955.
- Hockey, R. Stress and the cognitive components of skilled performance. In V. Hamilton & D.M. Warburton (eds.), *Human Stress and Cognition*. New York, NY: Wiley, pp. 141-177 , 1979.
- Hygge S., Evans G.W ., Bullinger M., The Munich airport noise study : Cognitive effects on children from before to after the change over of airports. In F.A. Hill and R. Lawrence (eds.) *Inter Noise 96. Noise control – The Next 25 Years*, Vol. 5, pp. 2189-92. Institute of Acoustics, St. Albans, UK, 1996
- Hygge S., Jones D.M., Smith A.P., Recent developments in noise and performance. In N.L. Carter and R.F.S. Job (eds.) *Noise as a Public Health Problem (Noise Effects '98)*, Vol.1, pp.321-28. Noise Effects '98 PTY Ltd., Sydney, Australia, 1998.
- Hygge, S., Bullinger, M., & Evans, G.W. The Munich Airport Noise Study: Cognitive effects on children from before to after the change over of airports. Abstract Guide from the 23rd International Congress of Applied Psychology, Madrid, Spain, July, 1994. Gävle, Sweden: Royal Institute of Technology, Report to the Swedish Environmental Protection Agency , 1994.
- Hygge, S., Evans, G.W., & Bullinger, M. The Munich Airport Noise Study: Psychological, cognitive, motivational, and quality of life effects on children. In M. Vallet (ed.), *Noise as a Public Health Problem*. Arcueil Cedex, France: INRETS, Vol. 3, pp. 301-308 , 1993.
- Jones, D.M. Performance effects. In D.M. Jones & A.J. Chapman (eds.), *Noise and Society*. Chichester, UK: Wiley, pp. 155-184 , 1984.
- Kryter, K.D. *The Effects of Noise on Man*. New York, NY: Academic Press , 1970.
- Kryter, K.D. *The Handbook of Hearing and the Effects of Noise. Physiology, Psychology, and Public Health*. New York: Academic Press , 1994.
- McGrath, J.J. Irrelevant stimulation and vigilance performance. In D.N. Buckner & J.J. McGrath (eds.), *Vigilance: A Symposium*. New York: McGraw-Hill , 1963.
- Smith A.P., Noise, performance efficiency and safety. *International Archive of Occupational and Environmental Health*, 62: 1-5, 1990.
- Smith, A.W. A review of the effects of noise on human performance. *Scandinavian Journal of Psychology*, 30:185-206 , 1989.
- Wachs, T.D., & Gruen, E.G. *Early Experience and Human Development*. New York: Plenum , 1982.

9. IL PUNTO SULLE CONOSCENZE ATTUALI E SUGLI SVILUPPI DELLA RICERCA

Al fine di tentare una sintesi conclusiva delle conoscenze disponibili riguardo agli effetti del rumore, si è ritenuto utile un riferimento particolare a tre documenti, che hanno preso in esame gli studi più recenti ed hanno formulato alcune indicazioni di estremo interesse sull'argomento, che risultano sostanzialmente coerenti, nelle linee generali, con quanto sviluppato nei capitoli precedenti.

Il primo lavoro "Health effect based noise assessment methods: a review and faisibility study" è stato realizzato nel 1998 da N. B. Porter, B. F. Berry e I.H. Flindell con l'obiettivo di indicare fino a che punto sia possibile utilizzare le conoscenze esistenti sui potenziali effetti sulla salute, per suggerire criteri-guida per l'esposizione al rumore ambientale.

Il secondo lavoro "Guidelines for Community Noise", a cura di B. Berglund, T. Lindvall e D.H. Schwela, pubblicato nel 1999 dall'Organizzazione Mondiale della Sanità, è il risultato del lavoro di un gruppo di esperti riunitisi a Londra nell'aprile del 1999.

Il terzo documento di riferimento, "WG2 – Dose/Effect. First year progress report" di J. Lambert e B. Berglund, è un primo rapporto sullo stato di avanzamento dei lavori, al novembre 1999, del gruppo WG2, istituito dalla Comunità Europea per la stesura della futura Direttiva sul rumore ambientale (EU's FUTURE NOISE POLICY, WG2). Il WG2 ha il compito di redigere un rapporto conclusivo (*Position Paper* finale ad agosto 2002) sullo stato delle conoscenze e sulla necessità di ulteriori ricerche, in tema di rumore ambientale e di suoi effetti sulla salute pubblica. Già questo primo rapporto preliminare permette tuttavia di individuare i temi più urgenti, sui quali gli esperti indicano una necessità di ricerca a breve-medio termine.

Porter, Berry & Flindell hanno preso a riferimento per il loro lavoro alcune rassegne "chiave" [Berglund & Lindvall, 1995; Job 1995, 1996; Shaw, 1996; Thompson, 1996, Berglund, 1996, Morrell, Taylor e Lyle, 1997; Netherlands Health Council, 1997; Ludlow & Flindell, 1997; IEH, 1997], peraltro tutte di recente pubblicazione. Gli Autori propongono un'analisi riassuntiva dei risultati disponibili, in termini di evidenza scientifica, per i diversi possibili effetti del rumore sulla salute (Tabella n. 9.1) e sottolineano che i risultati di ricerche e studi successivi potrebbero, ovviamente, condurre a conclusioni differenti. Essi hanno altresì analizzato le relazioni dose-effetto che sono state proposte da vari Autori per i diversi effetti dell'esposizione a rumore (in particolare per l'*annoyance*, per il disturbo del sonno e l'interferenza con le attività). Tutte le curve sembrano avere la stessa generica forma ad "S", indipendentemente dal particolare effetto considerato, ed inoltre, a causa della dispersione dei dati individuali, il metodo di analisi statistica utilizzato risulta determinante nella definizione della forma precisa della curva stessa.

Effetto	Forza dell'evidenza
<i>Annoyance</i>	Sufficiente (1, 2, 5)
Disturbi psichiatrici	Non conclusiva (1), Limitata (2), Non conclusiva (3,5), Modesta (6), Indicativa ma contraddittoria (7)
Prestazioni	Limitata (2), Dipendente dall'attività svolta (5)
Prestazioni scolastiche dei bambini	Sufficiente (1,2)
Sonno	
Cambiamenti nella struttura del sonno	Sufficiente (2,7)
Inizio/latenza	Sufficiente (1)
Risveglio durante la notte	Sufficiente (1,2)
Risveglio mattutino precoce	Sufficiente (1,3)
Cambiamenti negli stadi del sonno	Sufficiente (2)
Perdita del sonno	Sufficiente (7)
Relazione soggettiva sulla qualità del sonno	Sufficiente (1, 2, 3)
Umore nella giornata seguente	Sufficiente (1,2)
Sonnolenza e prestazioni il giorno successivo	Non conclusiva (1), Limitata (2)
Ritmo cardiaco	Sufficiente (2)
Ormoni	Limitata (2)
Sistema immunitario	Inadeguata (2)
Perdita dell'udito	Sufficiente (2,5)
Effetti sulla salute legati allo stress	
Ipertensione	Non conclusiva (1,3), Sufficiente (2)
Patologia cardiaca di natura ischemica	Sufficiente (1,2)
Forme di malattie cardiovascolari	Non conclusiva (3, 5), Limitata (6)
Effetti biochimici	Limitata (2)
Effetti sul sistema immunitario	Limitata (2), Non conclusiva (6)
Peso alla nascita	Non conclusiva (1, 3, 7), Limitata (2)
Problemi congeniti	Mancante (2), Inadeguata (5)

Tabella n. 9.1- (tratto da Porter, Berry & Flindell, 1998)

Legenda: fonti bibliografiche e classificazioni

(1) IEH 1997

Sufficiente (1): evidenza sufficiente per un'associazione causale fra l'esposizione a rumore e gli esiti sulla salute

Non conclusiva (1): l'evidenza per una relazione causale fra l'esposizione a rumore e gli esiti sulla salute non è decisiva

(2) Netherlands H. C. 1997

Sufficiente (2): è stata osservata una relazione fra l'esposizione a rumore ed uno specifico effetto sulla salute; i fattori casuali (*chance*), le distorsioni (*bias*) e le variabili di confondimento possono essere esclusi con ragionevole confidenza

Limitata (2): è stata osservata un'associazione fra l'esposizione a rumore ed uno specifico effetto sulla salute; i fattori casuali (*chance*), le distorsioni (*bias*) e le variabili di confondimento non possono essere esclusi con ragionevole confidenza

Inadeguata (2): gli studi disponibili sono di qualità insufficiente, mancano di coerenza o di potenza statistica tali da permettere una conclusione riguardo alla presenza o l'assenza di una relazione causale

Mancante (2): diversi studi adeguati sono mutuamente coerenti nel non mostrare un'associazione positiva fra l'esposizione e l'effetto sulla salute

(3) Morrel et al. 1997, (4) Berglund 1996, (5) Shaw 1996, (6) Thompson 1997, (7) Job 1996
classificazioni derivate dal testo

In teoria tuttavia, gli effetti sono, o possono essere ritenuti, lievi o trascurabili per bassi livelli di rumore; all'aumentare dei livelli anche l'entità degli effetti aumenta, dapprima lentamente poi più rapidamente, fino a che la curva arriva ad un appiattimento. Dall'andamento delle curve dose-effetto, è possibile ricavare dei valori soglia al di sotto dei quali si può ritenere che gli effetti del rumore siano infrequenti o improbabili. Escludendo il caso dell'*annoyance* (%HA), dell'interferenza con le attività e del disturbo del sonno, gli Autori sottolineano che, per gli altri effetti ipotizzati, la forma precisa della curva dose-effetto è estremamente incerta, in particolare ai livelli di rumore che caratterizzano l'esposizione nell'ambiente abitativo o nell'ambiente esterno. Pertanto, essendo l'evidenza scientifica ancora frammentaria e non del tutto convincente, anche i livelli di soglia indicati non possono essere ritenuti, attualmente, definitivi.

Nel lavoro di Porter et al. viene inoltre sottolineata l'importanza di considerare l'impatto complessivo sulla salute della molteplicità di effetti derivanti dall'esposizione al rumore, nei diversi momenti della vita quotidiana. Job (1996) ha tentato di creare un modello preliminare delle connessioni causali fra il rumore, le reazioni della popolazione, gli effetti sulla salute ed i fattori che possono interferire e modificare gli effetti e le reazioni (Figura n. 9.1). Anche Thompson (1996) ha supportato l'ipotesi di Job, sottolineando il fatto che i fattori di modificazione non debbono essere considerati variabili di confondimento, bensì fattori che intervengono nel legame causale, rinforzando o attenuando l'originale risposta di *stress* e, come tali, elementi fondamentali che tutte le future ricerche dovranno necessariamente tenere in considerazione.

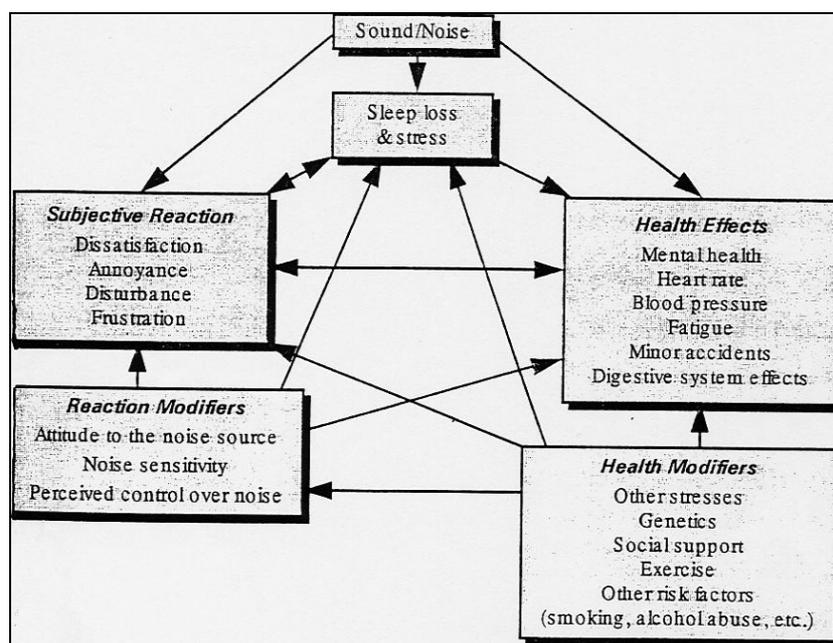


Figura n. 9.1 - (Tratto da Job 1995, in Porter, Berry & Flindell, 1998)

Per quanto attiene alla definizione di valori guida, si è ritenuto opportuno fare riferimento alla proposta contenuta nel documento dell'OMS "Guidelines for Community Noise" (WHO, 1999). Tali valori-guida (Tabella n. 9.2) sono riferiti alla tutela della popolazione in generale, pertanto senza particolari riferimenti ai gruppi potenzialmente più vulnerabili.

Valori-guida proposti dall'OMS per il rumore ambientale				
Ambiente specifico	Effetto/i critico/i [Critical Health Effect(s)]	LAeq (dB)	Riferimento temporale (h)	L _{Amax} , fast (dB)
Ambienti di vita, esterno	<i>Annoyance</i> elevata, periodo diurno e serale	55	16	-
	<i>Annoyance</i> moderata, periodo diurno e serale	50	16	-
Abitazioni, interno	Intelligibilità della parola e moderata <i>annoyance</i> , periodo diurno e serale	35	16	
All'interno delle stanze da letto	Disturbo del sonno, periodo notturno	30	8	45
All'esterno delle stanze da letto	Disturbo del sonno, finestre aperte (valori esterni)	45	8	60
Aule scolastiche ed asili, interno	Intelligibilità della parola e difficoltà nella comprensione dell'informazione e nella comunicazione del messaggio	35	durante le lezioni	-
Asili Stanze da letto, interno	Disturbo del sonno	30	durante il sonno	45
Scuole, aree esterne di ricreazione	<i>Annoyance</i> (sorgente esterna)	55	durante il gioco	-
Ospedali, reparti, interno	Disturbo del sonno, periodo notturno	30	8	40
	Disturbo del sonno, periodo diurno e serale	30	16	-
Ospedali, sale di cura, interno	Interferenza con il riposo e la guarigione	# 1		
Aree industriali, commerciali, di traffico, interno ed esterno	Danno uditivo	70	24	110
Cerimonie, celebrazioni, feste ed eventi di spettacolo	Danno uditivo (frequentatori: < 5 volte/anno)	100	4	110
Luoghi pubblici, interno ed esterno	Danno uditivo	85	1	110
Musica ascoltata da cuffie o auricolari	Danno uditivo (valore in campo libero)	85 # 4	1	110
Suoni impulsivi prodotti da giocattoli, fuochi d'artificio e armi da fuoco	Danno uditivo (adulti)	-	-	140 # 2
	Danno uditivo (bambini)	-	-	120 # 2
Aree esterne in parchi e aree di tutela	Disturbo della quiete	# 3		

Tabella n. 9.2 - (tratto da WHO, 1999)

Legenda:

- # 1 : il più basso possibile;
- # 2 : livello di pressione sonora di picco (non L_{Amax}, fast), misurato a 100 mm dall'orecchio
- # 3 : le aree esterne esistenti caratterizzate da bassi livelli di rumore dovrebbero essere protette ed il rapporto fra il rumore intrusivo ed il naturale livello di fondo dovrebbe essere mantenuto basso
- # 4 : in cuffia, adattato ai valori in campo libero

I valori-guida sono organizzati, all'interno della Tabella, per ambiente specifico (abitazione, scuola, ospedale, ecc.); qualora vengano identificati, per uno stesso ambiente, più effetti negativi dell'esposizione al rumore ambientale, i valori guida sono fissati al livello sonoro più basso per cui si ha un effetto negativo o sfavorevole sulla salute (il cosiddetto "effetto critico", vale a dire l'effetto con il più basso livello di soglia). Gli esperti del WHO hanno ritenuto le conoscenze attuali sufficienti per proporre valori-guida per il rumore ambientale, soltanto relativamente ai seguenti effetti sulla salute: *annoyance*, intelligibilità della parola ed interferenza con la comunicazione, disturbo nella comprensione dei contenuti dell'informazione (ad es.: processo di apprendimento della lettura), disturbo del sonno e danno uditivo. Nelle Linee Guida dell'OMS viene inoltre evidenziata l'importanza, peraltro più volte sottolineata anche nei diversi capitoli della presente rassegna, di considerare, come descrittore del rumore ambientale al fine di valutare i possibili effetti sulla salute umana, non soltanto il parametro LAeq, ma anche altri parametri quali il livello massimo ed il numero di eventi sonori. Qualora il rumore presenti componenti a bassa frequenza in misura considerevole, l'indicazione che emerge è di prendere a riferimento livelli inferiori a quelli indicati come valori-guida, poiché le componenti a bassa frequenza possono aumentare gli effetti negativi dell'esposizione a rumore.

Dai documenti esaminati e dalla rassegna sin qui condotta, è dunque possibile tentare di trarre, in riferimento ai diversi potenziali effetti, le seguenti conclusioni:

Effetti uditivi

La relazione tra rumore e danno uditivo, assolutamente certa, risulta notevolmente complessa e influenzata da numerosi fattori; in particolare esiste una notevole variabilità riscontrabile fra gli individui. È comunemente accettata, per la valutazione dell'esposizione al rumore, l'ipotesi che il danno sia in relazione con l'energia sonora totale.

Esposizioni ad elevati livelli di rumore, in grado di provocare un danno uditivo, non sono affatto limitate agli ambienti di lavoro; sembra, infatti, che anche la sociacusia stia assumendo una certa rilevanza. Fra le cause che possono esporre la popolazione, ed in particolare i giovani ed i giovanissimi, al rischio di una perdita dell'udito si possono ricordare, ad esempio, l'ascolto della musica ad alto volume in discoteca, in concerti o dalle cuffie, taluni giocattoli ed i fuochi d'artificio (rumore impulsivo) e la pratica di alcuni sport (ad es.: sport motoristici, tiro a segno, caccia).

Benché siano abbastanza ben conosciuti i meccanismi patogenetici e le conseguenze funzionali dell'ipoacusia da rumore, sono tuttora piuttosto incerte le conoscenze riguardo i processi dinamico-evolutivi. Inoltre resta ancora da chiarire in che misura i rumori impulsivi ed i rumori con componenti a bassa frequenza debbano essere presi in considerazione nella valutazione del rischio di danno.

Annoyance

Esiste una sufficiente evidenza scientifica che l'esposizione a rumore determini un certo grado di *annoyance* nella popolazione, che può variare secondo la situazione ed il contesto considerato. Sono disponibili curve dose-risposta e livelli di soglia per il rumore da traffico aereo (per il quale si ha la più forte reazione), stradale e ferroviario. La curva dose-risposta non è ancora stata definita con sufficiente precisione nel caso del

rumore industriale, mentre è ancora da determinare per ciò che riguarda le altre sorgenti di rumore ambientale.

I problemi aperti riguardano, in particolare, la scelta di utilizzare esclusivamente la percentuale di molto disturbati (%HA, % *Highly Annoyed*) per descrivere l'effetto sulla popolazione, la scelta del miglior descrittore del rumore al fine di prevedere l'*annoyance*, l'influenza del grado di isolamento dell'edificio, l'influenza della collocazione dell'abitazione e della disposizione dei locali rispetto alla sorgente (in particolare, della presenza di una parte dell'edificio meno esposta al rumore e pertanto più tranquilla), la causa delle differenze fra i diversi studi, l'effetto di *annoyance* dovuto a più sorgenti combinate fra loro.

Effetti di disturbo del sonno

Per gli effetti sul sonno esiste una sufficiente evidenza scientifica; curve dose-risposta così come valori di soglia sono disponibili soltanto per la probabilità di risvegli notturni, mentre ancora da approfondire è la tematica in riferimento al tempo di addormentamento, alla difficoltà ad addormentarsi dopo un risveglio, ai risvegli mattutini precoci ed agli effetti che si manifestano nella giornata successiva all'esposizione notturna al rumore (*after effects*), oltre che agli effetti combinati.

Esiste anche l'evidenza, per taluni effetti, di un'assuefazione, almeno parziale, degli individui esposti, vale a dire del fatto che essi sviluppano una sorta di abitudine all'esposizione, e permane un certo grado di incertezza in merito alle conseguenze a lungo termine del disturbo indotto dal rumore; un'interferenza eccessiva del rumore con il sonno sembra, in particolare, compromettere il benessere psicologico.

I problemi aperti riguardano l'adeguatezza del parametro legato ai risvegli quale descrittore del disturbo del sonno dovuto al rumore, l'esiguità del campione utilizzato in molti studi, il disaccordo che emerge fra gli studi effettuati in campo ed in laboratorio, l'influenza del grado di isolamento dell'edificio, ed i gruppi di persone maggiormente sensibili.

Interferenza con la comunicazione verbale

Esiste una sufficiente evidenza scientifica per l'effetto dovuto al rumore bianco ed ai toni puri, mentre ancora da approfondire è l'effetto dovuto al rumore ambientale, come quello prodotto dal traffico stradale o ferroviario oppure aereo; incertezze permangono in merito alla combinazione di più effetti ed agli effetti sui soggetti più vulnerabili.

Attualmente non sono disponibili curve dose-risposta e livelli di soglia relativamente all'esposizione a lungo termine al rumore ambientale.

Benché, infatti, l'interferenza con la comunicazione verbale possa essere spiegata dall'effetto di mascheramento diretto di un rumore di fondo, risulta assai meno chiaro in che misura, nelle differenti situazioni, un certo grado di interferenza possa essere superabile con relativa facilità oppure, al contrario, possa divenire causa di *stress*.

Effetti sulle prestazioni e sulla produttività

Esiste una sufficiente evidenza scientifica per ciò che riguarda gli effetti sulle *performance*, in particolare per gli effetti sul processo di apprendimento della lettura da parte dei bambini, causati dal rumore aereo. Ulteriori approfondimenti sono invece necessari per gli effetti dovuti al rumore da traffico stradale e ferroviario, così come meno conosciuti sono gli effetti sulla produttività.

Non sono state stabilite, in maniera convincente e definitiva, né curve dose-risposta, né livelli di soglia, per tutti i possibili effetti nei diversi contesti in cui si realizza l'esposizione a rumore.

Di particolare interesse risultano le problematiche riguardanti l'effetto del rumore stradale e ferroviario sull'apprendimento della lettura da parte dei bambini e la determinazione di una curva dose-risposta per lo stesso effetto dovuto al rumore aereo.

Altri effetti

L'evidenza per quanto riguarda gli effetti mentali (alcuni indicatori studiati per questi effetti sono, ad esempio, i ricoveri in ospedale, il consumo di farmaci -in particolare sedativi-, l'aggressività, lo stato di salute psicologica) e gli effetti psicofisiologici (*stress complex*, ipertensione, cardiopatia ischemica, peso alla nascita) risulta al momento non conclusiva o contraddittoria, ad eccezione di un potenziale effetto del rumore da traffico in termini di aumentato rischio di patologia cardiaca di natura ischemica. Sembra infatti plausibile, dal punto di vista scientifico, che una minoranza della popolazione esposta ai più elevati livelli di rumore, possa essere soggetta ad un qualche aumento del rischio di disturbi cardiovascolari.

Ulteriori ricerche sono necessarie al fine di determinare possibili relazioni dose-risposta e livelli di soglia.

I problemi aperti riguardano in particolare la relazione dose-effetto per effetti combinati (ad es.: *annoyance* + disturbo del sonno + ipertensione) e per i gruppi vulnerabili (bambini e soggetti con danni all'udito).

Dalle diverse rassegne ed analisi, emerge l'importanza di identificare e studiare i cosiddetti "gruppi vulnerabili" cioè i gruppi di individui (ad es.: i bambini, i soggetti con un danno uditivo, i ciechi, gli anziani, ecc.) particolarmente sensibili in riferimento ad un determinato effetto. Le ricerche future dovrebbero, infatti, analizzare questi gruppi vulnerabili per rendere più semplice l'identificazione di effetti sulla salute, che potrebbero altrimenti risultare di difficile osservazione nella popolazione generale. D'altro canto, l'individuazione di valori di soglia che offrano un ragionevole livello di protezione degli individui maggiormente sensibili, è automaticamente garanzia di protezione dagli effetti considerati anche per la popolazione "normale" (Porter, Berry & Flindell, 1998).

A partire da considerazioni espresse da alcuni Autori secondo cui il rumore subito sul luogo di lavoro determina una sorte di "effetto memoria" che può aggravare gli effetti del rumore ambientale [ad es.: Bertoni, Franchini, et al., 1994], va altresì rilevata l'importanza di considerare l'esposizione personale complessiva, ai fini di una valutazione globale dei possibili effetti del rumore sull'individuo.

Nel documento redatto dal WG2 è infine di grande interesse l'individuazione delle ricerche che, dopo un'accurata rassegna degli studi condotti in questi ultimi anni, risultano attualmente necessarie. Il WG2 ha in particolare proposto, fra i 36 temi di ricerca individuati per il breve e lungo periodo, alcuni progetti di base sulla relazione dose-effetto ritenuti prioritari, da realizzare nel breve periodo:

Progetto n. 1: Relazione dose-risposta per l'annoyance

Verrà analizzata l'influenza del grado di isolamento dell'edificio e della presenza di una parte dell'edificio meno esposta al rumore e pertanto più tranquilla, sulla relazione dose-risposta per il rumore da traffico stradale, ferroviario ed aereo. Saranno altresì considerate le differenze socioculturali fra i diversi paesi (es.: nord/sud).

Progetto n. 2: Relazioni dose-effetto relative alle prestazioni scolastiche dei bambini

Verranno analizzati gli effetti, quali ad esempio quelli sulla comprensione uditiva e sull'apprendimento del linguaggio e della lettura, dovuti al rumore dei sistemi di trasporto, in particolare per il traffico stradale che costituisce la più diffusa sorgente di esposizione cronica al rumore per i bambini.

Progetto n. 3: Relazioni dose-effetto per il disturbo del sonno

Verrà analizzata l'influenza del grado di isolamento dell'edificio e della disposizione dei locali (presenza di una parte dell'edificio più tranquilla) sulla relazione dose-risposta, per il rumore da traffico stradale, ferroviario ed aereo.

Al fine di determinare livelli di soglia e relazioni dose-effetto, saranno individuati opportuni indicatori del disturbo prodotto dal rumore (estendendo il concetto di "effetti" anche ad altre reazioni, diverse dai risvegli): si analizzeranno gli effetti sul sonno durante il periodo notturno, includendo l'*annoyance* indotta il giorno successivo, il ritardo con cui ci si addormenta e gli effetti nelle prime ore del mattino seguente.

Progetto n. 4: Relazione dose-effetto per sorgenti multiple di rumore ed effetti combinati

Si considereranno gli effetti di sorgenti multiple di rumore (sorgenti combinate o combinazione degli effetti), con particolare riferimento al rumore dei sistemi di trasporto (stradale, ferroviario ed aereo).

Il progetto consentirà di ottenere dati attraverso i quali avere maggiori certezze, rispetto alle attuali, sugli effetti dovuti alla multiesposizione e/o sugli effetti combinati. Inoltre da tali risultati sarà possibile ottenere modelli di previsione (relazioni dose-effetto) relativamente ad un campo ancora poco esplorato.

Progetto n. 5: Informazione alla popolazione e alle autorità locali

Il progetto mira a studiare le modalità ed il livello di diffusione dell'informazione e delle conoscenze sul tema degli effetti del rumore (popolazione ed autorità locali).

Per i progetti citati è previsto il coordinamento da parte di membri dello stesso WG2.

Altri progetti riguardano: gli andamenti temporali nelle curve dose-risposta per l'*annoyance*, il legame fra l'*annoyance* ed altri effetti più gravi, le relazioni dose-risposta per il rumore a bassa frequenza (e le vibrazioni) e l'*annoyance*; le relazioni dose-risposta per l'*annoyance* dovuta al rumore industriale.

È auspicabile che i progetti proposti vengano accolti, e siano dunque approvati e finanziati nell'ambito dei piani di ricerca comunitari. In tal modo, quando i risultati potranno essere resi noti, assisteremo ad una significativa evoluzione delle attuali conoscenze sul complesso rapporto dose-effetto relativamente all'esposizione delle popolazioni al rumore.

BIBLIOGRAFIA PRINCIPALE

- Lambert J., Berglund B., EU's Future Noise Policy, WG2 – Dose/Effect, First year progress report, November 1999.
- Porter N.D., Berry B.F., Flindell I.H., *Health effect-based noise assessment methods: a review and feasibility study*, NPL Report CMAM 16, 1998.
- World Health Organization, Berglund B., Lindvall T., Schwela D.H., (eds.), *Guidelines for Community Noise*, 1999.

ULTERIORI RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI

- Berglund B., Aircraft noise and health, *Second ARC, Finland*, 1996.
- Berglund B., Lindvall T., (eds.), *Community Noise*, Document prepared for the World Health Organization, Archives of the Center for Sensory Research, Stockholm University and Karolinska Institute, Vol. 2, N.1, 1995.
- Bertoni D., Franchini A., Lambert J., Magnoni M., Tartoni P.L., Vallet M., *Gli effetti del rumore dei sistemi di trasporto sulla popolazione*, Pitagora ed., 1994.
- IEH Institute for Environment and Health, 1997, Workshop on non-auditory health effects of noise. *Draft Report*, September 1997.
- Job RFS., Noise-reaction relationships and their effects on other health outcomes, *Proceedings of the 15th Int Congress on Acoustics*, Norway, 1995.
- Job RFS., The influence of subjective reactions to noise on health effects of the noise, *Environment International*, Vol.22, No.1, 1996.
- Ludlow B., Flindell I.H., An overview of noise and health effects – one way forward, *Proceedings of Internoise 97*, 1997.
- Morrell S., Taylor R., Lyle D., A review of health effects of aircraft noise, *Australian and New Zealand Journal of Public Health*, Vol. 21, No. 2, 1997.
- Netherlands Health Council: Committee on a Uniform environmental noise exposure metric. 1995, Assessing noise exposure for public health purposes, *Report 1997/23E*, 1997.
- Shaw E., Noise environments outdoors and the effects of community noise exposure, *Noise Control Engineering* 44 (3), May-Jun, 1996.
- Thompson S.J., Non-auditory effects of noise - an updated review, *Proceedings of Internoise 96*, 1996.