

# **Applicazione della norma UNI/TR 11326:2009 in alcuni casi di monitoraggio del rumore ambientale**

Conte A., Balzano M., Barbieri E., Stragapede F.

Provincia di Genova, L.go Cattanei 3, 16147 Genova, ufficio.rumore@provincia.genova.it

## **INTRODUZIONE**

La Provincia di Genova è attiva nel settore del monitoraggio acustico dai primi anni '90, realizzando numerosi monitoraggi in continuo (su tempi da qualche giorno a mesi od anni), caratterizzazioni acustiche del territorio, campagne mirate. Nel corso degli ultimi anni, e a maggior ragione dopo l'emanazione della norma UNI/TR 11326:2009 "Valutazione dell'incertezza nelle misurazioni e nei calcoli di acustica. Parte 1: Concetti generali", si è proceduto a valutare l'incertezza dei dati che si venivano acquisendo. Nel seguito si espone una rassegna su vari casi concreti, approfondendone maggiormente alcuni e considerandone altri solo a fini di confronto. Per i diversi casi si esporranno esclusivamente le elaborazioni e i risultati relativi all'incertezza, evidenziando le potenzialità della norma e le problematiche applicative che si sono incontrate.

## **CONSIDERAZIONI PRELIMINARI**

### **INCERTEZZA: DEFINIZIONE E DETERMINAZIONE PRATICA**

Le norme tecniche definiscono l'incertezza quale parametro associato all'esito di una operazione di misura che caratterizza la dispersione dei valori ragionevolmente attribuibili al misurando. L'incertezza si caratterizza perciò come quantità operativa, nel senso che dipende da tutte le operazioni che sono state effettuate per arrivare al dato finale: dalla definizione del misurando, al metodo di misura adottato quale riferimento (ad esempio la norma UNI 10855 per l'immissione da specifica sorgente), al procedimento di misura nella sua concretezza (scelta del sito, posizionamento effettivo dello strumento, strumento utilizzato, elaborazioni effettuate sui dati grezzi, etc.). Quindi l'incertezza  $u_c$  di un valore misurato si compone, a livello sia concettuale sia pratico, di tre contributi "macro" legati alla definizione del misurando ( $\alpha$ ), al metodo adottato ( $\beta$ ) e al procedimento effettivamente realizzato ( $\gamma$ ):  $u_c^2 = u_\alpha^2 + u_\beta^2 + u_\gamma^2$ .

In alcuni casi la definizione del misurando può risultare incompleta e ciò si riverbera sull'incertezza complessiva del valore ottenuto: un esempio può essere la conoscenza mancante o parziale relativa alla correlazione di grandezze che intervengono nella misura.

Spesso l'attenzione si concentra sugli aspetti connessi al procedimento di misura, che d'altra parte risente in modo fondamentale dell'individuazione corretta del misurando: ad esempio se il misurando è un LeqD di lungo termine, qualora non lo si misuri direttamente con un monitoraggio annuale in continuo ma per campionamento o estrapolazione, occorrerà tenere conto di queste tecniche nelle componenti di tipo procedimentale dell'incertezza. Anche l'utilizzo che del valore misurato verrà fatto a posteriori (che può cambiare la natura concettuale del misurando) può implicare la necessità o meno di valutare determinate componenti di incertezza.

Infine, si vuole sottolineare che non sempre il metodo di misura è definito in modo esaustivo e puntuale (ad esempio per le misure generiche di rumore ambientale) o a volte non è definito affatto: ciò comporta aspetti discrezionali nelle scelte procedimentali, con inevitabili riflessi sia sull'incertezza del risultato sia sulla stessa determinazione dell'incertezza. Quindi, l'incertezza legata al metodo può risultare poco standardizzabile e, in relazione a confronti fra misure diverse, è necessario corredare il dato fonometrico con approfondite informazioni metodologiche.

D'altra parte, va osservato che anche quando il metodo è definito non sempre le circostanze logistiche legate alla necessità di valutare l'inquinamento acustico presso un determinato recettore consentono l'applicazione puntuale del metodo: in questo caso andrà correttamente valutata l'incertezza del procedimento realizzato.

### **PROCEDURA GENERALE PER LA VALUTAZIONE DELL'INCERTEZZA**

In questo studio per valutare l'incertezza di misura sono state primariamente utilizzate le procedure proposte dalle norme UNI/TR 11326:2009 e UNI CEI ENV 13005:2000. L'incertezza è stata

valutata per i dati di Leq ponderati A direttamente misurati (o calcolati, nel caso dei livelli LeqD e LeqN derivanti dal monitoraggio plurigiornaliero). In presenza di più contributi parziali  $u_i$ , l'incertezza composta  $u_c$  è determinata dalla formula (UNI CEI ENV 13005:2000):

$$u_c^2(y) = \sum_{i=1}^N \left( \frac{\partial f}{\partial x_i} \right)^2 u^2(x_i) + 2 \sum_{i=1}^{N-1} \sum_{j=i+1}^N \frac{\partial f}{\partial x_i} \frac{\partial f}{\partial x_j} u(x_i) u(x_j) r(x_i, x_j) \quad (1)$$

dove, nel caso di grandezze non correlate, il secondo termine additivo è pari a zero e l'equazione si può scrivere in modo più compatto come:

$$u_c^2 = \sum_{i=1}^N c_i u_i^2 \quad (2)$$

Si rimanda alle norme tecniche citate per il significato dei simboli, per altro di uso generale.

#### COMPONENTE STRUMENTALE DELL'INCERTEZZA DI MISURA

L'incertezza strumentale (dovuta al fonometro e al calibratore di volta in volta utilizzati) è stata valutata applicando i metodi proposti nella norma UNI/TR 11326:2009 e in letteratura (Andolfato, 2004). L'incertezza di tipo strumentale per misure di Leq, in banda larga e ponderazione A, è stata stimata in circa  $0,46 \div 0,59$  dBA, a seconda degli strumenti utilizzati e soprattutto dei contributi considerati a partire da quanto riportato nei certificati di taratura. Si tratta di valori non distanti da quanto riportato nella norma tecnica, che propone 0,49 dBA quale valore di sintesi come riferimento per l'incertezza strumentale. Va osservato che gli studi citati nella norma UNI/TR 11326:2009 forniscono valori diversi fra loro e che non sembra ancora raggiunto un consenso unanime sul metodo e sulle quantità da considerare nella stima dell'incertezza strumentale.

I valori di LeqD e LeqN per ogni singolo giorno monitorato, per quanto in linea di principio misurabili direttamente mediante integrazione continua sui periodi diurno o notturno, sono stati calcolati a valle delle misure a partire dai dati orari (o su altra base temporale) effettivamente monitorati: questa operazione di calcolo corrisponde di fatto all'integrazione continua effettuabile strumentalmente, con la differenza che per il calcolo viene utilizzato, ad esempio, un foglio elettronico su PC anziché gli algoritmi e l'elettronica interna del fonometro. Ciò può comportare un ulteriore elemento di incertezza sul valore finale, nel seguito valutato.

#### METODOLOGIA DELLO STUDIO

##### CASI DI STUDIO ESAMINATI

Sono stati analizzati i casi di studio di seguito descritti:

- Casi di studio A e B: consistono in due monitoraggi in continuo (di durata almeno settimanale), corredati da misure su tempo breve (15 min e/o 1 ora), del rumore in prossimità di due diversi tronconi autostradali a Genova: il primo relativo alla autostrada A7 (Conte et al., 2010) e il secondo alla A10 (Conte, 2010). Le due situazioni sono differenti soprattutto per la lunghezza del troncone autostradale: nel caso A è un viadotto fra due gallerie ed il punto di misura dista dal viadotto un centinaio di metri; nel caso B le misure sono state effettuate in facciata a palazzi quasi a filo autostrada.
- Casi di studio C e D: si tratta di due campagne di monitoraggio in continuo in altrettante zone dell'area urbana genovese: la prima (C) è una strada molto trafficata (anche da mezzi pesanti) in un canyon urbano; nella seconda zona (D) si verifica la compresenza di varie sorgenti acustiche concorrenti (a volte anche aleatorie): rumore antropico, traffico locale, rumore portuale, rumore d'area (Conte et al. 2011).
- Caso di studio E: consiste in una campagna di misura in una zona naturale in ambiente appenninico del Genovesato (Conte e Balzano, 2009).

In tutti i casi è stata valutata l'incertezza dei dati misurati e dei risultati delle elaborazioni effettuate sui dati grezzi (ad esempio: medie logaritmiche, estrapolazione al lungo termine).

Si rimanda agli articoli citati per eventuali approfondimenti su risultati e logistica dei monitoraggi.

##### CASI DI STUDIO “A” E “B”: MONITORAGGI DEL RUMORE AUTOSTRADALE

La morfologia collinare dei luoghi, tipica di gran parte del tessuto urbano genovese, oppure la ridottissima distanza fra recettori (palazzi abitati) e carreggiate hanno reso difficoltosa l'applicazione immediata di alcuni schemi proposti dalla norma UNI/TR 11326:2009 per la stima delle diverse componenti dell'incertezza. D'altra parte, il metodo proposto dal D.M. 16.03.1998 per il monitoraggio del rumore stradale non è stato applicato puntualmente: il microfono, infatti, non è

stato posto alla quota di 4 m dal suolo ma in corrispondenza dei piani abitati esposti direttamente alle immissioni autostradali.

#### CASO A

In quanto segue si espone il metodo seguito per stimare l'incertezza dei valori di  $LeqD$  e  $LeqN$  di lungo termine, estrapolati a partire dai dati orari del monitoraggio plurigiornaliero. La procedura si può suddividere in passi successivi di calcolo delle incertezze dei diversi tipi di  $Leq$ :  $Leq$  orario ( $Leqh$ ) misurato,  $LeqD$  e  $LeqN$  giornaliero costruito a partire dai  $Leqh$ ,  $LeqD_M$  e  $LeqN_M$  calcolati mediando logaritmicamente i  $LeqD$  e  $LeqN$  relativi ai giorni dello stesso tipo (feriale, sabato e domenica) e, infine,  $LeqD_{TL}$  e  $LeqN_{TL}$  di lungo termine (annuali) ottenuti per estrapolazione temporale dei valori medi logaritmici.

#### *Incetezza del valore orario di $Leq$ monitorato in continuo*

Si è ritenuto che al valore dell'incertezza composta concorrano i contributi dovuti alle componenti strumentale  $u_{strum}$  (stimata in 0,50 dBA) e  $u_{dist}$ , relativa alla distanza del sito di misura dalla sorgente. Altre possibili componenti, relative alla distanza da superfici riflettenti e all'altezza dal suolo, sono state ritenute trascurabili a motivo della morfologia dei siti di misura e dei luoghi e delle distanze in gioco.

La procedura per la stima di  $u_{dist}$  proposta dalla norma UNI/TR 11326:2009 utilizza l'equazione:

$$u_{dist} = k \cdot \text{Log}\left(\frac{d \pm \Delta d}{d}\right) \quad (3)$$

dove  $k$  vale 10 per sorgenti lineari e 20 per sorgenti puntiformi,  $d$  è la distanza e  $\Delta d$  è l'incertezza sulla distanza.

Nel caso presente la sorgente sonora dominante (viadotto) è meglio schematizzabile come sorgente lineare finita (segmento) incoerente, in relazione al punto di misura, piuttosto che come sorgente lineare infinita o come sorgente puntiforme (schemi di fatto considerati nella norma citata). Il sito del monitoraggio, infatti, si trova a 97 m dal viadotto (approssimativamente rettilineo e lungo 290 m), poiché la distanza entro cui il viadotto può essere assimilato ad una sorgente acustica lineare "infinita" è dell'ordine di  $\sim 100$  m (circa un terzo della lunghezza), il caso in questione è proprio sul "confine" fra i due schemi di sorgente lineare infinita e finita.

Nello schema di sorgente "segmento incoerente" il livello sonoro  $L$  sul recettore dovuto ad una sorgente con livello di potenza acustica per unità di lunghezza  $L_w$ , è dato da:

$$L = L_w - 10 \cdot \text{Log}(d) + 10 \cdot \text{Log}\left[\arctg\left(\frac{x_o}{d}\right) + \arctg\left(\frac{l - x_o}{d}\right)\right] - k \quad (4)$$

dove  $l$  è la lunghezza della sorgente,  $x_o$  è la proiezione sul segmento della distanza fra il recettore e l'estremo di sinistra del segmento ("origine"),  $d$  è la distanza del recettore dall'asse del segmento;  $k$  vale 8 se il segmento giace su un piano riflettente, 11 se è libero lontano da superfici.

In via sperimentale, quindi, si è cercato di valutare il contributo di incertezza dovuto alla distanza utilizzando l'equazione (4) quale legge di propagazione acustica: in questa ipotesi si ottiene un termine additivo  $C_d$  da aggiungere all'equazione (3):

$$C_d = 10 \cdot \text{Log}\left[\frac{\arctg\left(\frac{x_o}{d}\right) + \arctg\left(\frac{l - x_o}{d}\right)}{\arctg\left(\frac{x_o}{d \pm \Delta d}\right) + \arctg\left(\frac{l - x_o}{d \pm \Delta d}\right)}\right] \quad (5)$$

Il valore di incertezza calcolato con questo metodo (0,17 dBA) risulta intermedio rispetto a quanto calcolato nella schema di sorgente lineare infinita (0,12 dBA) e puntuale (0,20 dBA).

In quanto segue si è utilizzato il valore di incertezza relativo alla modellizzazione "segmento", peraltro scelte differenti porterebbero, in termini di valori di incertezza composta, a lievi differenze.

Pertanto, l'incertezza composta per i dati di  $Leq$  orario risulta pari a 0,53 dBA.

#### *Incetezza dei valori di $LeqD$ e di $LeqN$ monitorati giornalmente*

Per i valori di  $LeqD$  e  $LeqN$  giornalieri l'incertezza composta dovrebbe tenere conto dell'incertezza calcolata nel paragrafo precedente e della componente derivante dal fatto che i valori di  $LeqD$  e  $LeqN$  non sono ottenuti direttamente dal fonometro, bensì da un ricalcolo a valle della misura ed effettuato sui valori orari, misurati, tramite un foglio di calcolo elettronico: sulla base di test effettuati in diversi casi, si è verificato che la componente di incertezza dovuta al ricalcolo è stimabile in  $\sim 0,03$  dBA, che risulta irrilevante per il valore finale dell'incertezza.

#### *Incertezza dei valori di $LeqD_M$ e di $LeqN_M$ feriali medi logaritmici*

Per i giorni feriali sono stati monitorati 10 giorni, perciò sono stati calcolati i valori medi energetici (medie logaritmiche) ottenendo i valori di  $LeqD_M$  e  $LeqN_M$  per il giorno feriale “tipo”. Non è stata fatta una analoga elaborazione per il sabato e la domenica poiché per essi il monitoraggio ha fornito, rispettivamente, una sola giornata con dati validi.

Per valutare l'incertezza sui valori di  $LeqD_M$  e  $LeqN_M$  feriale tipo si è proceduto applicando direttamente l'equazione (1), nell'ipotesi di livelli non correlati, in considerazione che il livello  $L$  sul giorno tipo è definito dall'equazione ( $N$  è il numero di dati giornalieri rilevati):

$$L = 10 \cdot \text{Log} \left[ \frac{1}{N} \sum_i 10^{0,1L_i} \right] \quad (6)$$

Poiché tutti i livelli  $L_i$  hanno la stessa incertezza  $u$  (pari a 0,53 dBA), derivando la funzione (6) rispetto alle variabili  $L_i$  ed applicando l'equazione (1) si ottiene che l'incertezza  $u_L$  sul Livello  $LeqD_M$  o  $LeqN_M$  feriale tipo è data da:

$$u_L^2 = \frac{\sum_i (10^{0,1L_i})^2}{\left[ \sum_i 10^{0,1L_i} \right]^2} u^2 \quad (7)$$

che nel caso presente vale 0,15 dBA per il periodo diurno e 0,14 dBA per il periodo notturno.

Come approccio alternativo, in considerazione della sostanziale ripetitività e modesta variabilità del fenomeno acustico in esame, si è provato ad applicare quanto prospettato in un documento di Linee guida ANPA (Poggi et al., 2001) che per i valori di  $LeqD_M$  e  $LeqN_M$  medi logaritmici propone la valutazione di una incertezza di tipo statistico  $u_\sigma$ , definita come rapporto fra la radice quadrata dello scarto quadratico medio degli  $N$  valori giornalieri di  $Leq_{TR}$  ( $D$  o  $N$ ) rispetto al livello medio logaritmico (a numeratore) e la radice quadrata del numero di giorni monitorati (a denominatore). Il valore dell'incertezza  $u_\sigma$  in tal modo attribuita ai valori di  $LeqD_M$  e  $LeqN_M$  feriale tipo risulta rispettivamente pari a 0,17 dBA e 0,23 dBA.

I valori ottenuti con questo secondo metodo risultano lievemente superiori rispetto a quanto ottenuto applicando il primo: d'altra parte i due metodi differiscono anche come impostazione concettuale, oltre che come espressione matematica.

Va osservato, infine, che l'applicazione dell'equazione (7) presuppone che tutti i  $Leq$  giornalieri considerati siano scorrelati fra loro: con il caso di studio C si approfondisce la questione della eventuale correlazione dei livelli monitorati in continuo in termini di incertezza, in quanto segue si presuppone corretta l'ipotesi di dati sostanzialmente non correlati e sono utilizzati i valori di incertezza  $u_L$  pari a 0,15 dBA ( $D$ ) e 0,14 dBA ( $N$ ).

#### *Incertezza dei valori di $LeqD_{TL}$ e $LeqN_{TL}$ di lungo termine estrapolati dai rilievi plurigiornalieri*

Per il caso del rumore da traffico veicolare ad alto flusso i valori dei livelli di lungo termine  $LeqD_{TL}$  e  $LeqN_{TL}$ , cioè su base annuale, sono notoriamente approssimabili mediante i corrispondenti valori energeticamente medi  $LeqD_M$  e  $LeqN_M$  misurati su base settimanale.

Nel presente caso la stima dei livelli di lungo termine è limitata al giorno feriale. La procedura adottata per l'estrapolazione al lungo termine del dato settimanale utilizza le seguenti formule:

$$LeqD_{TL} = LeqD_M + \delta_D \quad (8a)$$

$$LeqN_{TL} = LeqN_M + \delta_N \quad (8b)$$

Per la valutazione delle quantità  $\delta$  sono stati utilizzati dati pregressi di un monitoraggio in continuo su periodo annuale, rilevati presso una centralina fissa ubicata su una strada urbana, in comune di Genova, che si ritiene approssimi il tratto urbano della A10 in relazione alle caratteristiche macroscopiche dell'evoluzione dei livelli  $Leq$  (Conte e Balzano, 2007).

La quantità  $\delta$  è stata stimata confrontando i valori di  $LeqD$  o  $LeqN$  annuali con i livelli determinati a partire da 257 campioni di dati settimanali, ciascuno costituito da 5 giorni feriali successivi (non necessariamente nella stessa settimana) estratti dal complesso dei 261 giorni feriali monitorati. È stata calcolata la media degli scarti fra i livelli  $LeqD$  o  $LeqN$  “settimanali” e annuale (e la corrispondente deviazione standard), sia sull'intero anno sia in due periodi “freddo” (da ottobre a giugno) e “caldo” (da luglio a settembre). La media degli scarti è compresa da -0,5 a +0,1 dBA con deviazione standard  $0,4 \div 0,8$  dBA.

Considerando, come esempio, il periodo “freddo” l'analisi statistica degli scarti mostra, inoltre, che circa il 92% dei valori di  $LeqD$  e  $LeqN$  settimanali approssimano il livello equivalente a lungo

termine con uno scarto compreso nell'intervallo  $-1 \div +1$  dBA. Per il caso in esame le quantità  $\delta_k$  da utilizzare nelle equazioni (8a) e (8b) valgono rispettivamente 0,1 e 0,0 dBA.

L'incertezza complessiva  $u_c$  si compone, secondo l'equazione (2), del contributo dovuto alla determinazione del valore  $Leq_{TR}$  giorno tipo feriale ( $u_L$ ) e dell'incertezza associata alla procedura di estrapolazione ( $u_{TL}$ ). Fatti i calcoli, l'incertezza  $u_c$  vale, per il dato estrapolato a lungo termine, 0,77 dBA per il periodo diurno e 0,61 dBA per quello notturno (essendo il valore di  $u_{TL}$  pari a 0,76 dBA e 0,59 dBA rispettivamente per i periodi diurno e notturno).

#### CASO B

##### *Analogie e differenze con il caso A*

Il caso è per molti aspetti analogo al precedente, con la differenza che il tratto autostradale in vista del sito di misura (fonometro alloggiato in un box fissato alla ringhiera di un balcone), a pochi metri dal bordo carreggiata, è approssimabile come una striscia di lunghezza infinita. Per quanto riguarda la determinazione dell'incertezza dei dati fonometrici, si è proceduto nello stesso modo del caso A, con l'unica differenza che non si è considerato il termine dovuto alla distanza fra sorgente e recettore, ritenendo invece preferibile determinare l'incertezza sulle coordinate (Gauss Boaga) del sito (in considerazione della prossimità fra sito di misura e strada e del posizionamento dello strumento: sia la larghezza della strada sia l'altezza da terra del microfono sono maggiori della distanza, in pianta, fra edificio e bordo strada).

Nel seguito si riporta il metodo adottato per valutare l'incertezza sui valori di  $LeqD$  giornaliero ottenuto per estrapolazione da misure su tempo breve (1h oppure 15 min), effettuate a corredo del monitoraggio in continuo in diversi siti lungo il tratto autostradale esaminato.

##### *Incertezza dei valori di $LeqD$ estrapolati da misure su tempo breve*

Per alcune postazioni di misura su tempo breve, dove il  $Leq$  risente delle immissioni autostradali e non è influenzato da altre sorgenti, è stato estrapolato il livello  $LeqD$  a partire dal valore su tempo breve, ipotizzando che sussistano relazioni analoghe alle equazioni (8a) e (8b), dove le quantità  $\delta_k$  ( $k=h$ : estrapolazione di  $LeqD$  da dato orario;  $k=15$ : estrapolazione di  $Leqh$  da dato su 15 min) sono state determinate utilizzando valori rilevati nella stessa campagna di monitoraggio: calcolati gli scarti fra  $Leqh_i$  (livello orario,  $h=6-22$ , nell'i-esimo giorno feriale) e  $LeqD$  medio energetico feriale, si sono elaborate la media e la deviazione standard degli scarti ora per ora, ottenendo l'informazione su quanto mediamente un valore di  $Leq$  orario, per una data ora, sottostimi o sovrastimi il livello equivalente nel periodo di riferimento, quantificando la dispersione in termini di deviazione standard. I rilievi su tempo breve sono stati estrapolati al valore sul tempo di riferimento utilizzando lo scarto medio relativo all'ora di misura.

Se il dato di partenza deriva da un rilievo su 15 min, per passare dal  $Leq_{15}$  a  $LeqD$  è stato necessario un ulteriore passaggio per determinare il  $Leqh^*$  estrapolato dal valore su 15 min.

Il termine additivo per estrapolare a 60 min il dato su 15 min è stato ricavato dall'analisi di una misura con cui sono stati acquisiti, in parallelo, i  $Leq$  su 0,125 s e progressivo: sono stati elaborati gli scarti fra tutti i possibili  $Leq_{15}$  e  $Leq$  orario, calcolando lo scarto medio e la deviazione standard.

Trascurando, in analogia a quanto effettuato per la misura in continuo, le componenti non strumentali dell'incertezza (fatta eccezione per l'incertezza dovuta alla distanza da superfici riflettenti), per il singolo dato misurato l'incertezza  $u_{mis}$  associata risulta pari a 0,51 dBA, (l'incertezza strumentale è 0,50 dBA e la componente "riflessione" 0,08 dBA).

Per il livello  $LeqD$  estrapolato da una misura oraria, considerando i contributi  $u_{mis}$  e  $u_{\delta h}$ , l'incertezza composta risulta pari a  $1,4 \div 1,5$  dBA, a seconda della fascia oraria.

Se, invece, il dato di partenza deriva da un rilievo su 15 min, il passaggio preliminare da  $Leq_{15}$  a  $Leqh^*$  comporta per il valore  $LeqD$  estrapolato una ulteriore componente di incertezza  $u_{\delta 15}$ : in questo caso l'incertezza complessiva vale 1,6 dBA.

In entrambi i casi si tratta di valori di incertezza nettamente superiori all'incertezza su un dato di  $LeqD$  giornaliero ottenuto con monitoraggio in continuo (che, per le misure esaminate in questo caso, raggiunge al più  $\sim 0,4$  dBA).

#### **CASI DI STUDIO "C" E "D": MONITORAGGI IN AREA URBANA**

##### CASO C

Il caso C presenta alcune analogie con il caso B: flussi veicolari intensi (però rallentati) e sito di misura adiacente la carreggiata e sopraelevato oltre i 4 m di altezza (box su un balcone).

Per il singolo Leq orario monitorato in continuo l'incertezza è stata valutata considerando le componenti strumentale e relativa alla distanza da superfici riflettenti verticali. Per quanto riguarda le altre componenti non strumentali, non sono stati valutati i contributi relativi all'altezza dal suolo (ritenuta poco rilevante in relazione alla morfologia dei luoghi) e alla distanza dalla sorgente (in relazione agli aspetti logistici, infatti, è stato ritenuto non corretto applicare il metodo proposto dalla norma; è stata invece valutata l'incertezza sulle coordinate del punto di misura).

Analogamente ai casi già esaminati, l'elaborazione dei livelli misurati in continuo ha compreso il calcolo di LeqD e LeqN logaritmicamente medi per i giorni feriali, sabato e domenica. Assumendo ancora una volta in ipotesi che i valori di LeqD (o LeqN) nei diversi giorni monitorati non siano correlati fra loro, l'incertezza  $u_L$  sui valori di LeqD e LeqN medi può essere valutata applicando l'equazione (7), ottenendo valori pari a 0,27 dBA per i giorni feriali (D e N), 0,42 dBA (D) e 0,43 dBA (N) per i sabati e 0,42 dBA (D) e 0,46 dBA (N) per le domeniche.

Come già accennato, occorre osservare che in questo caso, come nei precedenti, l'ipotesi di livelli LeqD e LeqN giornalieri non correlati può essere non del tutto corretta: infatti una possibile causa di correlazione, con riferimento alla norma UNI CEI ENV 13005:2009 (punto 5.2.4), potrebbe essere il fatto che in un monitoraggio in continuo tutti i dati ottenuti sono stati rilevati con lo stesso fonometro (a meno, ovviamente, di sostituzioni dello strumento). Naturalmente ci possono essere anche altre cause di correlazione dovute alla sostanziale ripetitività dei fenomeni monitorati. Quest'ultimo aspetto potrebbe suggerire da un punto di vista tecnico, in caso di ripetitività molto marcata, l'opportunità di estendere la durata del monitoraggio onde avere un insieme di dati statisticamente significativi per valutare anche la media aritmetica dei livelli e una relativa valutazione di categoria A dell'incertezza: si tratta, però, di un misurando differente dalla media logaritmica settimanale dei livelli individuata dal D.M. 16.03.1998 quale indicatore per il rumore stradale (più in generale, inoltre, la normativa sui limiti al rumore in ambiente esterno prevede il confronto con valori medi energetici).

Una stima molto approssimata dell'effetto di possibili correlazioni fra i livelli sul valore finale dell'incertezza può essere ottenuta con il ragionamento seguente: nel caso semplice in cui tutti gli  $N$  livelli  $L_i$  nell'equazione (6) siano uguali fra loro e siano tutti caratterizzati da uno stesso valore  $u$  di incertezza, l'applicazione della legge di propagazione delle incertezze (equazione 1) fornisce nei casi estremi di correlazione nulla ( $r(L_i, L_j)=0$  per ogni  $i, j$ ) e correlazione totale ( $r(L_i, L_j)=1$  per ogni  $i, j$ ) valori  $u_c^2$  pari rispettivamente a  $u^2/N$  e  $u^2$ . Perciò, se i livelli sono poco variabili e hanno tutti la stessa incertezza (e questo è il presente caso per quanto riguarda i valori di LeqD e LeqN giornalieri), si può affermare che, per  $0 < r(L_i, L_j) < 1$ , il valore di incertezza del livello LeqD (o LeqN) sarà in genere compreso fra  $u/\sqrt{N}$  e  $u$ . In assenza di ulteriori informazioni, un tentativo di stima dell'incertezza composta, in presenza di valori correlati, può prevedere il calcolo di  $u_c^*$ , definita come radice quadrata della media aritmetica degli estremi dell'intervallo  $u^2/N \div u^2$ :

$$u_c^* = \sqrt{\frac{N+1}{2N}} u \quad (9)$$

La valutazione del possibile effetto di eventuali correlazioni (eseguita con l'equazione 9) porta a un sensibile incremento dell'incertezza sui valori medi logaritmici (nel caso peggiore l'incertezza risulta pari a 0,52 dBA). A causa dell'approssimazione di tale stima, comunque, si è ritenuto ragionevole assumere come valori di riferimento quelli calcolati nell'ipotesi di correlazione nulla.

Vale la pena osservare che, nell'ipotesi di correlazione nulla, i valori di incertezza valutati per il giorno feriali tipo (6 giorni completi di dati validi a disposizione) sono nettamente inferiori alle corrispondenti incertezze stimate per il sabato e la domenica tipo (2 giorni di dati in entrambi i casi). All'aumentare del numero di giorni monitorati, dunque, è possibile ottenere valori di incertezza sempre minori; nel caso, però, in cui la correlazione non sia nulla e adottando la stima  $u_c^*$  (equazione 9), si verifica l'esistenza di un limite oltre cui l'incertezza non decresce più in modo sensibile, all'aumentare dei giorni monitorati, e si stabilizza su un valore asintotico.

#### CASO D

Il caso D si riferisce ad un sito utilizzato per uno studio sul rumore portuale, presentato anche in questo stesso convegno (si rimanda alla relativa memoria, dove il sito di misura è individuato come R1, per gli aspetti inerenti la descrizione del monitoraggio e i risultati ottenuti).

Alla formazione dell'incertezza del Leq misurato si è valutato che concorrono primariamente le componenti strumentale e "riflessione". La componente relativa alla distanza dalla sorgente è stata ritenuta non valutabile poiché la misura in esame ha riguardato immissioni provenienti da numerose sorgenti, nessuna nettamente prevalente, sia localizzate (e a distanze da pochi metri a diverse centinaia di metri dal microfono) sia sostanzialmente diffuse (rumorosità d'area di medio - lungo raggio proveniente dal complesso urbano limitrofo alle aree monitorate). Analogamente, si è ritenuto di non poter valutare la componente relativa all'altezza dal suolo (che, comunque, in caso di applicabilità risulterebbe poco rilevante per la morfologia dei luoghi).

Applicando la procedura già esposta (equazione 7) per la valutazione dell'incertezza di LeqD e LeqN feriali logaritmicamente medi, si ottiene un valore pari a 0,29 dBA (per entrambi i periodi diurno e notturno).

In casi come questo, allo scopo di meglio individuare il contributo delle diverse immissioni sonore alla rumorosità generale può essere utile ed opportuno procedere a misure di multispettro di Leq e/o Ln in banda 1/3 di ottava e ponderazione lineare: l'utilità delle misure di multispettro, ad integrazione o in sostituzione dei monitoraggi tradizionali a banda larga, consiste infatti nella possibilità di effettuare una analisi approfondita in banda di frequenza (Cerniglia, 1998). Naturalmente, con misure di questo tipo rispetto a quanto analizzato nel presente lavoro possono cambiare sia gli aspetti di metodo e procedimento di misura sia la definizione del misurando.

#### **CASO DI STUDIO "E": MONITORAGGIO IN AREE QUIETE**

Il monitoraggio, effettuato in una zona rurale appenninica, con limitata presenza di insediamenti umani, ha riguardato misure sia di evoluzione temporale in banda larga e ponderazione A sia di multispettro in banda 1/3 di ottava e ponderazione lineare di "short" Leq.

Per alcuni siti, sostanzialmente in zone prettamente naturali con immissioni antropiche di lungo raggio provenienti da lontane infrastrutture stradali, non sempre avvertibili, si è valutato il possibile effetto del rumore intrinseco degli strumenti sia sui livelli misurati sia sul valore dell'incertezza. Poiché, però, i livelli misurati sono sempre stati nettamente maggiori del valore del rumore intrinseco (ricavato dalle specifiche tecniche degli strumenti) di fatto si è verificato che per il caso in esame non vi sono effetti apprezzabili da nessun punto di vista.

Un aspetto interessante è la presenza di eventi sonori, dovuti alla fauna, in bande di frequenza 1/3 di ottava oltre 4 kHz: nella determinazione dell'incertezza strumentale per il valore di Leq, ponderato A e a banda larga, in tali casi occorre procedere con una valutazione più approfondita che tenga conto dei livelli misurati in ogni singola banda (UNI/TR 11326:2009 punto 5.2).

Per quanto riguarda i valori in banda di multispettro misurati, infine, in relazione agli aspetti strumentali occorre valutare le componenti di incertezza per banda di frequenza da associare ai valori spettrali monitorati.

#### **CONCLUSIONI**

Fra i meriti delle norme UNI CEI ENV 13005:2000 e UNI/TR 11326:2009, oltre ad aver fornito un metodo per la stima dell'incertezza e consentire un più proficuo utilizzo dei dati fonometrici, c'è anche l'occasione data ai tecnici acustici per ripensare in modo critico al proprio modo di effettuare le misure, elaborare i dati e presentare i risultati.

L'applicazione nel concreto delle procedure di valutazione dell'incertezza proposte o delineate dalla norma UNI/TR 11326:2009 ai casi qui considerati, ha evidenziato la portabilità generale, ma non sempre puntuale, dei metodi in questione nelle varie situazioni. In particolare i metodi proposti per valutare le componenti di incertezza dovuti alla distanza sorgente – microfono e altezza da terra del microfono diventano non applicabili ogni volta che non c'è una sorgente sonora nettamente dominante e, anche in caso di sorgente dominante, a causa di aspetti logistici a volte sembrano non poter essere applicabili correttamente (dal punto di vista dell'interpretazione fisica).

Un aspetto critico nella valutazione dell'incertezza consiste nella definizione non completa di metodi standardizzati per la misura del rumore ambientale, nonché nel fatto che in alcuni casi risulta necessario, o per vincoli di tipo logistico o per opportunità di valutazione dell'inquinamento acustico effettivo su recettori di interesse, procedere con tecniche di monitoraggio non riconducibili, in toto o in parte, alle tecniche standard individuate dal D.M. 16.03.1998.

Conseguentemente, può risultare ambiguo il confronto fra valori ottenuti con diverse misure, anche in presenza delle relative incertezze, a meno di corredare i dati con numerose e dettagliate

informazioni metodologiche e descrittive dei siti monitorati; in questa logica risulta fondamentale l'espressione di una dichiarazione di incertezza ben formulata in accordo con quanto specificato dalle norme UNI CEI ENV 13005:2000 e UNI/TR 11326:2009, accanto alla esplicazione metodologica delle misure e delle eventuali elaborazioni per poter correttamente inquadrare ed interpretare i risultati che vengono presentati.

Ciò è tanto più necessario quanto più il caso in esame maggiormente si allontana dalla situazione più semplice, che prevede una sorgente sonora dominante e persistente nel tempo e la riconducibilità della tecnica di monitoraggio ad uno schema ben definito dalla normativa nei suoi diversi aspetti.

## **Bibliografia**

Andolfato Franco, *Calcolo dell'incertezza nelle misure di rumore ambientale*, 2004, Atti 31° Convegno Nazionale AIA - Associazione Italiana di Acustica, Venezia

Cerniglia Andrea, *Individuazione di sorgenti di rumore in un clima acustico complesso: un caso reale*, 2010, Antinquinamento, Anno V N.1

Conte Alessandro, Balzano Michele, *Confronto sistematico fra livelli acustici di lungo periodo in diversi contesti antropizzati*, 2007, Atti 7° Convegno Nazionale CIRIAF – Centro Interuniversitario di Ricerca sull'Inquinamento da Agenti Fisici, Perugia

Conte Alessandro, *Interventi di risanamento e rumorosità autostradale a Genova*, 2010, Atti 10° Convegno Nazionale CIRIAF – Centro Interuniversitario di Ricerca sull'Inquinamento da Agenti Fisici, Perugia

Conte Alessandro, Balzano Michele, *Indagine acustica di zone silenziose e rumore antropico di lungo raggio*, 2009, Atti 4° Convegno Nazionale Controllo ambientale degli Agenti Fisici: nuove prospettive e problematiche emergenti, Vercelli

Conte Alessandro, Barbieri Elisabetta, Stragapede Franca, Monte Paolo, *Misure di rumore autostradale nel contesto urbano genovese*, 2010 Atti 3ª Giornata di Studio sull'Acustica Ambientale, Provincia di Genova – Fondazione MUVITA, Arenzano

Conte Alessandro, Balzano Michele, Barbieri Elisabetta e Stragapede Franca, *Studio sulla rumorosità di origine portuale sull'abitato di Genova*, 2011, Atti 4ª Giornata di Studio sull'Acustica Ambientale, Provincia di Genova – Fondazione MUVITA, Arenzano

Poggi Andrea, Fagotti Cesare, Casini David, Manciocchi Thomas e Gabrieli Tommaso, *RTI CTN\_AGF 3/2001 Linee guida per la progettazione di reti di monitoraggio e per il disegno di stazioni di rilevamento relativamente all'inquinamento acustico*, 2001, ANPA

UNI/TR 11326:2009 “Valutazione dell'incertezza nelle misurazioni e nei calcoli di acustica. Parte 1: Concetti generali”

UNI CEI ENV 13005:2000 “Guida all'espressione dell'incertezza di misura”