

Rumore da traffico stradale: valutazione, predeterminazione e limiti

MARIO COSA (a) e MARCELLO NICOLI (b)

(a) *Comune di Roma, Ripartizione Igiene e Sanità*

(b) *Laboratorio di Igiene del Territorio, Istituto Superiore di Sanità*

Riassunto. — Nella valutazione del grado di disturbo generato dal traffico veicolare, sono stati proposti numerosi criteri e indici di commisurazione che costituiscono, oltre che mezzi di verifica, anche elementi di giudizio e di previsione nel campo della pianificazione urbana e territoriale.

Per questo scopo sono state passate in rassegna le procedure proposte da vari AA. ed adottate da differenti normative.

Sono stati posti in particolare evidenza i rapporti esistenti tra la intensità del traffico ed i relativi fattori ad esso correlati con gli indici di inquinamento acustico.

Sulla base di questi elementi sono riportate numerose espressioni analitiche utilizzabili per la predeterminazione dei livelli statistici del rumore e per il calcolo dei relativi indici di disturbo.

Da ultimo, con riferimento alla normativa esistente ed alle proposte effettuate da differenti AA., sono stati forniti una serie di limiti di accettabilità del livello di rumorosità, introducendo anche tabelle di conversione per il raffronto fra gli indici di valutazione del disturbo adottati.

Summary (*Evaluation, predetermination and limits of the noise due to road traffic*). — In evaluation of annoyance level due to road traffic, many criterions of noise exposure and degrees of basic adverse effect have been proposed through composite numerical values.

In the present study procedures and units proposed by various AA. are recognized and mathematical prediction models which correlate the influence of traffic density, composition, speed and geometry of road on emitted noise level are evaluated.

At last limits of noise exposure levels set up in many countries or promulgated by Authorities with respect to the health and well being of man and in function of zoning urban areas, are referred.

GENERALITÀ

Il rumore generato dal traffico veicolare, come è largamente noto, rappresenta uno dei fattori che maggiormente concorrono alla degradazione delle condizioni di benessere ambientale, soprattutto nell'ambito delle aree urbane.

È ormai accettato il termine di « inquinamento acustico » per definire un fenomeno fisico capace di determinare nell'uomo molteplici effetti che sovente è difficile classificare con ordine e sistematicità.

Un particolare criterio di classificazione di questi effetti, basato sulla differente lesività degli effetti stessi ed in accordo con le proposte formulate dalla CEE [1] che sembra particolarmente efficace ed esauriente, è quello di distinguerli come segue:

- 1) danno a carico dell'organo dell'udito (o specifico);
- 2) danno a carico di altri organi e sistemi o della psiche (o non specifico);
- 3) disturbo del sonno o del riposo;
- 4) interferenza sulla comprensione delle parole o di altri segnali acustici;
- 5) interferenza sul rendimento, sulla efficienza, sull'attenzione e sull'apprendimento;
- 6) sensazione generica di fastidio (*annoyance*) [2, 3].

In particolare, il rumore dovuto al traffico veicolare determina nella maggior parte dei casi una serie di reazioni da parte della comunità che, in base alla precedente denominazione, possono essere genericamente ascritte agli effetti del 6° tipo (sensazione di fastidio o *annoyance*).

Ai fini del presente studio l'*annoyance* può essere definita come il senso di disagio o di risentimento determinato dal rumore sia per le sue stesse caratteristiche fisiche, sia per le complesse implicazioni, anche soggettive, che il fenomeno acustico determina [4].

Appare quindi evidente che è estremamente difficoltoso determinare direttamente il grado di *annoyance*, mentre riesce più agevole valutare in modo indiretto la entità del « fastidio » in base alle reazioni che l'*annoyance* determina sulla comunità, ricorrendo a indagini statistiche che correlino le situazioni specifiche di esposizione al rumore con il grado di reazione che esse provocano.

Sulla base di questo criterio sono state proposte varie scale di valutazione del grado di *annoyance* come, ad esempio, la « scala verbale » di Mc Kennel [5] divisa in quattro livelli, o quella di « semantica differenziale » di Keighley [6] divisa in nove livelli.

Le sopraccitate metodiche non sempre hanno fornito risultati pienamente soddisfacenti a causa della difficoltà di reperire attraverso le inchieste una

serie di risposte tali da riprodurre oggettivamente, senza distorsioni incidentali o soggettive, un quadro fedele della situazione. Si deve altresì far presente che la rilevazione statistica su campioni di popolazione sufficientemente significativi oppone notevoli difficoltà di esecuzione e richiede un considerevole impiego di tempo, di personale e di spesa.

Malgrado ciò sono state effettuate numerose ricerche in questo senso [7-10]. Tali ricerche hanno dimostrato che è possibile trovare una correlazione più o meno significativa tra il grado di *annoyance* ed alcuni indici numerici di riferimento che possono essere rilevati in modo oggettivo attraverso procedure strumentali.

Ricerche successive hanno mostrato che alcuni di questi indici sono correlabili in modo specifico con le particolari caratteristiche del traffico veicolare (entità, velocità, composizione, caratteristiche ambientali, periodo del giorno, ecc.) [11]. Queste ultime ricerche lasciano intravedere la possibilità di predeterminare, attraverso la previsione delle caratteristiche locali del traffico, i valori che i suddetti indici potranno assumere nelle situazioni ipotizzate.

Ai fini del presente lavoro saranno presi in considerazione determinati indici di valutazione del rumore, che soddisfano le enunciate esigenze di correlazione con il grado di *annoyance* e con le caratteristiche locali del traffico.

In una sintetica esposizione essi sono rappresentati da:

$$L_1, L_{10}, L_{50}, L_{90}, L_{eq}, L_{NP}, TNI, L_{90}, CNEL.$$

Si richiamano in breve i significati dei suddetti indici:

$L_1, L_{10}, L_{50}, L_{90}$, rappresentano il livello di pressione acustica in dB(A) superato rispettivamente per l'1, il 10, il 50 ed il 90 % del tempo di rilevamento.

L_{eq} , « livello equivalente » costituisce un indice dell'effetto globale di disturbo dovuto ad una sequenza di rumori entro un dato tempo; esso cioè corrisponde al livello di rumore continuo che nell'intervallo di tempo predetto possiede lo stesso « livello energetico medio » del rumore originario [12].

L_{NP} , « livello di inquinamento da rumore » rappresenta un criterio di valutazione che tiene conto oltre che del contenuto energetico del rumore anche della forma casuale dell'evento e della relativa diversificazione delle risposte soggettive [13];

TNI, « indice del rumore da traffico » è una combinazione del concetto di « clima di rumore » del traffico ($L_{10} - L_{90}$) e del livello statistico L_{90} [14];

L_{24} , «livello equivalente di rumore giorno/notte» rappresenta l'effetto globale di disturbo nelle 24 ore, introducendo un fattore di penalizzazione per i rumori che si verificano durante le ore della notte (22-7) [15];

CNEL, «livello di rumore equivalente nella comunità» è molto simile all' L_{24} , ma introduce fattori di penalizzazione differenti per le ore della sera (19-22), pur accettando gli stessi fattori di penalizzazione dell' L_{24} per le ore notturne (22-7) [16].

PREDETERMINAZIONE DEL LIVELLO DI DISTURBO

Gli indici di livello di rumore menzionati nel capitolo precedente rappresentano mezzi variamente efficaci per la valutazione del disturbo generato dal traffico veicolare; essi possono essere determinati ricorrendo a procedure strumentali più o meno complesse.

Le metodiche strumentali costituiscono importanti mezzi di verifica di una situazione di fatto, ma ovviamente è desiderabile, nel campo della pianificazione urbanistica e territoriale, poter disporre di mezzi che consentano una predeterminazione dei livelli di rumore generati dal traffico stradale in base ad elementi che possono essere previsti o imposti in sede di programmazione o di progettazione.

Ricerche sperimentali effettuate da diversi AA. hanno individuato elementi di correlazioni tra indici di rumorosità ed altri fattori caratteristici quali, ad esempio, la densità e la composizione del traffico veicolare, le velocità media degli autoveicoli, la larghezza e la conformazione della strada, la collocazione del punto di misura, ecc.

Sulla base di queste premesse si espongono in una sintetica rassegna alcune metodiche di calcolo atte a prefigurare in maniera sufficientemente attendibile il grado di disturbo che la comunità potrà subire in conseguenza della esposizione al rumore cui sarà assoggettata.

È necessario premettere che le suddette metodiche sono formulate in base alla predeterminazione dei livelli di pressione acustica L_1 superati per la percentuale *i*-esima di durata del rilevamento.

Il valore L_{50} (superato per il 50 % del tempo di osservazione) rappresenta da solo un parametro significativo nel caso di traffico scorrevole con caratteristiche di omogeneità, come si verifica ad esempio, sulle autostrade o sulle strade urbane di scorrimento.

I risultati sperimentali di Johnsons e Saunders [17] hanno mostrato la relazione esistente fra L_{50} e il flusso di veicoli per ora (F), la loro velocità (v) e la distanza del punto di rilevamento dalla strada (d). Tale relazione è espres-

sa dalla seguente formula nella quale la velocità è in miglia per ora e la distanza (d) in piedi:

$$L_{50} = 51,5 + 10 \log_{10} \frac{F}{d} + 30 \log_{10} \frac{V}{40} \text{ dB (A)} \quad (1)$$

esprimendo (v) in km/h e (d) in metri, la (1) diventa:

$$L_{50} = 46,5 + 10 \log_{10} \frac{F}{d} + 30 \log_{10} \frac{V}{65} \text{ dB (A)} \quad (2)$$

In questa formula non si tiene conto della composizione del traffico: ad ogni modo la formula stessa si è dimostrata particolarmente valida in sede sperimentale quando il traffico dei veicoli pesanti si aggira sul 20 %.

Altri AA. hanno consigliato formule empiriche di calcolo dell' L_{50} lievemente differenti dalla (1).

Nickson [18] ha elaborato la seguente formula:

$$L_{50} = 50 + 10 \log_{10} \frac{F}{d} \text{ dB (A)} \quad (3)$$

Lamure e Auzou [19] propongono invece:

$$L_{50} = 52 + 10 \log_{10} \frac{F}{d} \text{ dB (A)} \quad (4)$$

Rathé [20] suggerisce:

$$L_{50} = 49 + 10 \log_{10} \frac{F}{d} \text{ dB (A)} \quad (5)$$

Come si vede le formulazioni (3), (4), (5) rappresentano espressioni semplificate, tra loro molto simili, che non tengono conto dell'influenza della velocità del traffico.

Beranek, Bolt e Newman [21] forniscono una espressione che si discosta alquanto dalle precedenti:

$$L_{50} = 68 + 8,5 \log_{10} F - 20 \log_{10} d \quad (6)$$

La (6) è valida per una velocità media del traffico di 35-45 miglia/ora e per una distanza dalla strada non superiore a 6 metri.

Johnson e Saunders hanno empiricamente trovato una correlazione che permette di determinare le correzioni da apportare alla (1) per percentuali di traffico pesante diverse da quelle standard, che nella suddetta formula sono calcolate pari al 20 % (Fig. 1).

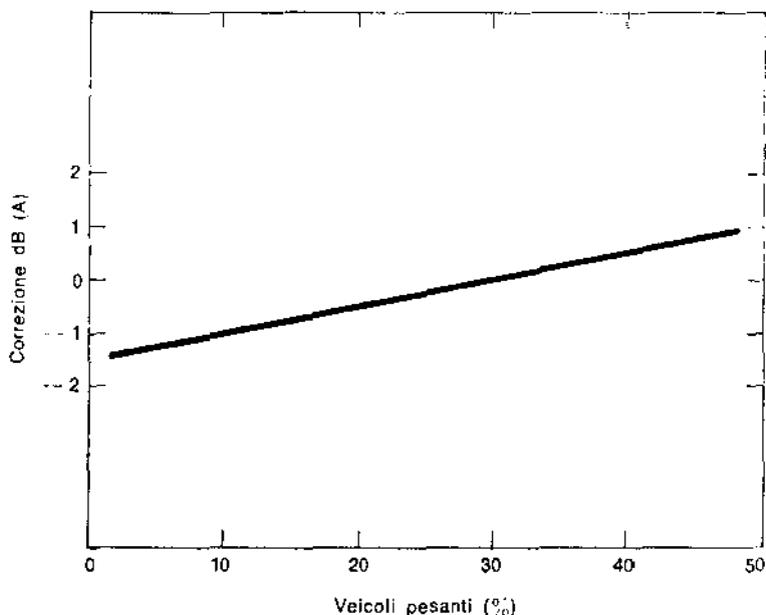


Fig. 1. - Correzione da apportare al livello statistico cumulativo L_{50} calcolato con la formula di Johnson e Saunders, per composizioni di traffico pesante diverse da quelle standard (20 %).

In modo analogo la (5) proposta da Rathé, può essere corretta in base ai fattori sotto indicati.

- Assenza di veicoli pesanti	- 2 dB (A)
- Traffico pesante 10-15 %	0 dB (A)
- Traffico pesante 20-30 %	+ 2 dB (A)
- Pendenza della strada fino al 3 %	0 dB (A)
- Pendenza della strada dal 3 al 7 %	+ 3 dB (A)
- Pendenza della strada maggiore del 7 %	+ 5 dB (A)
- Velocità 40-60 km/h	- 1 dB (A)
- Velocità 80-100 km/h	0 dB (A)
- Autostrade	+ 2 dB (A)
- Edifici su un solo lato	+ 2 dB (A)
- Edifici su ambedue i lati	+ 5 dB (A)

Inoltre la (5) è da ritenersi valida per distanze dal ciglio della strada non inferiori ad un valore critico $d_c = \frac{10.000}{F}$, essendo (F) il valore del flusso veicolare per ora.

Per distanze inferiori al valore critico suddetto, L_{50} non dipende dalla distanza, ma assume un valore costante eguale a: $9 + 20 \log_{10} F$.

In una ricerca eseguita recentemente a Torino, Benedetto e Spagnolo hanno utilizzato la seguente formula che consente la predeterminazione di L_{50} [22]:

$$L_{50} = 44,8 + 10,8 \log_{10} F - 9,6 \log_{10} d + 0,12 p \quad (7)$$

in cui (p) rappresenta la percentuale dei veicoli pesanti:

Mentre L_{50} , in prima approssimazione, rappresenta un indice correlabile con i livelli medi di rumorosità stradale, L_{10} e meglio ancora L_1 forniscono valide indicazioni sui livelli del rumore di picco.

L_{10} è influenzato dall'entità del flusso veicolare, dalla sua composizione, dal tipo di pavimentazione stradale, dalla pendenza e dalla larghezza della strada.

Paez nel 1968, ha effettuato una indagine sul rumore stradale nella città di Madrid [23] dalla quale è stato possibile trovare una correlazione tra L_{10} e i fattori sopramenzionati, secondo la:

$$L_{10} = L_{50} + 9 \log_{10} \frac{A + M}{100} + 10 \log_{10} \frac{C}{100} - 10 \log_{10} \frac{A + M + C}{100} - 5 \log_{10} \frac{D}{50} \text{ dB (A)} \quad (8)$$

dove:

- A, M, C: flussi orari di autoveicoli, motociclette e veicoli pesanti;
- D: larghezza della strada in metri.

La (8) è da considerarsi valida per condizioni di traffico abbastanza scorrevoli, con una velocità media veicolare di 40 km/h e nella ipotesi di una strada pianeggiante e asfaltata. Qualora la strada sia rispettivamente pianeggiante a selciato, in salita asfaltata, in salita a selciato, L_{50} della (8) deve subire un incremento rispettivamente dell'1,37 %, del 2,74 % e del 4,11 %.

Nel 1972 Delany [24] ha proposto per il calcolo di L_{10} la espressione

$$L_{10} = 7 \log_{10} F + 5,5 \log_{10} v + 11 - \delta \log_{10} d \text{ dB (A)} \quad (9)$$

mentre Nelson nel 1973 [25] dava per L_{10} la seguente formula:

$$L_{10} = 8 \log_{10} F + 20,4 \log v + 27,4 - \delta \log_{10} d \text{ dB (A)} \quad (10)$$

Nella (9) e nella (10) (F) rappresenta il flusso orario veicolare, (v) la velocità media del traffico in km/h, (d) la distanza in metri dall'asse stradale e (δ) è un fattore riduttivo da assumersi pari a 10,7 nella (9) ed a 16 nella (10). Quando ai lati della strada vi siano arce erbose, (δ) raggiunge il valore di 18. I sopracitati valori di (δ) sono validi nel caso di assenza di ostacoli

ai lati della strada. Nell'eventualità invece che esista una barriera interposta fra la sorgente di rumore ed il punto di ascolto, i valori di L_{10} calcolati in campo libero debbono essere ridotti in base ai dati ottenibili dal nomogramma di Fig. 2 [26].

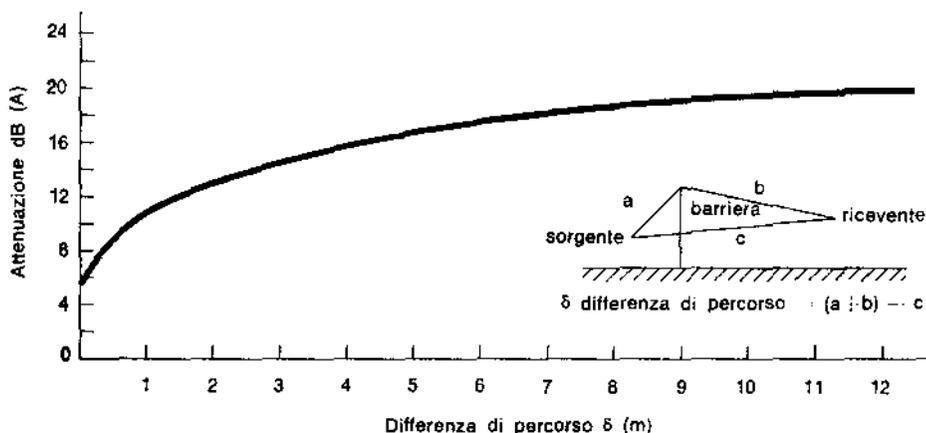


Fig. 2. - Attenuazioni del livello statistico cumulativo L_{10} per effetto di barriere interposte tra sorgente e punto di ascolto.

In caso di traffico intenso e continuo, la distribuzione statistica dei livelli di rumore si avvicina sensibilmente ad una distribuzione del tipo gaussiano. Secondo Alexandre [27] in tale circostanza L_{10} può essere calcolato in base ad una delle seguenti espressioni:

$$L_{10} = L_{50} + 1,3 \sigma \text{ dB (A)} \quad (11)$$

$$L_{10} = L_{50} + 1,3 \sigma - 0,11 \sigma^2 \text{ dB (A)} \quad (12)$$

dove (σ) (deviazione standard dei livelli) nel caso di flusso veicolare superiore a 100 veicoli/ora raggiunge il valore di 5 dB al bordo della strada, comunemente, tuttavia, tenendo conto di fattori collaterali, quali ad esempio la distanza dal ciglio stradale, si può assumere (σ) pari a 3-4 dB.

In buona approssimazione, la (11) e la (12), tenendo conto delle considerazioni sopra svolte, possono essere semplificate nelle:

$$L_{10} = L_{50} + 5 \text{ dB (A)} \quad (13)$$

$$L_{10} = L_{50} + 3 \text{ dB (A)} \quad (14)$$

Benedetto e Spagnolo nella indagine già menzionata [22] hanno stabilito fra L_{10} ed alcuni parametri del traffico la seguente relazione:

$$L_{10} = 61 + 8,4 \log_{10} F - 11,5 \log_{10} d + 0,15 p \text{ dB (A)} \quad (15)$$

Per il calcolo di L_1 , sempre nella ipotesi di traffico intenso e continuo, a cui corrisponde una distribuzione dei livelli di rumore di tipo gaussiano, Alexandre [27] fornisce la seguente espressione:

$$L_1 = L_{50} + 2,35 \sigma \text{ dB (A)} \quad (16)$$

dove la deviazione standard (σ) assume nella maggior parte dei casi il valore di 3-4 dB.

Secondo Lauber [28], sempre nella ipotesi di distribuzione gaussiana dei livelli di rumore, L_1 può essere calcolato attraverso la relazione:

$$L_1 = L_{50} + 6,87 \sqrt{(L_{eq} - L_{50})} \text{ dB (A)} \quad (17)$$

Rathé, dal canto suo, dopo aver effettuato oltre cento rilevazioni di rumorosità del traffico stradale a Zurigo, ha trovato una buona rispondenza nella espressione di L_1 attraverso la relazione:

$$L_1 = 104 - 20 \log_{10} d \text{ dB (A)} \quad (18)$$

valida per distanze dal ciglio stradale (d) superiori a 5 metri [29].

Come si vede, secondo il citato A. il valore di L_1 non dipenderebbe dalla entità del flusso veicolare, ma risulterebbe influenzato dalla distanza del punto di ascolto dalla sorgente di rumore. Per distanze inferiori a m 5, Rathé ritiene che si possa assumere $L_1 = 90 \text{ dB (A)}$.

Inoltre, come per L_{50} , alla (18) si debbono apportare i seguenti fattori di correzione relativi a particolari situazioni specifiche:

- Assenza di veicoli pesanti - 5 dB (A)
- Traffico pesante 10-15 % 0 dB (A)
- Traffico pesante 20-30 % + 5 dB (A)
- Pendenza della strada fino al 3 % 0 dB (A)
- Pendenza della strada dal 3 al 7 % + 3 dB (A)
- Pendenza della strada maggiore del 7 % + 6 dB (A)
- Velocità del traffico 40-60 km/h - 1 dB (A)
- Velocità del traffico 80-100 km/h 0 dB (A)
- Autostrade + 3 dB (A)
- Edifici su un solo lato: + 2 dB (A)
- Edifici su ambedue i lati + 5 dB (A)

Per quanto riguarda invece il livello della rumorosità ambientale di fondo, è stato constatato sperimentalmente che L_{50} , e cioè il livello di rumore superato nel 90 % del tempo di osservazione, costituisce un parametro di misura sufficientemente rappresentativo.

Per la valutazione di tale parametro, Paez [23] ha individuato una espressione analitica del tipo:

$$P = 0,2 + 0,5 \cdot 10^{-3} F \text{ dyne/cm}^2 \quad (19)$$

dove (P) è il valore medio della pressione acustica.

Per calcolare L_{90} basta ricordare che:

$$L_{90} = 20 \log_{10} \frac{P}{P_0} \text{ dB (A)} \quad (20)$$

nella espressione sopra riportata, come è noto, (P_0) è la pressione acustica di riferimento pari a $0,0002 \text{ dyne/cm}^2$.

Va notato che nella (19) il valore di (P) dipende esclusivamente dal flusso veicolare, mentre non sono presi in considerazione altri elementi caratteristici (composizione del traffico, velocità dei veicoli, fondo stradale, ecc.).

Benedetto e Spagnolo [22] propongono per L_{90} una espressione più completa che tiene conto oltre che del flusso veicolare (F), anche della percentuale di veicoli pesanti (p) e della distanza del punto di rilevamento dal centro della strada (d):

$$L_{90} = 39,1 + 10,5 \log_{10} F - 9,3 \log_{10} d + 0,06 p \text{ dB (A)} \quad (21)$$

Una indicazione significativa relativa alle caratteristiche del rumore generato da un determinato tipo di traffico, è fornita dal cosiddetto «clima di rumore», definito dal rapporto della Commissione Wilson [30] come il divario fra L_{10} ed L_{90} . Esso indica cioè lo scarto esistente fra il rumore di fondo L_{90} ed il rumore di picco L_{10} .

Come si è già accennato in precedenza, un elemento significativo per la caratterizzazione del rumore da traffico è il livello medio L_{50} che rappresenta il valore di pressione acustica superato per il 50 % del tempo di ascolto [27]; mentre L_{50} però, fornisce informazioni soltanto sul livello medio del rumore, il clima di rumore ($L_{10} - L_{90}$) consente di valutare il grado di variabilità con il quale si manifesta il fenomeno acustico osservato.

Partendo da questi presupposti sono stati elaborati alcuni indici particolarmente significativi per la valutazione del disturbo dovuto al traffico veicolare quali il «Traffic Noise Index» (TNI) sviluppato da Griffith e Langdon [10], che rappresenta, come già accennato, una combinazione fra il «clima di rumore» ed il «livello di rumorosità di fondo» o il «livello di rumore equivalente» (L_{eq}) adottato da Lang e Rathé [31, 32] corrispondente al livello sonoro continuo di contenuto energetico uguale a quello del rumore rilevato. Robinson, successivamente, ritenendo che L_{eq} non fosse sufficientemente rappresentativo nel caso di apprezzabili fluttuazioni del livello sonoro, ha introdotto una nuova unità denominata «livello di inquinamento acustico»

(L_{nr}) nell'intento di ottenere un indice che potesse consentire una adeguata valutazione di diversi tipi di rumore quali quello stradale e quello aeronautico [13, 33].

Una ulteriore evoluzione del concetto di L_{eq} è rappresentata dal «day-night sound level» (L_{dn}) cioè dal livello sonoro equivalente giorno-notte introdotto da von Gierke [34] che si differenzia dall' L_{eq} (24) (livello sonoro equivalente misurato nell'arco delle 24 ore) in quanto penalizza di 10 dB l' L_{eq} rilevato durante le ore notturne.

Qualora si approfondisca l'analisi del significato e della struttura caratteristica degli indici di valutazione del disturbo da rumore sopra riportati, si può constatare come sia possibile poterli predeterminare con sufficiente approssimazione, quando si disponga di altri parametri (come ad esempio l' L_{10} , l' L_{50} , l' L_{90} , ecc.) rilevati attraverso l'analisi strumentale o ricavati mediante il calcolo, partendo da dati noti, relativi alle caratteristiche del traffico o a quelle ambientali.

Nel 1968 Griffiths e Langdon [10, 35] eseguendo una indagine nell'area urbana di Londra, constatarono, in base ad una inchiesta relativa alle risposte soggettive della popolazione, che il disturbo dovuto alla rumorosità da traffico urbano era strettamente correlato non solamente con il livello di rumorosità di fondo, ma anche con l'ampiezza delle fluttuazioni fra fondo e picchi.

L'espressione che dava la migliore correlazione tra la distribuzione statistica del rumore ed il grado di disturbo arrecato dal rumore stesso era fornita da un indice uguale a:

$$L_{10} - 0,75 L_{90} \text{ dB (A)} \quad (22)$$

La formula (22) viene correntemente sostituita da una espressione analoga nella quale l'indice generico di disturbo prende il nome di Traffic Noise Index (TNI);

$$\text{TNI} = 4 (L_{10} - L_{90}) + L_{90} - 30 \text{ dB (A)} \quad (23)$$

dove la costante 30 è stata introdotta per ottenere indici di rumore del traffico stradale meglio correlabili con gli usuali criteri di valutazione.

Si precisa inoltre che i livelli L_{10} ed L_{90} , utilizzati per il calcolo del TNI, si riferiscono a valori statistici rilevati nell'intero arco delle 24 ore.

Secondo Alexandre [27] il TNI, oltre che attraverso la (21), può essere calcolato utilizzando la:

$$\text{TNI} = L_{50} + 9,1 \sigma - 30 \text{ dB (A)} \quad (24)$$

dove (σ) assume comunemente, come nella (11) e nella (12), il valore di 3-4 dB.

Per la valutazione del disturbo dovuto al rumore da traffico veicolare o aereo è anche possibile avvalersi del livello sonoro equivalente L_{eq} , che

come è stato già accennato, è legato all'energia media del rumore nell'intervallo di tempo considerato [12].

Nell'ipotesi di una distribuzione gaussiana delle classi di livello di rumore e sulla scorta delle considerazioni fatte da Robinson [13], partendo dai dati della indagine di Griffiths e Langdon [10], è possibile predeterminare l' L_{eq} mettendo in rapporto il livello sonoro medio L_{50} con una funzione del clima di rumore ($L_{10} - L_{90}$) secondo la seguente relazione:

$$L_{eq} = L_{50} + \frac{1}{56} (L_{10} - L_{90})^2 \text{ dB (A)} \tag{25}$$

Analogamente, secondo Lauber [28] l' L_{eq} può essere calcolato in funzione di L_{50} e di L_1 attraverso la relazione:

$$L_{eq} = L_{50} + 0,021 (L_1 - L_{50})^2 \text{ dB (A)} \tag{26}$$

Basandosi su criteri di valutazione non del tutto sovrapponibili, Alexandre fornisce una serie di espressioni di L_{eq} calcolate partendo dai valori dei livelli statistici L_{10} ed L_{50} e dalla deviazione standard σ :

$$L_{eq} = L_{50} + 0,11 \sigma^2 \text{ dB (A)} \tag{27}$$

$$L_{eq} = L_{10} - 1,3 \sigma + 0,11 \sigma^2 \text{ dB (A)} \tag{28}$$

$$L_{eq} = \frac{L_{50} + L_{10}}{2} \text{ dB (A)} \tag{29}$$

Nei casi più comuni, come in altre espressioni ricordate in precedenza, si può assumere (σ) eguale a 3-4 dB.

Delle tre relazioni sopra riportate, la (29) è quella che ha il maggior grado di imprecisione ed i valori ottenuti da ciascuna delle relazioni stesse sono sufficientemente attendibili solo in caso di traffico intenso e continuo.

Auzou e Lamure [19] hanno trovato che l' L_{eq} è legato al flusso veicolare [F], espresso in veicoli all'ora ed alla velocità (v) espressa in km/h, dalla seguente relazione:

$$L_{eq} = 10 \log_{10} F + 20 \log_{10} v \text{ dB (A)} \tag{30}$$

L'espressione (30) deve ritenersi valida in assenza di veicoli pesanti. Qualora vi sia una certa percentuale di tali veicoli nel flusso del traffico considerato, L_{eq} deve essere incrementato in base ai sottoelencati valori:

Percentuale dei veicoli pesanti	incremento in dB
10-15 %	0
20 %	2
30 %	3
40 %	4
50 %	5

Secondo Josse [36], nel caso di riflessioni multiple dovute alla presenza di edifici che fiancheggiano una strada, si può adottare per L_{eq} la seguente espressione:

$$L_{eq} = 15 \log_{10} F - 10 \log_{10} l + 38 \text{ dB (A)} \quad (31)$$

dove l è la larghezza della strada in metri.

Alexandre (27) fornisce per la previsione di L_{eq} la seguente espressione:

$$L_{eq} = 52 + 10 \log_{10} \frac{F}{d} \text{ dB (A)} \quad (32)$$

La formula sopra riportata che mette in rapporto il valore del flusso orario veicolare con la distanza in metri dall'asse della strada è una espressione teorica di L_{eq} nell'ipotesi di assenza di assorbimento sul terreno, di mancanza di vento e di turbolenza termica. La (32) è valida per traffico autostradale di soli autoveicoli con velocità fino a 120 km/ora.

Come precedentemente accennato, Robinson ha recentemente messo a punto un indice di disturbo da rumore denominato « Noise Pollution Level » (L_{NPL}), basato sul concetto che l'entità del disturbo stesso è essenzialmente correlata in primo luogo con il contenuto energetico medio del rumore preso in considerazione ed a parità di contenuto energetico medio, con il numero degli eventi sonori rilevati nell'unità di tempo e, nel caso di rumore non stazionario, con l'ampiezza delle variazioni del livello sonoro fluttuante [37].

In relazione a quanto sopra detto, Robinson aveva dimostrato in un precedente lavoro che l'espressione analitica di una legge che tenga conto dei presupposti sopra citati, anche in relazione alle ricerche di Griffiths e Langdon [10, 13], può essere rappresentata sia da una combinazione del livello statistico medio L_{50} con una serie di funzioni del « clima di rumore » ($L_{10} - L_{90}$), e cioè:

$$L_{NPL} = L_{50} + a (L_{10} - L_{90}) + b (L_{10} - L_{90})^2 + \dots \text{ dB} \quad (33)$$

che da una più semplice combinazione del contenuto energetico medio del rumore, espresso dal livello equivalente L_{eq} , con una singola funzione dello stesso « clima di rumore » ($L_{10} - L_{90}$) e cioè:

$$L_{NPL} = L_{eq} + r (L_{10} - L_{90}) \text{ dB} \quad (34)$$

Nella (33), applicando il metodo dei minimi quadrati, si ha la migliore correlazione statistica tra il livello di rumore riscontrato e l'entità del disturbo rilevato in un campione significativo della popolazione interessata, quando si assuma $a = 1,55$ e $b = \frac{1}{56} \simeq 0,018$ [38]; in tal caso la (33) assume la forma:

$$L_{NPL} = L_{50} + 1,55 (L_{10} - L_{90}) + \frac{1}{56} (L_{10} - L_{90})^2 \text{ dB} \quad (35)$$

Se la distribuzione dei livelli statistici è di tipo gaussiano, la somma di L_{90} e di $\frac{1}{56} (L_{10} - L_{90})^2$ corrisponde a L_{eq} , mentre il fattore 1,55 ($L_{10} - L_{90}$) approssima il valore di 4σ in cui (σ) è la deviazione standard relativa all'istogramma rappresentativo dei livelli statistici di rumore rilevati.

Attraverso procedimenti analoghi è stato dimostrato che nella [34] è conveniente che il fattore (r) sia assunto pari ad 1,1; il che conduce attraverso la corrispondenza delle sopraccitate espressioni (33) e (34), alla conclusione che il fattore 1,1 ($L_{10} - L_{90}$) approssima questa volta il valore di $2,8\sigma$.

La relazione di Robinson per L_{NP} può quindi, molto semplicemente, essere espressa dalla:

$$L_{NP} = L_{eq} + K\sigma \quad (36)$$

dove K rappresenta un fattore di correzione della deviazione standard o scostamento quadratico medio σ .

È interessante rilevare che nella (36) il primo termine L_{eq} è una grandezza puramente fisica, legata al contenuto energetico medio del rumore, e perciò può essere espresso con la unità di misura ritenuta più idonea (dB (A), dB (D), PNdB, EPNdB, ecc.), mentre il secondo termine $K\sigma$ ha carattere empirico ed è rappresentativo della reazione soggettiva legata al disturbo derivante dallo scarto esistente fra fondo e picchi [11, 39].

Ricerche più recenti [27, 40] assumono $K = 2,56$; Alexandre fa inoltre notare che se il traffico è abbastanza intenso (più di 100 veicoli all'ora) σ ai bordi della strada può raggiungere valori vicini a 5 dB, ma che nei casi più comuni tale valore scende attorno a 3-4 dB [27]. In prima approssimazione, pertanto, la (36) si può anche scrivere:

$$L_{NP} = L_{eq} + 2,56 \cdot 3,50 = L_{eq} + 8,96 \text{ dB (A)} \quad (37)$$

Ancora in termini di prima approssimazione, allo scopo di semplificare le modalità di rilevamento, Burns [39] suggerisce una espressione utilizzabile in modo particolare per i rumori di tipo aeronautico, che mette in relazione L_{NP} (espresso in dB (A)) con $L_{NP(PN)}$ (espresso in PNdB):

$$L_{NP(A)} = L_{NP(PN)} - 13 \quad (38)$$

Ricerche più approfondite sull'argomento ed ulteriori raffronti di corrispondenza con altre scale di disturbo sono state effettuate in questi ultimi anni da Robinson e da Bottom e Waters [41, 42].

Si ricorda comunque che per ottenere dati abbastanza rappresentativi relativi ad un fenomeno acustico di tipo aleatorio, è necessario estendere la misura per un arco di tempo sufficiente che, nel caso di indagini fonometriche sul traffico urbano, non dovrebbe essere inferiore a 30 minuti.

Partendo dai presupposti che hanno portato alla (33) è possibile ottenere l' L_{NF} anche sviluppando la sottoriportata espressione di Alexandre [27]:

$$L_{NF} = L_{50} + 2,56 \sigma + 0,11 \sigma^2 \text{ dB} \quad (39)$$

dove σ assume solitamente il valore indicato nella (37) per cui, in prima approssimazione, la (37) può anche scriversi:

$$L_{NF} = L_{50} + 10,31 \text{ dB} \quad (40)$$

Sempre rifacendosi alla (33), ma seguendo una differente linea evolutiva verso la semplificazione ed intervenendo in particolare sui coefficienti (a) e (b) [43], si può ottenere una ulteriore espressione che consente, in modo abbastanza attendibile, di calcolare il valore di L_{NF} :

$$L_{NF} = L_{50} + (L_{10} - L_{50}) + \frac{1}{60} (L_{10} - L_{50})^2 \text{ dB} \quad (41)$$

Appare quasi superfluo precisare che le differenti formule per il calcolo di L_{NF} , che sono state riportate, possono essere utilizzate oltre che per scopi di verifica anche per la predeterminazione del livello di disturbo generato dal traffico veicolare. In esse infatti compaiono gli indici di riferimento (L_{50}), (L_{10}), (L_{50}), (L_{50}), i quali, come già ricordato, vengono facilmente calcolati basandosi sui fattori fondamentali che caratterizzano il traffico urbano (flusso orario dei veicoli, loro velocità media, percentuale di veicoli pesanti, pendenza della strada, ecc.), fattori questi che è possibile valutare *in loco* o prevedere, con sufficiente precisione, in sede di programmazione urbanistica.

Un ulteriore affinamento delle metodiche di valutazione del disturbo prodotto dal rumore urbano è stato introdotto dall'EPA (Environmental Protection Agency) [51, 52] per tener conto di quei fattori che intervengono nel rendere il rumore notturno più disturbante di quello diurno e cioè dell'interferenza sul sonno e sul riposo, dell'abbassamento del livello di rumore di fondo esterno durante la notte e della riduzione delle attività domestiche, con conseguente diminuzione della rumorosità all'interno delle abitazioni. Questi tre fattori concorrono ad accentuare gli effetti dei rumori immessi ed in conseguenza si rende necessario penalizzare i rumori notturni di un fattore incrementale che, secondo von Gierke [34] dovrebbe essere pari a 10 dB.

Partendo dai presupposti suddetti, è stato introdotto il « livello ponderato giorno-notte » (L_{dn}) che può essere calcolato secondo le metodiche precedentemente esposte, introducendo per le ore notturne il fattore di penalizzazione « 10 dB » sopra riportato.

Se si utilizza come procedura di calcolo quella della misura del livello equivalente di rumore, la cui formula generale è:

$$L_{eq} = 10 \log_{10} \left(\frac{1}{(t_2 - t_1)} \right) \int_{t_1}^{t_2} 10^{\frac{L_A(t)}{10}} dt \quad (42)$$

il livello equivalente ponderato giorno-notte assume la forma:

$$L_{\text{eqn}} = 10 \log_{10} \left[\frac{15}{24} \left(10^{\frac{L_d}{10}} \right) + \frac{9}{24} \left(10^{\frac{L_n + 10}{10}} \right) \right] \text{dB} \quad (43)$$

nella quale l'arco delle 24 ore è stato suddiviso nel periodo diurno di 15 ore (7-22) ed in quello notturno di 9 ore (22-7).

Nella (43) L_d ed L_n rappresentano rispettivamente i livelli equivalenti di rumore diurno e notturno.

Il California Administrative Code [44] nel 1974 ha introdotto nuovi standard relativi ai livelli ammissibili di rumore urbano valutati in « Community Noise Equivalent Levels » (CNEL). Il CNEL è un livello di rumore ponderato in scala « A » e penalizzato in differente misura con riferimento a tre periodi caratteristici della giornata (ore 7-19; 19-22; 22-7).

L'espressione analitica originaria del CNEL è la seguente:

$$\begin{aligned} \text{CNEL} = 10 \log_{10} \frac{1}{24} \left(\sum \text{antilog}_{10} \frac{L_{g(i)}}{10} + 3 \sum \text{antilog}_{10} \frac{L_{e(i)}}{10} + \right. \\ \left. + 10 \sum \text{antilog}_{10} \frac{L_{n(i)}}{10} \right) \text{dB (A)} \end{aligned} \quad (44)$$

dove:

$L_{g(i)}$ è il valore medio orario del livello di rumore misurato durante il periodo compreso tra le ore 7 e le 19;

$L_{e(i)}$ ed $L_{n(i)}$ sono rispettivamente i valori medi orari misurati tra le 19 e le 22 e tra le 22 e le 7.

In analogia alla (43), qualora il CNEL sia espresso in termini di livello equivalente, si può dare per questo indice la seguente formula:

$$\text{CNEL} = 10 \log_{10} \left[\frac{12}{24} \left(10^{\frac{L_d}{10}} \right) + \frac{3}{24} \left(10^{\frac{L_e + 3}{10}} \right) + \frac{9}{24} \left(10^{\frac{L_n + 10}{10}} \right) \right] \text{dB} \quad (45)$$

nella quale L_d , L_e ed L_n rappresentano rispettivamente i livelli equivalenti di rumore diurno (ore 7-19), serale (ore 19-22) e notturno (ore 22-7).

I valori di L_d , L_e ed L_n , riportati nella (45), si possono ottenere, come del resto quelli di L_d e di L_n della (43), facendo direttamente riferimento ai parametri caratteristici del traffico, qualora si utilizzino le espressioni (30), (31) o (32) oppure indirettamente, ricavandoli dai livelli statistici L_{10} ed L_{90} , ove si ricorra invece alle relazioni (26), (27), (28), o (29).

L'indice CNEL è concettualmente simile ad altri parametri prevalentemente utilizzati nella misura del disturbo generato dagli aerei [45], come ad esempio il CNR, l'NNI ed il NEF [30, 46, 47]. Tali parametri possono anche essere utilizzati, soprattutto per eventuali raffronti, nella valutazione del disturbo generato dal traffico veicolare.

Gli indici di disturbo presi in esame nel corso della trattazione possono essere raggruppati nel loro complesso sotto la denominazione comune di « Composite Annoyance Levels » (CAL) [48].

La denominazione « CAL », scelta da Kryter, si riferisce al fatto che tutte le misure sono relative a sommatorie di livelli di rumore estese a periodi di tempo più o meno prolungati (preferibilmente 24 ore), che l'effetto del rumore preso in esame è quello generico di disturbo (*annoyance*) e che il disturbo stesso viene misurato in termini numerici attraverso la scala dei decibel.

A questo riguardo, Kryter ha elaborato una tabella nella quale vengono approssimativamente raffrontati i valori numerici dei vari tipi di indici di disturbo, stabilendone i rapporti di equivalenza.

Nella Tab. 1 l'indice L_r , in accordo con quanto prescritto dalla Raccomandazione ISO R. 1966, [49] rappresenta un L_{eq} corretto per particolari caratteristiche del rumore secondo la:

$$L_r = L_{eq} + f_1 + f_2 \text{ dB (A)} \quad (46)$$

dove:

f_1 è il fattore di correzione per rumori di tipo impulsivo = + 5dB (A).

f_2 è il fattore di correzione per suoni contenenti toni puri = + 5dB(A).

TABELLA 1

**Raffronto tra i valori numerici
dei vari indici di disturbo dei rumori**

Denominazione dell'indice di disturbo	Valori numerici progressivi equivalenti					
L_r	45	55	65	75	85	95
CNEL	45	55	65	75	85	95
L_{dn}	45	55	65	75	85	95
NEF	10	20	30	40	50	60
CNR	80	90	100	110	120	130
NNI	17	27	37	47	57	67
L_{NF}	65	75	85	95	105	115
TNI	69	79	89	99	109	119

(da: Kryter, K. D. [48])

È opportuno ricordare che, per quello che si riferisce al rumore da traffico veicolare, nella quasi totalità dei casi L_r assume lo stesso valore di L_{eq} .

LIVELLI DI ACCETTABILITÀ DEGLI INDICI DI DISTURBO RELATIVI AL TRAFFICO VEICOLARE

Kryter in una relazione presentata nel 1975 a Torino [48], ha affermato che il rumore urbano deve essere considerato significativamente influente sulla salute e sul benessere quando il rumore stesso, commisurato sulla base di una esposizione media temporale, sia tale da generare uno stato di disagio per una determinata aliquota di popolazione, in quanto causa di molestia soggettiva, di interferenza con l'ascolto o di disturbo del sonno e del riposo.

A questo proposito è importante ricordare che, qualora vengano adottati limiti di accettabilità del rumore tali da impedire l'insorgenza delle condizioni di disturbo sopracitate (*annoyance*), si può essere certi di aver evitato sia il verificarsi di ogni tipo di danno a carico dell'apparato uditivo, che il manifestarsi di condizioni di ansia o di reazioni a livello del sistema neurovegetativo, con eventuali successivi fenomeni di somatizzazione su organi bersaglio.

È opportuno pertanto che la determinazione dei predetti livelli di accettabilità sia basata su inchieste a largo spettro eseguite su un campione sufficientemente rappresentativo della popolazione in esame e sulle possibili

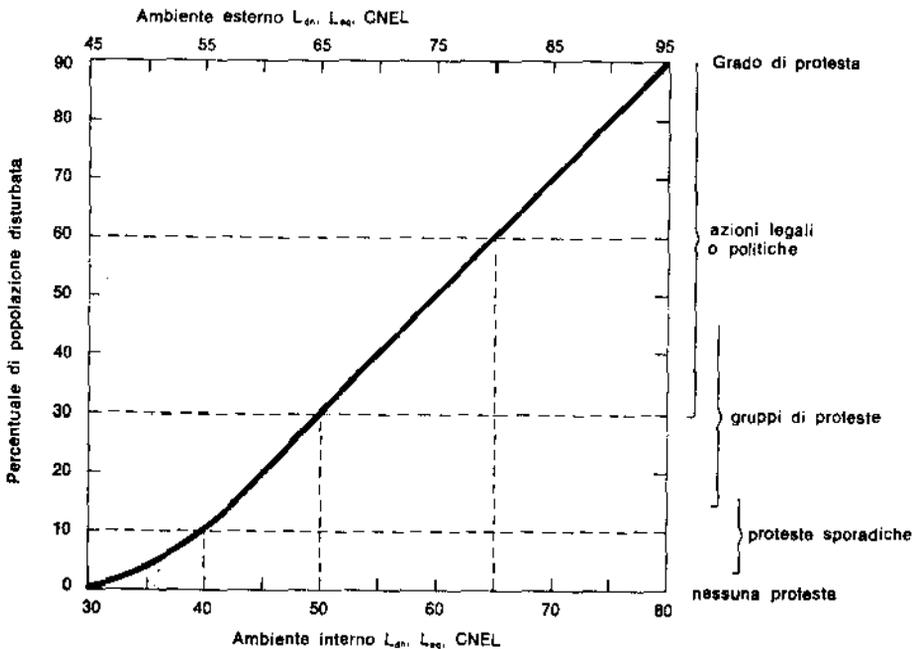


Fig. 3. - Relazione tra gli indici di disturbo L_{dn} , L_{90} CNEL e i relativi gradi di protesta (ordinata a destra) e percentuali di popolazione disturbata (ordinata a sinistra).

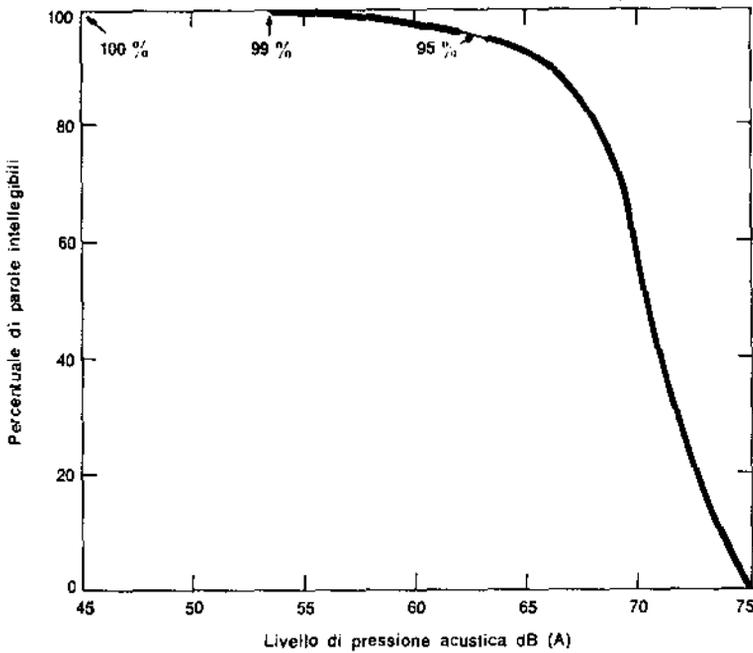


Fig. 4. - Grado di intellegibilità di un messaggio verbale in funzione del livello di rumore.

reazioni di protesta che siano eventualmente provocate dalla esposizione più o meno prolungata al rumore urbano. Su questo principio, ricerche di base sono state, tra l'altro, effettuate dalla ISO [49], dall'OMS [50] e dall'EPA [51].

La Fig. 3 [52] mostra la relazione di tre tipi di indici di disturbo L_{dn} , L_{eq} e CNEL, con i differenti gradi di protesta (ordinata a destra) e con la percentuale di popolazione disturbata (ordinata a sinistra).

La Fig. 4 [51] riporta invece l'andamento dell'intellegibilità della voce parlata in funzione del livello di rumore stazionario, misurato in dB(A), con riferimento ad un ambiente confinato. In base al diagramma riportato nella Fig. 4 si può altresì individuare un ulteriore criterio di valutazione che ci consente egualmente di definire i limiti di accettabilità del disturbo da rumore e che è funzione della percentuale di intellegibilità di un messaggio verbale trasmesso con voce parlata.

In concreto, tuttavia, due sono i criteri fondamentali di valutazione del grado di disturbo generato dal rumore che possono essere seguiti.

Il primo stabilisce che un rumore diventa disturbante quando il suo livello supera di un certo margine il rumore di fondo o il livello di rumore misurato in assenza del rumore sovrapposto [49, 53, 54].

Il secondo criterio, al quale soltanto si farà riferimento nel corso della trattazione, è quello basato sulla identificazione di livelli limite da non superare, qualora, si voglia evitare l'insorgenza dell'effetto di disturbo predetto.

Per ambedue i criteri possono essere previsti fattori di correzione, che tengano conto della specifica composizione del rumore, delle situazioni ambientali, dei fattori cronologici, ecc. [55-57].

Da un approfondito esame della letteratura si può constatare che l' L_{eq} rappresenta uno degli indici più frequentemente impiegati nella valutazione dell'*annoyance*.

Le norme svedesi, ad esempio, [58] stabiliscono i livelli equivalenti delle immissioni in aree omogenee riferiti ad un intervallo di tempo di 24 ore (Tab. 2). In tali norme sono previsti i limiti raccomandati riferiti a quattro classi di edifici ed a due tipi di zone aperte. Oltre ai suddetti limiti sono riportate le eccezioni previste in casi particolari.

L'EPA nella sua « Informazione sui livelli di rumore ambientale per la tutela della salute e per il benessere con adeguato margine di sicurezza » [51] emanata nel marzo del 1974, stabilisce valori di $L_{eq} \leq 55$ dB per le zone interessate all'edilizia scolastica ed alle attività ricreative con tempi di permanenza non superiori ad otto ore. Il limite sopracitato si riduce ad $L_{eq} \leq 45$ dB per gli spazi interni di edifici che ricadano nelle precedenti zone.

Secondo Bastenier [53] livelli di rumorosità compresi nel campo di L_{eq} 50-55 dB (A) sono generalmente ben sopportati dalla popolazione, mentre quando il livello equivalente di rumore si aggira su 65-70 dB (A), si verificano sporadiche proteste ed è possibile che venga intrapresa qualche azione legale di rivalsa.

Simpson nel suo rapporto del 1974 alla Direzione Generale per gli Affari sociali della CEE [59] riporta, tra l'altro, i limiti di rumorosità adottati in Danimarca (55 dB (A) di giorno), in Olanda (55 dB (A) di giorno e 45 dB (A) di notte) ed in Gran Bretagna (67 dB (A) di giorno).

Josse nel convegno su « L'uomo e il rumore », tenutosi a Torino nel giugno 1975 [60], individua nell' $L_{eq(24)}$ (livello equivalente di rumore nelle 24 ore della giornata) il parametro più idoneo a caratterizzare l'entità del disturbo causato dal rumore stesso ed indica come ideale un $L_{eq(24)}$ all'esterno degli edifici non superiore a 50 dB (A); egli, tuttavia, ritiene tollerabile all'esterno di abitazioni di tipo ordinario anche un $L_{eq} \leq 65$ dB (A). Qualora tale limite dovesse venir superato, l'A. ritiene siano necessarie misure speciali di protezione acustica.

Sulla base dei criteri esposti in un recente lavoro sul rumore nelle aree urbane [57] sono stati individuati i livelli equivalenti per 11 zone urbane riferiti al periodo compreso fra le 6 e le 20 ($L_{eq(6)}$), le 20 e le 23 ($L_{eq(6)}$), le 23 e le 6 ($L_{eq(6)}$) ed a tutto l'arco delle 24 ore ($L_{eq(24)}$) (Tab. 3).

TABELLA 2

Limiti delle immissioni acustiche ammissibili espressi in L_{eq} secondo le norme svedesi

TIPO DI LOCALITÀ	Limiti delle immissioni desiderabili		Ecezione I nuove aree in vicinanza di strade importanti		Ecezione II nuove strade su aree preesistenti		Ecezione III ampliamento di strade esistenti		Ecezione IV ristrutturazione di aree esistenti		Ecezioni per insediamenti preesistenti	
	Interno	Fuori finestra	Interno	Fuori finestra	Interno	Fuori finestra	Interno	Fuori finestra	Interno	Fuori finestra	Interno	Fuori finestra
AMBIENTI CONFINATI												
Edifici residenziali	30	55	30	65	35	60	40	65	30	70	40	70
Edifici ospedalieri e scolastici	30	55	30	65	30	55	35	60	30	70	40	70
Auditori o edifici simili	25	—	25	—	25	—	30	—	25	—	35	—
Ambienti di lavoro per attività silenziosa	40	65	40	—	45	70	50	—	40	—	50	—
ARDE ESTERNE	Esterno	Esterno	Esterno	Esterno	Esterno	Esterno	Esterno	Esterno	Esterno	Esterno	Esterno	Esterno
Strutture per attività ricreative e ludiche nell'ambito del nucleo urbano (parchi, campi da gioco, ecc.)	55	—	55	—	60	—	65	—	70	—	70	—
Aree e zone esclusivamente destinate ad attività ricreative	45	—	45	—	60	—	65	—	70	—	70	—

TABELLA 3

Valori ammissibili del livello equivalente di rumore per differenti zone urbane, con riferimento al periodo compreso tra le ore 6 e le 20 ($L_{eq(d)}$), le 20 e le 23 ($L_{eq(e)}$) e le 23 e le 6 ($L_{eq(n)}$)

DENOMINAZIONE DELLA ZONA	$L_{eq(d)}$	$L_{eq(e)}$	$L_{eq(n)}$	$L_{eq(24)}$
1) Zona residenziale suburbana	45	35	35	41
2) Zona ospedaliera	45	40	35	42
3) Isola pedonale	45	45	40	44
4) Zona residenziale urbana	50	40	35	45
5) Zona residenziale urbana con modesto numero di esercizi commerciali	55	50	43	51
6) Zona residenziale urbana con discreto numero di esercizi commerciali	60	55	45	55
7) Zona residenziale urbana con elevato numero di esercizi commerciali	65	60	50	60
8) Zona residenziale con attività artigianali rumorose o piccole industrie	70	50	45	60
9) Zona prevalentemente industriale con abitazioni	75	70	55	69
10) Zona esclusivamente industriale	80	75	65	75
11) Zona con strade di grande circolazione	75	70	50	67

La tabella suddetta consente una migliore flessibilità di giudizio in rapporto alle differenti situazioni che possono manifestarsi nell'ambito dei nuclei urbani in quanto prende in esame un numero di zone maggiore di quello considerato da altre fonti. È da notare inoltre, che i valori di $L_{eq(24)}$, contenuti nella Tab. 3, sono ricavati in base a criteri di ponderazione analoghi a quelli che hanno ispirato la formulazione del CNEL, ma sono caratterizzati da fattori di penalizzazione variabili in relazione alle particolari caratteristiche ed alle esigenze di ciascuna zona urbana presa in considerazione.

Secondo Lauber [28] è possibile determinare L_{eq} in base alla (26), partendo dai valori di L_{30} e di L_1 . Adottando allora i valori limite proposti dalla Commissione Federale di Esperti nel rapporto «La lotta contro il rumore in Svizzera» del 1963 [61] sono stati calcolati i valori di L_{eq} di notte e di giorno per le sei zone prese in considerazione della Commissione stessa (Tab. 4). Il periodo notturno è in questo caso compreso fra le 22 e le 6, quello diurno fra le 6 e le 22.

Per quanto riguarda i livelli accettabili di esposizione al rumore espressi in L_{eq} si richiamano i valori proposti dall'EPA (51, 62) per evitare effetti di

TABELLA 4

**Valori ammissibili di L_{50} , L_1 ed L_{eq} riferiti a sei zone urbane
(Commissione Federale Elvetica).**

L_{eq} calcolato secondo la formula di Lauber: $L_{eq} = L_{50} + 0,021 (L_1 - L_{50})^2$ dB (A)

TIPO DI ZONA	L_{50}		L_1		L_{eq}	
	Notte	Giorno	Notte	Giorno	Notte	Giorno
Zona ospedaliera . . .	35	45	45	50	37,10	45,53
Zona residenziale . . .	45	55	55	65	47,10	57,10
Zona mista	45	60	55	70	47,10	62,10
Zona commerciale . . .	50	60	60	70	52,10	62,10
Zona industriale . . .	55	65	60	75	55,53	67,10
Zona adiacente a grandi vie di comunicazione	60	70	70	80	62,10	72,10

interferenza o di disturbo, valori che vengono fissati in $L_{dn} \leq 55$ dB (A) per le aree esterne destinate ad usi residenziali o, in genere, per tutte le altre aree esterne nelle quali si verifichi una permanenza prolungata o dove, comunque, la quiete rappresenti l'elemento base per l'utilizzazione. Per gli ambienti interni situati nell'ambito di zone residenziali, l' L_{dn} invece, non deve superare il livello di 45 dB (A).

Von Gierke, nel commentare le norme EPA, fa notare tuttavia che il limite di $L_{dn} \leq 55$ dB (A) appare una meta piuttosto ambiziosa in relazione alle reali situazioni di esposizione al rumore cui è soggetta la maggior parte della popolazione degli Stati Uniti [34].

Il criterio di misura denominato CNEL rappresenta il metodo adottato dal Dipartimento Aeronautico e dalla Commissione per lo Sviluppo Edilizio dello Stato della California [44].

Le norme californiane stabiliscono i requisiti minimi di isolamento acustico nelle nuove costruzioni e fissano il limite di CNEL per qualsiasi tipo di ambiente abitabile in 45 dB (A). Viene altresì precisato che, qualora all'esterno delle abitazioni venga superato il limite di CNEL = 60 dB (A), debbono essere previsti particolari interventi di isolamento acustico per le abitazioni stesse [16].

Secondo Bastenier e coll. [53] il limite di CNEL = 55 dB (A) rappresenta il valore per il quale non si debbono presumere reazioni di alcun tipo da parte della popolazione esposta.

Gli AA. citati propongono, inoltre, una serie di indici di correzione da apportare al CNEL misurato per ottenere gli « indici normalizzati di CNEL », ritenuti più rappresentativi del semplice valore di CNEL per quanto si riferisce alla valutazione del disturbo da rumore. Tali indici di correzione sono riportati nella Tab. 5.

TABELLA 5

**Indici di correzione del CNEL
in base a condizioni specifiche di esposizione**

TIPO DI CORREZIONE	Carattere della correzione	Entità della correzione (dB)
Per cause stagionali	Estate	0
	Inverno	- 5
Per effetto della zonizzazione	Comunità rurali	+ 10
	Centri suburbani	+ 5
	Zone residenziali urbane	0
	Zone residenziali in aree industriali	- 5
	Zone residenziali con attività rumorose	-10
Per cause accidentali di carattere soggettivo ed oggettivo	Assenza di precedenti impatti con immissione di rumori molesti	+ 5
	Qualche precedente esperienza all'esposizione al rumore	0
	Numerose e considerevoli esperienze all'esposizione al rumore non accompagnate da azioni di protesta	- 5
	Rumori di forte intensità di natura ineluttabile non destinati a continuare indefinitamente	-10
Per toni puri o per rumori impulsivi	Assenza di toni puri o di rumori impulsivi	0
	Presenza di toni puri o di rumori impulsivi	+ 5

I limiti espressi in L_{10} rappresentano, in pratica, i livelli di picco del rumore che non debbono essere superati.

Su questa base, nel giugno 1973, la Federal Highway Administration ha emanato standard relativi al controllo del rumore sulle autostrade ed alle

rispettive procedure di misurazione. Questi standard forniscono il livello L_{10} in funzione delle particolari utilizzazioni del territorio in prossimità delle autostrade stesse [63].

Nelle zone nelle quali è riconosciuta la preminente importanza della quiete e della serenità, L_{10} deve risultare non superiore a 60 dB (A), in quelle destinate a residenze, alberghi, scuole, ospedali, edifici per il culto, ecc. L_{10} non deve superare 70 dB (A); il limite di 75 dB (A) è ammesso nelle zone frequentate dalla popolazione e non comprese nelle precedenti categorie. Infine viene stabilito il limite di $L_{10} = 55$ dB (A) per gli spazi interni degli edifici.

Le norme britanniche per la tutela del territorio (U.K. Land Compensation Act) del 1973 [64], facendo riferimento a 18 ore giornaliere (giorno e sera) indicano in $L_{10} = 70$ dB (A) il limite tollerabile per la maggior parte della popolazione, ma consigliano di non superare, nelle stesse condizioni, $L_{10} = 68$ dB (A) se si vuole evitare ogni disturbo agli utenti.

Per quanto riguarda i valori di accettabilità del rumore identificabili attraverso l'uso dell'indice L_{NF} , si può ricordare che, secondo un criterio adottato dal Department of Housing and Urban Development degli Stati Uniti, la rumorosità stradale deve essere considerata pienamente accettabile se L_{NF} è minore di 62 dB(A), normalmente accettabile se è compreso tra 75 e 88 dB(A) ed assolutamente inaccettabile se supera gli 88 dB(A) [65].

Come è stato già riportato nella Tab. 1, Kryter nel 1975 ha individuato le scale di raffronto tra valori progressivi degli indici di disturbo ordinariamente utilizzati per la valutazione del rumore.

Facendo riferimento ai dati forniti dallo stesso Kryter, è stata elaborata la Tab. 6, che rappresenta un comodo strumento di conversione per il passaggio dall'uno all'altro degli indici. Bisogna peraltro precisare che la suddetta tabella va considerata con tutte le riserve che derivano dal fatto che le

TABELLA 6

Fattori di conversione intercorrenti tra differenti indici di disturbo da rumore

	$L_{eq(24)}$	TNI	L_{NF}	CNR	NNI	NEF
$L_{eq(24)}$	0	+24	+20	+35	-28	-35
TNI	-24	0	-4	+11	-52	-59
L_{NF}	-20	+4	0	+15	-48	-54
CNR	-35	-11	-15	0	-63	-70
NNI	+28	+52	+48	+63	0	-7
NEF	+35	+59	+54	+70	+7	0

corrispondenze in essa indicate sono state ricavate sulla base di raffronti statistici effettuati su una serie di valori rilevati in campo, non esistendo una correlazione matematica tra tutti i singoli indici di disturbo, e in effetti si è riscontrata, nella sperimentazione pratica, qualche discordanza tra gli indici reali e quelli ricavati per conversione dalla tabella di Kryter. D'altro canto bisogna pur rilevare che ciascun indice è stato concepito con caratteristiche peculiari, allo scopo di adattarlo a situazioni specifiche e perciò non è corretto utilizzare l'uno o l'altro di essi indifferentemente. È necessario notare che nella Tab. 6 $L_{eq(24)}$ sostituisce l'indice L , della Tab. 1, in considerazione del fatto che, per quanto riguarda il rumore da traffico urbano, i fattori di correzione per i rumori impulsivi e per i toni puri hanno, in realtà scarsa rilevanza.

I dati contenuti nelle Tab. 3 e 6 consentono di individuare i limiti di ammissibilità del rumore espressi in funzione di differenti indici di valutazione e riferiti a una serie di zone urbane (Tab. 7).

A conclusione di quanto esposto, giova precisare che, sulla scorta delle indicazioni fornite da vari AA., i limiti riportati nella Tab. 7 rappresentano valori da non superare se si vuole assicurare un ragionevole grado di benessere alla popolazione. Purtroppo i rilevamenti sino ad ora effettuati in numerosi centri urbani italiani, dei quali sono noti i risultati, hanno messo in evidenza situazioni di disagio spesso ben lontane dai limiti citati.

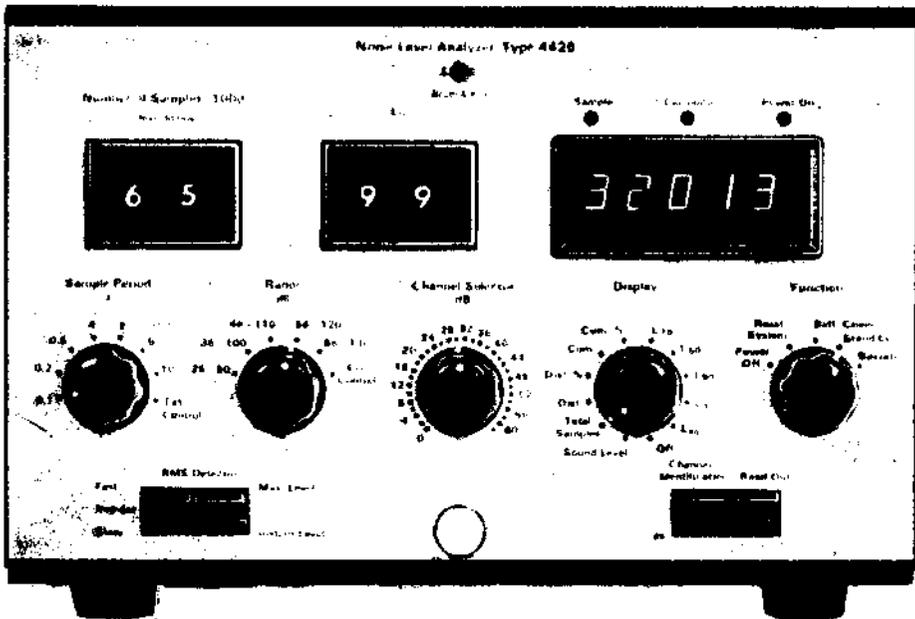


Fig. 5. — Analizzatore statistico Bruel & Kjaer tipo 4426.

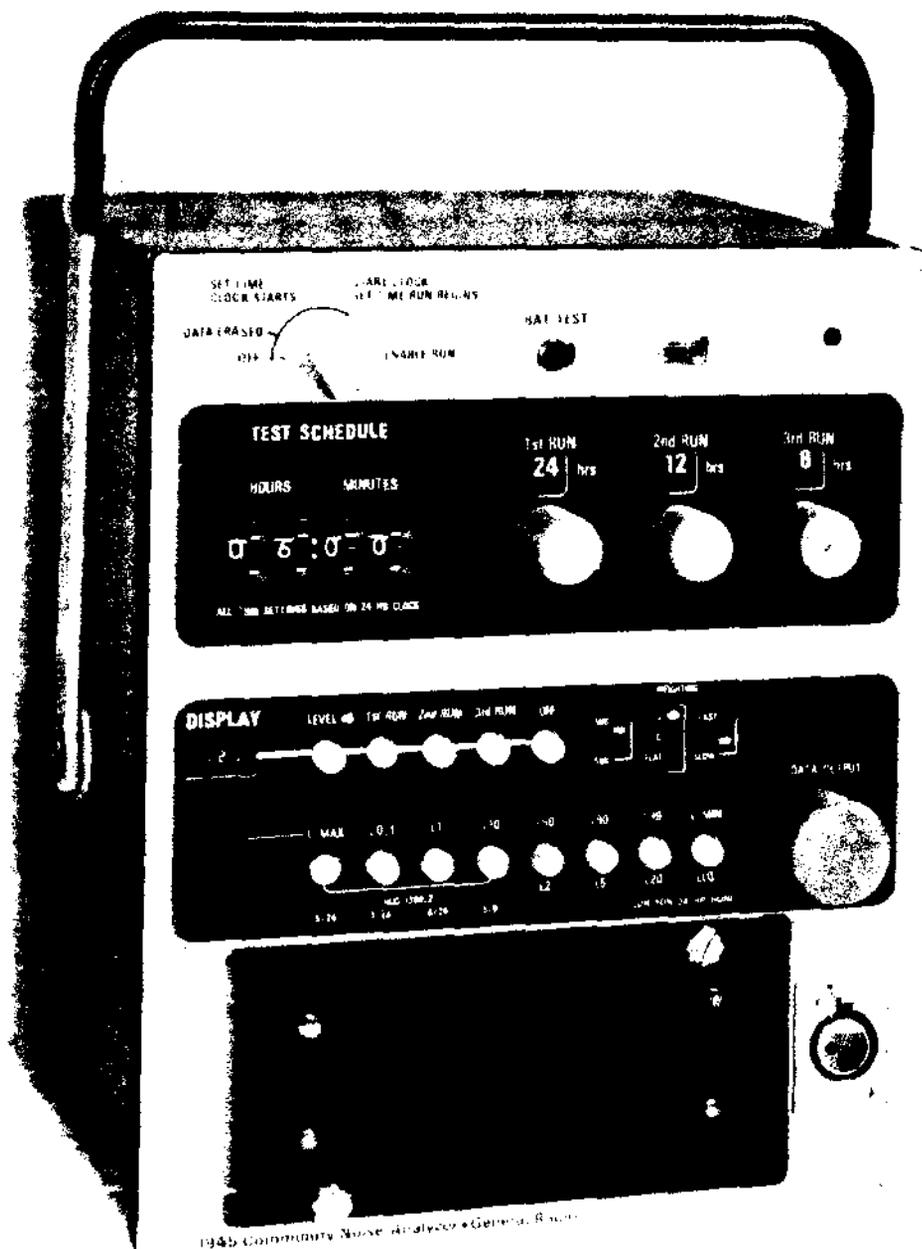


Fig. 6. — Analizzatore statistico Gen Rad Mod. 1945.

**Valori limite degli indici di disturbo acustico
riferiti a differenti zone urbane**

DENOMINAZIONE DELLA ZONA	L_{eq10}	TNI	L_{gr}	GNR	NNI	NEF
1) Zona residenziale suburbana	41	65	61	76	13	6
2) Zona ospedaliera	42	66	62	77	14	7
3) Isola pedonale	44	68	64	79	16	9
4) Zona residenziale urbana	45	69	65	80	17	10
5) Zona residenziale urbana con modesto numero di esercizi commerciali	51	75	71	86	23	16
6) Zona residenziale urbana con discreto numero di esercizi commerciali	55	79	75	90	27	20
7) Zona residenziale urbana con elevato numero di esercizi commerciali	60	84	80	95	32	25
8) Zona residenziale con attività artigianali rumorose o piccole industrie	60	84	80	95	32	25
9) Zona prevalentemente industriale con abitazioni	69	93	89	104	41	34
10) Zona esclusivamente industriale	75	99	95	104	47	40
11) Zona con strade di grande circolazione	67	91	87	102	39	32

Per disporre di un quadro completo della situazione sarebbe auspicabile una sistematica serie di rilevamenti nell'ambito urbano, utilizzando, tra l'altro, moderni analizzatori statistici con indicazione analogica o digitale ed eventualmente con stampante automatica alfanumerica, capaci di fornire in modo continuo e diretto i valori degli indici di inquinamento acustico (Fig. 5 e 6).

Presentato il 16 luglio 1977.

Accettato il 10 dicembre 1977.

BIBLIOGRAFIA

1. Commission of the European Communities — General Directorate for Social Affairs — Health Protection Directorate. *Effects of noise on man*. Luxemburg 18, 19 novembre 1974.
2. Cosa, M. & M. NICOLI. 1974. Azione patogena del rumore urbano sull'uomo e sulla comunità. *Convegno « Fattori socio-patogeni del mondo di vita urbano »*. Ist. Ital. Med. Soc., Roma.

3. COSA, M. 1975. La difesa dal rumore in edilizia. *Difesa Sociale*, 4.
4. BURNS, W., 1973. *Noise and man*. Murray, London.
5. Mc KENNEL A. C. 1963. *Aircraft noise annoyance around airport*. S. S. 337, HMSO London.
6. KEIGHLEY, E. C. 1970. Acceptability criteria for noise in large offices. *J. Sound Vib.* 11 (1).
7. PARKIN, P. H., H. J. PURKIS, R. J. STEPHENSON & B. SCHLAFFENBERG. 1968. *London Noise Survey*. HMSO, London.
8. LAMURE, C. & M. BACELON. 1967. *La gêne due au bruit de la circulation automobile*. Cahiers du CSTB, n. 88, fasc. 762.
9. FOG H. & E. JONSSON. 1968. *Traffic noise in residential areas*. Report 36E National Building Research Institute, Stoccolma.
10. GRIFFITHS, I. D. & F. J. LANGDON. Subjective response to road traffic noise. *J. Sound Vib.* 8 (1).
11. CANNELLI, G. B. 1970. *Metodi statistici di indagine sul rumore del traffico stradale*. Rapp. Tecn. n. 18 I.D.A.C. Roma, sett. 1970.
12. BÜRCK W. 1965. On the problem of annoyance caused by noise, its determination and its judgement with special reference to aircraft noise. *Rohde u. Schwarz Mitt.* 19: 199.
13. ROBINSON, D. W. 1969. *The concept of noise pollution level*. N.P.L. Techn. Rep. marzo 1969.
14. BOUVALLET, G. L. 1951. Levels and spectra of traffic, industrial and residential area. *J.A.S.A.* 23: 435.
15. Impact characterization of noise including implications of identifying and achieving levels of cumulative noise exposure. Task Group 3, Rept. No. EPA NTID 73: (4) (1973).
16. VAN HOUTEN, J. J. 1975. California's noise insulation standards. *Noise Control Engineer.* 5: 2.
17. JOHNSON, D. R. & E. G. SAUNDERS. 1968. The evaluation of noise from freely flowing road traffic. *J. Sound Vib.* 7: 287.
18. NICKSON, A. F. 1965. Can community reaction to increased traffic noise be forecast. *Proc. 5th Int. Congr. on Acoustics F 24*, Liège.
19. LAMURE, C. & S. AZUO. 1964. Le niveaux de bruit au voisinage des autoroutes dégagées. *Cahiers du Centre Scientifique et Technique du Batiment*, dic. 1964.
20. RATHÉ, E. J. 1966. Ueber den Laerm des Strassenverkehrs. *Acustica*, 17: 268.
21. BERANEK, L. L., R. H. BOLT & R. B. NEWMAN. 1952. *Handbook of acoustic noise control*. Vol. 1. W.A.D.C., Techn. Rep. 52: 204.
22. BENEDETTO, G. & R. SPAGNOLO. 1976. Relazioni fra i livelli di rumore ed alcuni parametri del traffico stradale. *IV Conv. Ass. Ital. Acustica*. Roma.
23. SANTIAGO PAEZ, J. S. 1968. Climas du ruido de trafico en Madrid. *Electron. Fis. Apl.* 41: 35.
24. DELANY, N. E. 1972. A practical scheme for predicting noise levels arising from road traffic. *NPL Acoustics Report AC 57*.

25. NELSON, P. M. 1973. *A computer model for determining the temporal distribution of noise from road traffic*. Department of the Environment, TRRL Laboratory Report 611. Crowthorne.
26. SCHOLES, W. E. & J. W. SARGENT. 1971. Designing against noise from road traffic. *Appl. Acoust.* 4: 3.
27. ALEXANDRE, A. J. BARDE, C. LAMURE & F. J. LANGDON. 1975. *Road traffic noise*. Ed. Applied Science Publishers Ltd. London.
28. LAUBER, A. 1976. Règlements de la protection contre le bruit en Suisse. *AIA-ENPI Contr. « Il rumore negli ambienti di lavoro »*. C 2, Monte Porzio Catone, maggio 1976.
29. RATHÉ, E. J. 1973. Review of transportation noise in residential areas. *Inter — Noise Proc.*, Copenhagen.
30. Committee on the Problem of Noise. 1963. *Noise Final Report*. Her Majesty's Stationery Office London.
31. LANG, J. 1965. Verkehrslärm — Messung und Darstellung. *F. 35, V Congrès Int. d'Acoustique*, Liège.
32. RATHÉ, E. J. & J. MUEHM. 1968. Evaluation methods for total noise exposure. *J. Sound Vib.* 7 (1).
33. ROBINSON, D. W. 1973. Rating the total noise environment: ideal or pragmatic approach. *Int. Congr. on Noise*, Dubrovnik, maggio 1973.
34. VON GIERKE, H. E. 1975. Noise — How much is too much? *Noise Contr. Engineer.* 5 (1).
35. LANGDON, F. J. & W. E. SCHOLES. 1968. *The traffic noise index: a method of controlling noise nuisance*. Building Research Station — Current paper N. 38.
36. JOSSE, R. 1972. *Notions d'acoustique*. Ed. Eyrolles, Paris.
37. ROBINSON, D. W. 1970. *An outline guide to criteria for the limitation of urban noise*. C. P. N. 1112, H.M.S.O. London.
38. ALDER, H. L. & E. B. ROSSLER. 1968. *Introduction to probability and statistics*. San Francisco.
39. BURNS, W. 1973. *Noise and man*. Ed. J. Murray, London.
40. BROCH, J. T. 1973. *Acoustic noise measurements*. Bruel & Kkaer, Naerum, DK.
41. ROBINSON, D. W. 1971. Towards a unified system of noise assessment. *J. Sound Vib.* 14.
42. BOTTOM, C. G. & D. M. WATERS. 1971. *A social survey into annoyance caused by the interaction of aircraft noise and traffic noise*. Rep. TF 7102, Dep. of Transport Technology, Loughborough University of Technology.
43. DONOVAN, J. & T. KETCHAM. 1973. Transportation noise — Its measurement and evaluation. *Sound Vibr.*
44. *California Administrative Code*. Title 25, Chapter 1, Section 1092, agosto 1974.
45. CONNOR, W. K., B. K. COOPER. 1975. Automatic airport noise monitoring system. *Noise Control Engineer.* 5 (1).
46. GALLOWAY, W. J. & A. C. PIETRASANTA. 1964. *Land use planning relating to aircraft noise*. Technical Report N. 821, Bolt, Beranek and Newmann Inc., FAA.

47. H. U. D. 1971. *Noise assessment guidelines*. U. S. Department of Housing and Urban Development, Washington, D. C.
48. KRYTER K. D. 1975. Aircraft noise. *Congr. Internaz. «L'uomo e il rumore»* Torino, giugno 1975.
49. I.S.O. 1971. *Recomandation R 1966: Estimation du bruit par rapport aux réactions des collectivités*.
50. W. H. O. 1973. *Study group on public health aspects of community noise*. Geneva.
51. E. P. A. (Environmental Protection Agency). 1974. *Information on levels of environmental noise requisite to protect public health and welfare with an adequate margin of safety*. Washington, D. C.
52. E. P. A. 1973. *Public health and welfare criteria for noise*. Washington D. C.
53. BASTENIER, H. W. KLOSTERKOETTER & J. B. LARGE. 1971. *Damage and annoyance caused by noise*. Commission of the European Communities, Doc. N. 5^o/F/2950/74E, Luxembourg.
54. BARDUCCI, I., M. COSA & G. IBBA. 1975. Considerations sur l'évaluation du bruit dans les édifices de logement et dans l'industrie. *I Symposium Régional contre le bruit*, Varana (Bulgaria).
55. COSA, M. P. CASINI & M. NICOLI. 1974. Zonizzazione urbana e aeroportuale in relazione all'inquinamento da rumore. *Convegno «Politica regionale dell'ambiente»*, Firenze.
56. COSA, M. 1972. *Il rumore urbano*. Ist. Ital. Med. Soc., Roma.
57. BARDUCCI, I., M. COSA & G. IBBA. 1975. Il rumore nelle aree urbane: criteri di zonizzazione, valori limite e metodi di rilevamento. *Tecn. Sanit.* 6.
58. Statens Institut for Byggnadsforskning. *Traffic noise in dwelling areas. An investigation by the National Swedish Institute for Building Research and the National Swedish Institute of Public Health*. Rep. 36. Stockholm 1968.
59. SIMPSON, R. C. 1974. *Environmental noise criteria. Report on environmental noise in Member States*. — Commission of the European Communities — Directorate General for Social Affairs — Health Protection Directorate. Doc. No. 5^o/F/3372/74E, Luxembourg.
60. JOSSE, R. 1975. Acoustique et urbanisme. *Congr. Intern. «L'uomo e il rumore»*, Torino giugno 1975.
61. Commissione Federale di Esperti. 1963. *Rapp. «La lutte contre le bruit en Suisse»* Annexe 2.
62. LANG, W. W. 1975. The status of noise control regulations in the USA. *Noise Contr. Engineer.* 5: 3.
63. Federal Highway Administration. 1973. *Highway Noise Standards and Procedures*. Federal Register 38, USA.
64. *Land Compensation Act*. -- ch. 26. HMSO. London 1973.
65. PANELLA, A. G. PIAZZESI, & M. SENIGAGLIA. 1976. *Recenti dati sperimentali sul rumore da traffico urbano a Milano*. Regione Lombardia — Giunta Regionale -- Servizio Ecologia.