

## Riflessioni sul monitoraggio e sulla valutazione della biodiversità in ambito VIA

**Rossella Azzoni**

via Cola di Rienzo 26 – 20144 Milano. E-mail: ross.azzoni@yahoo.com

Pervenuto il 18.2.2018; accettato il 11.4.2018

### Riassunto

L'articolo approfondisce aspetti del monitoraggio della componente "vegetazione, flora, fauna" in ambito VIA, esplicitando alcuni concetti ed evidenziando alcuni limiti. Suggerisce come individuare gli indicatori più utili, come ragionare sull'organizzazione della rete di monitoraggio e come raccogliere ed analizzare i dati.

PAROLE CHIAVE: Vegetazione / Fauna / Piano di monitoraggio

### Considerations about biodiversity monitoring and assessment in EIA process

This paper examines some aspects of the biodiversity monitoring in the environmental impact assessment (EIA) process, emphasizing some concepts and highlighting a few limits. It suggests how to identify the most significant indicators, how to design the monitoring network and how to gather and to analyse data.

KEY WORDS: Flora / Fauna / Monitoring Plan

## INTRODUZIONE

Il monitoraggio ambientale costituisce una parte fondamentale del processo di Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) in quanto rappresenta lo strumento di verifica degli effetti derivanti dalla costruzione e dall'esercizio dell'opera sulle diverse componenti ambientali.

Rimandando la disamina dell'articolata normativa nazionale e comunitaria che regola il processo di VIA a testi specifici ([www.isprambiente.gov.it](http://www.isprambiente.gov.it)), si ritiene utile per la presente discussione riproporre in sintesi gli obiettivi del monitoraggio ambientale nonché citare il ruolo delle Agenzie Ambientali in tale ambito.

In estrema sintesi, gli obiettivi del monitoraggio ambientale VIA sono:

- la caratterizzazione delle condizioni di base, e quindi dello stato delle componenti ambientali prima dell'avvio dei lavori per la realizzazione dell'opera (scenario di base o *ante operam*);
- la valutazione delle variazioni intervenute nello scenario di base a seguito della realizzazione dell'opera nelle sue diverse fasi (in corso d'opera prima e di

esercizio, o *post operam*, poi);

- la verifica dell'efficacia delle misure di mitigazione individuate dal proponente per ridurre gli impatti ambientali in fase di cantiere e di esercizio;
- l'individuazione degli impatti non previsti.

Le attività tecniche che consentono di raggiungere tali obiettivi sono contenute nel Piano di Monitoraggio Ambientale (PMA), rispetto al quale l'Autorità Ambientale deve esprimere parere quantomeno sulla congruità dell'area di indagine individuata, del numero e dell'ubicazione dei punti di monitoraggio, del numero e della tipologia dei parametri scelti, della frequenza e della durata dei campionamenti, delle metodiche da utilizzare.

Premesso che il monitoraggio ambientale in ambito VIA è in carico al proponente l'opera, il ruolo delle ARPA consiste –in linea di massima– nel supportare tecnicamente l'Autorità Ambientale sia nella fase di analisi critica del PMA presentato, sia nella fase di verifica dell'attuazione del monitoraggio nonché di validazione

dei dati e di valutazione degli impatti eventualmente rilevati ([www.arpa.piemonte.it](http://www.arpa.piemonte.it)).

ARPA –in quanto supporto tecnico– ricopre il ruolo fondamentale di verificatore sia della bontà del piano di monitoraggio sia della correttezza della sua realizzazione, assumendo un ruolo propositivo per rendere il PMA sempre più aderente alle esigenze di misura della sostenibilità ambientale dell'opera.

## IL MONITORAGGIO DELLA BIODIVERSITÀ

La normativa sulla valutazione di impatto individua un quadro ambientale di riferimento ampio e integrato, che considera numerosi componenti e fattori da monitorare:

- atmosfera: qualità dell'aria e caratterizzazione meteorologica;
- ambiente idrico: acque sotterranee e acque superficiali (dolci, salmastre e marine) considerate come componenti, come ambienti e come risorse;
- suolo e sottosuolo: intesi sotto il profilo geologico, geomorfologico e pedologico, nel quadro dell'ambiente in esame, e anche come risorse non rinnovabili;
- vegetazione, flora, fauna: formazioni vegetali ed associazioni animali, emergenze più significative, specie protette ed equilibri naturali;
- ecosistemi: complessi di componenti e fattori fisici, chimici e biologici tra loro interagenti ed interdipendenti, che formano un sistema unitario e identificabile (quali un lago, un bosco, un fiume, il mare) per propria struttura, funzionamento ed evoluzione temporale;
- salute pubblica: come individui e comunità;
- rumore e vibrazioni: considerati in rapporto all'ambiente sia naturale che umano;
- radiazioni ionizzanti e non ionizzanti: considerate in rapporto all'ambiente, sia naturale che umano;
- paesaggio: aspetti morfologici e culturali del paesaggio, identità delle comunità umane interessate e relativi beni culturali.

La componente “vegetazione, flora, fauna” viene comunemente indicata con il termine “biodiversità”.

Come dichiarato nelle Linee Guida ministeriali (MATTM, 2015), oggetto del monitoraggio è la comunità biologica: essa è rappresentata dalla vegetazione naturale e seminaturale e dalle specie appartenenti alla flora e alla fauna (con particolare riguardo a specie e habitat inseriti nella normativa comunitaria, nazionale e regionale); oggetto del monitoraggio sono anche le interazioni svolte all'interno della comunità e con l'ambiente abiotico, nonché le relative funzioni che si realizzano a livello di ecosistema. L'obiettivo delle indagini è quindi il monitoraggio delle popolazioni animali e vegetali, delle loro dinamiche, delle eventuali modifiche della struttura e composizione delle biocenosi e dello stato di salute delle popolazioni di specie target, indotte dalle attività di cantiere e/o dall'esercizio dell'opera.

A fronte dell'imponenza di questa impresa va sottolineato che un PMA deve essere tecnicamente e realisticamente attuabile, anche in termini di costi-benefici: i proponenti potranno quindi selezionare i “parametri” in funzione delle caratteristiche dell'opera, del contesto territoriale e della significatività degli impatti attesi.

Il monitoraggio della biodiversità –rispetto a quello di altri componenti/fattori– soffre della mancanza di riferimenti normativi: ne deriva che la valutazione di eventuali impatti richiede di stabilire se la comunità rilevata in un certo orizzonte temporale è diversa da quella rilevata al tempo zero (scenario di base).

La valutazione ambientale è infatti fondamentalmente un processo comparativo e monitorare significa rilevare variazioni di valore di una grandezza nel tempo.

In ambito VIA il processo comparativo può essere svolto esclusivamente per confronti temporali attuati sulla medesima stazione di rilievo e deve evidenziare variazioni in tempi brevi o brevissimi: è del tutto evidente che ciò si scontra con le dinamiche delle comunità biologiche che sottostanno a cicli vitali propri dei singoli componenti. Le popolazioni, le comunità e gli ecosistemi mostrano inoltre una sostanziale fase di latenza rispetto al manifestarsi dei sintomi dello stress antropogenico (Sangiorgio, s.d.).

A ciò va aggiunto che un'indagine ambientale che miri a ottenere informazioni quantitative su stato e cambiamenti di una certa componente deve essere condotta in un quadro statistico, e quindi secondo un disegno campionario che assicuri un'adeguata rappresentatività dei dati raccolti. Avere a disposizione buoni dati è infatti la condizione essenziale per poter compiere valutazioni attendibili (Gagliardi e Tosi, 2012).

I tempi di realizzazione concessi al monitoraggio ambientale VIA sono piuttosto ristretti e la letteratura scientifica segnala che la maggior parte degli studi condotti in ambito VIA raggiunge a stento i requisiti scientifici minimi per essere ritenuta utile a fini inferenziali (Roedenbeck *et al.*, 2007).

I testi di riferimento (MATTM, 2015) e la consuetudine indicano la durata minima di un anno solare per il monitoraggio nella fase *ante operam*, la più decisiva nel processo di valutazione in quanto è quella che evidenzia i valori di riferimento contro cui confrontare sia i valori registrati nella fase di corso d'opera sia quelli registrati nel *post operam*.

Poiché durante l'arco dell'anno vegetazione e fauna seguono cicli biologici che mutano la composizione e la consistenza delle comunità insediate in un dato territorio, e poiché gli elementi climatologici possono variare significativamente di anno in anno, le informazioni quantitative di riferimento ricavate da un solo anno di rilevazione esigono di essere trattate con cautela. Sebbene i testi di riferimento suggeriscano l'utilizzo di informazioni preesistenti sulla presenza delle specie

nel territorio, l'informazione qualitativa che se ne ricava non è idonea per il processo di valutazione degli impatti.

La durata del monitoraggio in corso d'opera è ovviamente determinata dal tipo d'opera, ma dovrebbe essere tale da consentire di verificare tutta la fase di realizzazione dell'opera; in linea di massima si tratta di ricercare la presenza di impatti "acuti".

I testi di riferimento (MATTM, 2015) e la consuetudine indicano poi la durata minima di tre anni solari per la fase di *post operam*, lasso di tempo che dovrebbe consentire di definire l'assenza di impatti a medio termine.

A tal proposito è indispensabile segnalare due aspetti:

- nella pianificazione del monitoraggio, la fase di *post operam* viene spesso considerata quella immediatamente successiva alla fine dei lavori. Dal punto di vista della qualità dell'ambiente ciò rappresenta un tranello: la richiesta dei legislatori è infatti quella di misurare gli eventuali impatti dell'opera in funzione, e quindi il monitoraggio *post operam* dovrebbe avere inizio nel momento in cui l'opera ha raggiunto in modo significativo l'esercizio per la quale è stata realizzata;
- le fasi di corso d'opera e di *post operam* sono indipendenti fra loro e potrebbero richiedere di essere monitorate attraverso indicatori diversi. Gli elementi di pressione sulle componenti naturalistiche della fase di cantiere sono spesso totalmente differenti da quelli che possono essere individuati per la fase di esercizio, e potrebbero perfino esercitarsi su comunità viventi differenti. Generalmente gli effetti dovuti alla costruzione dell'opera scompaiono a costruzione conclusa, mentre quelli dovuti all'esercizio si manifestano per tutto il tempo di vita dell'opera (effetti a lungo/lunghissimo termine).

In tal senso un esempio interessante è rappresentato dalle centrali eoliche, la cui localizzazione d'elezione è posta sui crinali montani o collinari. La costruzione della centrale richiede la realizzazione di strade, di manufatti, di cabine di trasformazione, di scavi per la posa dei cavi: sono opere che perturbano le comunità animali ipogee ed epigee nonché le comunità vegetali prative e gli ambienti boschivi limitrofi. Le pale eoliche in funzione, invece, esercitano il loro impatto prevalentemente sulla fauna volante (avifauna e chiroterofauna), soprattutto causando mortalità diretta (Regione Toscana, 2013; ANEV *et al.*, 2012).

## DISAMINA DEL PIANO DI MONITORAGGIO

Come noto, tre sono le scelte fondamentali che caratterizzano un piano di monitoraggio e ne determinano l'efficacia: quella relativa agli indicatori da rilevare, quella riguardante la frequenza con cui rilevarli, e quella relativa al numero e al posizionamento delle stazioni ove rilevare tali indicatori (ARPA Lombardia, 2006).

Riflettendo su quanto già detto, risulta evidente che

gli specialisti ARPA dovranno orientare il proponente l'opera verso indicatori che rispondano rapidamente alle perturbazioni a cui sono sottoposti.

Rispetto a quanto proposto dalle Linee Guida ministeriali sulla biodiversità, quindi, andranno trascurati gli "indicatori" che non sono in grado di variare nei tempi concessi al monitoraggio VIA: un esempio è la diversità strutturale per gli ambiti forestali e arbustivi di macchia, che registra parametri quali il numero di fusti, e i relativi diametri e altezze.

Per la vegetazione, solitamente, i proponenti indicano due approcci: l'elenco floristico e il rilievo fitosociologico.

L'elenco floristico –come dice il nome stesso– è un elenco che riporta tutte le specie vegetali che crescono spontaneamente nella stazione di rilievo; è sostanzialmente un'analisi qualitativa, sebbene alcune volte vengano riportati anche valori di ricoprimento specifico per ampie classi (Tinti *et al.*, 2005).

Il rilievo fitosociologico comporta invece l'osservazione e l'annotazione di dati riguardanti la stazione di rilievo (come altitudine o inclinazione della superficie), il substrato (caratteristiche litologiche e del suolo) e la copertura vegetale. La stazione è rappresentata da un'area caratterizzata da una copertura vegetale uniforme, di cui vengono rilevati: copertura della vegetazione in percentuale suddivisa in strato arboreo, arbustivo, suffruticoso e erbaceo; altezza della vegetazione suddivisa per strati; elenco floristico con le annotazioni quantitative. Per ogni specie dell'elenco floristico viene infatti valutato il grado di copertura del terreno mediante la scala di Braun-Blanquet, che prevede sei gradi di abbondanza-dominanza (Poore, 1955).

Dal rilievo fitosociologico è possibile derivare alcune metriche compatibili con i tempi del monitoraggio VIA, e quindi utili per valutare la significatività delle variazioni rilevate nella vegetazione.

Le due metriche derivano dalle osservazioni relative allo strato erbaceo e basso arbustivo e possono essere indicate con i termini *Alberi e arbusti autoctoni in rinnovazione* la prima, e *Inquinamento floristico* la seconda. Esse si muovono in senso opposto: la prima cresce in ambiti non disturbati mentre la seconda cresce al crescere del disturbo antropico.

La metrica *Alberi e arbusti autoctoni in rinnovazione* consente di osservare la rinnovazione naturale delle specie e quindi di valutare le potenzialità di perpetuazione di un popolamento, fermo restando che l'individuazione delle specie autoctone va effettuata sulla scorta della specifica normativa regionale. La metrica *Inquinamento floristico* esprime invece la banalizzazione dell'associazione vegetale attraverso la valutazione della presenza di specie alloctone non arboree, anch'esse definite al livello del territorio d'indagine (ISPRA-ATAP, 2010).

Convertendo i dati rilevati in punteggi è possibile

calcolare la differenza fra il punteggio attribuito nei rilievi *ante operam* con quello attribuito in fase di corso d'opera e di *post operam*, avendo chiaro in mente che –a qualunque anno si riferiscano i dati in esame– i rilievi di corso d'opera e di *post operam* vanno sempre confrontati con i rilievi di *ante operam*. Occorre poi attribuire una significatività alla differenza calcolata, in modo da poter considerare la variazione registrata casuale o non casuale, di lieve entità o significativa.

Per evitare equivoci circa la presenza di una data specie –e per creare un database attendibile con cui lavorare– è indispensabile essere in grado di riconoscere eventuali sinonimi dei nomi scientifici; la strada più semplice per ovviare a questo problema è quella di richiedere al proponente il PMA di restituire i dati adottando una nomenclatura derivata da pubblicazioni scientifiche condivise.

La seconda scelta fondamentale che determina l'efficacia del piano di monitoraggio è quella che riguarda la frequenza con cui rilevare gli indicatori scelti.

Nel caso del monitoraggio della fauna, l'aleatorietà degli incontri con gli animali selvatici richiede di adottare strategie di campionamento che privilegino sia la dimensione spaziale che quella temporale.

Ad esempio, per il monitoraggio delle specie anfibie –che deve essere svolto ogni anno durante il periodo riproduttivo, post-riproduttivo e pre-ibernazione– le Linee Guida ministeriali affermano che informazioni utili su un'area di studio si ottengono identificando almeno 25-30 transetti di 100 metri per 2 circa.

Per l'avifauna le Linee Guida suggeriscono di suddividere il monitoraggio in periodi fenologici (svernamento, migrazione pre-riproduttiva, riproduzione, migrazione post-riproduttiva) e indicano come frequenza ottimale per i periodi dello svernamento e della riproduzione quella della decade (una sessione ogni 10 giorni) mentre suggeriscono la frequenza giornaliera in periodi campione per il periodo fenologico della migrazione.

È del tutto evidente che un piano di monitoraggio che vuole descrivere compiutamente lo stato di più di una componente naturalistica non è realisticamente realizzabile dal punto di vista economico. Scelta quindi la componente più rappresentativa dell'ambito di indagine, è comunque necessario trovare un compromesso che tenga conto della rappresentatività dei dati e dei costi da sostenere per ottenere tali dati.

L'avifauna diurna può essere considerata una delle comunità faunistiche più rappresentative in quanto è generalmente composta da un buon numero di specie e da un buon numero di individui per specie; nonostante ciò, il confronto statistico di serie di dati ornitologici rilevati in natura in annualità differenti soffre –come già accennato– di limiti intrinseci alle dinamiche della comunità stessa, quali i fenomeni migratori condizionati

dai fattori climatici dell'anno.

La letteratura scientifica specialistica relativa all'avifauna diurna in ambito VIA è dedicata in modo assolutamente prevalente alle ricadute nella fase di *post operam*; in generale evidenzia che lo schema comportamentale degli uccelli diurni è quello dell'abbandono più o meno totale dell'uso della fascia più vicina all'opera con contemporaneo aumento dell'uso della seconda fascia. Evidenzia inoltre che la risposta ai disturbi può cambiare durante l'arco dell'anno e che ciò dipende sia dai ritmi biologici delle diverse specie ornitiche che dai cicli biologici della vegetazione presente nelle diverse fasce adiacenti all'opera (Halwerk *et al.*, 2011; Summers *et al.*, 2011).

La complessità insita in un campionamento che vuole ricostruire la struttura di una determinata comunità richiede di raccogliere un numero di campioni sufficiente, e tale numero dipende dalla ricchezza e dalla dispersione della fauna. Fermo restando che il non aver rilevato una specie non implica che la specie sia certamente assente, per le comunità stanziali si ritiene che il primo campionamento raccolga oltre la metà delle specie presenti e che dopo otto/dieci campionamenti il numero di specie raccolte non aumenti più. Per l'avifauna la questione è complicata dal fatto che vi sono specie presenti tutto l'anno nel territorio in esame, specie migratrici, specie svernanti e specie accidentali (Magurran, 2003).

Contrariamente a quanto visto per il rilievo fitosociologico –che produce dati espressi in classi di abbondanza– il monitoraggio dell'avifauna restituisce il numero di individui per specie: con questi dati è possibile quindi ragionare in termini di inferenza statistica.

Occorre applicare metodi che non richiedano ipotesi a priori sul tipo e sulle caratteristiche della distribuzione dei dati sperimentali: occorre quindi adottare un metodo non parametrico (o *distribution free*).

Tenendo separati i risultati ottenuti nei diversi periodi fenologici, occorre individuare test statistici applicabili in funzione del numero di annualità disponibili per il confronto:

- per il confronto di due serie di dati (tipicamente *ante operam* vs. (1) corso d'opera e *ante operam* vs. (1) *post operam*);
- per il confronto di più di due serie di dati (ad esempio *ante operam* vs. (1 + 2) *post operam*).

Per il confronto di due serie di dati si può utilizzare il test  $\chi^2$ , metodo di inferenza statistica con il quale è possibile stabilire se una serie di dati è in accordo con una specifica ipotesi relativa alla sua distribuzione. Nella pratica sperimentale il test viene solitamente utilizzato per verificare se esiste accordo fra una distribuzione osservata e la corrispondente distribuzione attesa (o teorica); l'ipotesi nulla  $H_0$  afferma che le differenze registrate sono trascurabili e quindi probabilmente dovute solo al caso.

Se il numero di individui osservati per specie ornitica è molto basso (tendenzialmente inferiore a 5), il test  $\chi^2$  viene cautelativamente applicato al senso della differenza del numero di individui ( $f$ ) registrati per ogni specie nelle due serie: se  $f_1 > f_2$  la presenza della specie è diminuita (senso della differenza: -), se  $f_1 < f_2$  la presenza della specie è aumentata (senso della differenza: +), se  $f_1 = f_2$  la presenza della specie è rimasta inalterata (senso della differenza: =). L'ipotesi nulla prevede che –per ogni specie– la probabilità di aumentare o diminuire sia la stessa; ne deriva che i valori  $f_1 = f_2$  non vanno conteggiati perché fanno già parte di  $H_0$ .

Per il confronto di più serie di dati si può applicare in prima istanza un test statistico globale, che analizzi simultaneamente le differenze fra i rilievi di *ante operam* e tutti quelli di corso d'opera, così come quelle fra i rilievi di *ante operam* e tutti quelli di *post operam*. Se si ottiene un risultato statisticamente significativo si approfondisce l'analisi verificando quale annualità ha generato queste differenze, applicando confronti a posteriori.

È possibile utilizzare ANOSIM (*Analysis of Similarities*), un test non parametrico basato sui ranghi e sull'uso delle permutazioni per la stima del valore di probabilità; è un metodo che non richiede specifiche distribuzioni di frequenza dei dati sperimentali ma richiede la presenza minima di 4 unità sperimentali qualora i gruppi a confronto siano solo 2, al fine di permettere la procedura di randomizzazione.

La procedura generale per ANOSIM (*one-way*; la variabile indipendente è l'opera) richiede passaggi successivi, esplicitati compiutamente nella letteratura dedicata (Montanari, 2012).

L'ipotesi nulla prevede che non ci siano differenze significative fra i gruppi, e quindi che la media dei ranghi delle distanze calcolate tra oggetti appartenenti a gruppi diversi (fra gruppi) equivalga alla media dei ranghi delle distanze calcolate tra oggetti appartenenti allo stesso gruppo (entro gruppi).

Per definire la somiglianza fra oggetti si utilizza l'indice di dissimilarità di Bray-Curtis (Gardener, s.d.)

L'ipotesi nulla viene testata dall'indice  $R$ , calcolabile mediante l'algoritmo riportato in letteratura (Montanari, 2012).

Il successivo calcolo della probabilità  $P$  associata alla statistica sperimentale  $R$  può essere eseguito con l'ausilio del *free* software PAST (Paleontological statistics software package for education and data analysis), scaricabile all'indirizzo <http://folk.uio.no/ohammer/past/>.

Con la funzione *One-way ANOSIM* il programma stima direttamente la probabilità  $P$  associata alla statistica sperimentale  $R$  mediante un test di randomizzazione (o *permutation test*) che consente di effettuare 9.999 cicli di permutazione. Il risultato del test è dato dal confronto

fra il valore di probabilità  $P$  ottenuto dal processo di randomizzazione con il livello di probabilità prefissata di sbagliare nel rifiutare l'ipotesi nulla.

Se si ottiene un risultato statisticamente significativo, si può approfondire l'analisi verificando quali gruppi abbiano generato le differenze. I confronti multipli o confronti a posteriori (*post-hoc comparisons*) sono utili quando non è possibile programmare confronti a priori: si effettuano tutti i confronti tra le medie o loro combinazioni alla ricerca di quelle differenze che hanno determinato la significatività totale.

La valutazione della presenza di alterazioni nella comunità ornitica della stazione è dunque espressa dal rifiuto dell'ipotesi nulla del test statistico applicato. Come già detto, non è però opportuno relazionare direttamente l'alterazione registrata con la presenza dell'opera in quanto i fattori in gioco a livello territoriale e ambientale sono numerosi. Il manifestarsi di variazioni statisticamente significative andrà relazionato con le caratteristiche della stazione di rilievo e con le pressioni che su di essa gravano nonché con i fattori che caratterizzano la fase fenologica e con la biologia delle specie prevalenti.

Da ultimo è opportuno spendere due parole sugli indici di diversità, che vengono proposti con frequenza sempre maggiore nonostante gli ecologi abbiano spesso difficoltà nello stabilire se due valori dello stesso indice indichino diversità biologiche paragonabili o sostanzialmente differenti (Magurran, 2003).

Premesso che gli indici di diversità più popolari non sono necessariamente i migliori, viene universalmente riconosciuto che una delle fonti di errore comune a tutti gli indici è rappresentata dal fatto che il campione non includa tutte le specie della comunità: è assodato, inoltre, che questo errore aumenta al diminuire della proporzione delle specie rappresentate nel campione. In qualunque tipo di monitoraggio biologico il numero di specie registrate –e quindi la diversità biologica– tende ad aumentare con l'intensità del campionamento, sia che l'intensità si manifesti con un campionamento esteso nello spazio, prolungato nel tempo, ripetuto nel tempo e persino realizzato con maggior cura (Elzinga *et al.*, 2001).

La terza scelta fondamentale che determina l'efficacia del piano di monitoraggio è quella che riguarda le stazioni di rilievo.

La tipologia d'indagine prevista dalla normativa –con termine anglosassone– è denominata BDACI: Before-During-After-Control-Impact (Roedenbeck *et al.*, 2007).

In tale disegno sperimentale i siti influenzati dagli impatti umani (I) vengono confrontati con siti di controllo esenti dalle influenze studiate (C) sia prima (B) che dopo (A) che durante (D) gli interventi.

Nella fase applicativa questo approccio teorico

sconta alcune difficoltà contingenti quali la mancanza di siti di controllo, la scarsità di siti di indagine ben distribuiti e la solita scarsità di risorse economiche per supportare un'indagine esaustiva (Smokorowski e Randall, 2017).

Ciò detto, e semplificando, le stazioni di rilievo possono essere "classificate" secondo tre tipologie funzionali:

- stazioni di controllo: svolgono il ruolo di controllo sperimentale e sono poste a distanza sufficiente dall'opera e dai cantieri perché le componenti naturalistiche non risentano di alcuna ricaduta; in tali stazioni è necessario effettuare rilievi nelle fasi AO, CO e PO;
- stazioni per la valutazione della fase corso d'opera: sono situate a una distanza dai cantieri dell'opera tale da consentire di effettuare rilievi per valutare l'eventuale impatto dei lavori in atto; in tali stazioni verranno effettuati rilievi nelle fasi AO e CO;
- stazioni per la valutazione della fase *post operam*: sono poste a distanza tale dall'opera da essere soggette alle sole ricadute potenziali dovute all'esercizio

dell'infrastruttura; in tali stazioni verranno effettuati rilievi nelle fasi AO e PO.

Nel predisporre – e nell'analizzare – la rete di monitoraggio della biodiversità occorre avere sempre ben presente che una rete in cui i punti di rilievo sono disposti male può anche essere fitta, ma fornisce risposte di scarsa utilità.

## CONCLUSIONI

Per concludere, è indispensabile che il Piano di monitoraggio della biodiversità sia finalizzato alla raccolta di dati quantitativi che permettano di registrare differenze nella composizione della comunità.

Proponente e validatore devono dotarsi di strumenti di valutazione della significatività delle differenze registrate nel tempo nella singola stazione di rilievo.

Al contrario, l'errore più frequente da parte del proponente è proprio quello di limitarsi a descrivere lo stato delle componenti naturalistiche. E l'errore da parte del verificatore è quello di accettare questa restituzione dei risultati del monitoraggio.

## BIBLIOGRAFIA

- ANEV, Osservatorio Nazionale Eolico e Fauna, Legambiente, 2012. *Protocollo di Monitoraggio dell'Osservatorio Nazionale su Eolico e Fauna*, 44 pp.
- ARPA Lombardia, Regione Lombardia, 2006. *Rapporto sullo Stato dell'Ambiente in Lombardia*, 240 pp
- Elzinga C.L., Salzer D.W., Willoughby J.W., Gibbs J.P., 2001. *Monitoring plant and animal populations*. Blackwell Science, 368 pp.
- Gagliardi A., Tosi G. (a cura di), 2012. *Monitoraggio di Uccelli e Mammiferi in Lombardia. Tecniche e metodi di rilevamento*. Regione Lombardia, Università degli Studi dell'Insubria, Istituto Oikos, 448 pp.
- Gardener M., senza data. *Statistics for Ecologists using R and Excel. Data Collection, Exploration, Analysis and Presentation*. (Ed.2) Pelagic Publishing, 404 pp.
- Halfwerk W., Holleman L.J.M., Lessells C.M., Slabbekoorn H., 2011. Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. *Journal of Applied Ecology*, **48**: 210-219.
- ISPRA-ATAP (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Coordinamento delle Associazioni Tecnico-scientifiche per l'Ambiente e il Paesaggio), 2010. *Analisi e progettazione botanica per gli interventi di mitigazione degli impatti delle infrastrutture lineari*. Manuali e linee guida 65.3/2010, 57 pp.
- Magurran A.E., 2003. *Measuring biological diversity*. Wiley-Blackwell, 264 pp.
- MATM (Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare – Direzione per le Valutazioni Ambientali), 2015. *Linee Guida per la predisposizione del Progetto di Monitoraggio Ambientale (PMA) delle opere soggette a procedura di VIA (D.Lgs. 152/2006 e s.m.i.; D.Lgs. 163/2006 e s.m.i.)*. Indirizzi metodologici specifici: Biodiversità (Vegetazione, Flora, Fauna), 65 pp.

- Montanari M., 2012. La variabilità multivariata MaNOvA PerMANOVA. In: *Statistica ambientale*, 802 pp., www.sissad.eu
- Poore M.E.D., 1955. The Use of Phytosociological Methods in Ecological Investigations: I. The Braun-Blanquet System. *The Journal of Ecology*, **43**: 226-244.
- Regione Toscana, 2013. *Linee guida per la valutazione di impatto ambientale degli impianti eolici*, 73 pp.
- Roedenbeck I.A., Fahrig L., Findlay C.S., Houlahan J.E., Jaeger N.K., Kramer-Schadt S., Van der Grift E.A., 2007. The Rauschholzhausen agenda for road ecology. *Ecology and Society*, **12** (1): 11.
- Sangiorio F., (senza data). Corso seminariale su: *Ecosistema e le sue caratteristiche*. [http://www.ecology-unit.unisalento.it/LinkClick.aspx?fileticket=fmGVb4VKO\\_0%3D&tabid=160&language=en-US](http://www.ecology-unit.unisalento.it/LinkClick.aspx?fileticket=fmGVb4VKO_0%3D&tabid=160&language=en-US)
- Smokorowski K.E., Randall R.G., 2017. Cautions on using the Before-After-Control-Impact design in environmental effects monitoring programs. *FACETS*, **2**: 212-232.
- Summers P.D., Cunnington G.M., Fahring L., 2011. Are the negative effects of roads on breeding birds caused by traffic noise? *Journal of Applied Ecology*, **48**: 1527-1534.
- Tinti D., Conti F., Gubellini L., 2005. Come si fa una flora. In: *Herbaria*. Museo Botanico, Università Politecnica delle Marche, 832 pp.

## SITOGRAFIA

- <http://www.arpa.piemonte.it/approfondimenti/grandi-opere>
- <http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/autorizzazioni-e-valutazioni-ambientali/valutazione-di-impatto-ambientale-via/normativa-vigente-in-materia-di-via-l>
- <http://www.isprambiente.gov.it/it/temi/autorizzazioni-e-valutazioni-ambientali/valutazione-di-impatto-ambientale-via/la-nuova-direttiva-via-2014-52-ue>