16/01/2014

AZIONE E.2 Monitoraggio delle acque del Lago Salso

A cura del Dipartimento di Scienze Agrarie, degli Alimenti e dell'Ambiente
UNIVERSITA' DEGLI STUDI DI FOGGIA

1.0 MATERIALI E METODI

UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI FOGGIA

Sommario

1. Premessa 2
2. L'Azione E2 "Monitoraggio delle acque del Lago Salso" 3
3. Descrizione area di studio 5
3.1. Idrologia Lago Salso 5
3.1.1. Funzionamento idrico della palude 6
4. Normativa di riferimento 8
5. Materiali e metodi 9
5.1. Analisi chimica e fisica delle acque 11
5.1.1. Livello di Inquinamento dai macrodescrittori per lo stato ecologico 12
5.2. Indice di produttività primaria 14
5.3. Diatomee bentoniche 15
5.4. Macrofite acquatiche 17
5.5. Multihabitat proporzionale 19
5.6. Fauna ittica 22
5.7. Deflusso Minimo Vitale 24
6. Bibliografia consultata 28

1. Premessa

Il seguente report si inserisce nell'ambito delle azioni di monitoraggio del LIFE+ NATURA & BIODIVERSITA' "Interventi di conservazione dell'avifauna prioritaria nell'Oasi Lago Salso" AZIONE E.2 - "Monitoraggio delle acque".

Questa relazione è da considerarsi come integrazione ai report annuali come richiesto nella nota Ares(2013)3578519 - 27/11/2013 con particolare riferimento alla sezione metodologica.

In particolare le relazioni integrative sono state cosi organizzate:

- 1.0 **INTEGRAZIONE SUI MATERIALI E METODI**;
- 2.1 **INTEGRAZIONE RAPPORTO 2009**;
- 2.2 **INTEGRAZIONE RAPPORTO 2010**;
- 2.3 **INTEGRAZIONE RAPPORTO 2011**;
- 2.4 **INTEGRAZIONE RAPPORTO 2012**;
- 2.5 **RAPPORTO 2013**;

2. L'Azione E2 "Monitoraggio delle acque del Lago Salso"

L'Azione E2 "Monitoraggio delle acque del Lago Salso" cosi come scritta all'interno del progetto contiene refusi, infatti come spiegato durante le visite di monitoraggio, l'analisi del DRIFT, ad esempio, non è applicabile in un area limitata come il Lago Salso in quanto è una metodologia che si applica su scale di bacino e per corsi d'acqua lotici.

Altresì l'Indice Biotico Esteso (IBE) nel corso del suo miglioramento, evoluzione tecnica e in virtù dei cambiamenti della normativa nazionale (260/2010), fra l'altro non prevedibili al momento della candidatura del progetto, è stato recentemente sostituito con il metodo del Multi Habitat Survey (MHS).

Discorso a parte va fatto per il deflusso minimo vitale in quanto non esistono normative specifiche a livello nazionale e i metodi utilizzati per determinare il DMV sono innumerevoli e diversificati a seconda delle esigenze e scale di dettaglio. Nel corso di questi anni di monitoraggio si stanno raccogliendo i dati necessari per il calcolo e sperimentando le metodologie migliori.

Resta inteso che grazie all'implementazione dei metodi applicati (es.: LIMeco, Diatomee e Macrofite) per il monitoraggio delle acque del Lago Salso le modifiche non hanno influito nei risultati conseguiti utili per verificare lo stato ecologico del suddetto corpo idrico, anzi si ritiene che la metodologia applicata, siccome segue le normative nazionali e internazionali sulla tutela delle acque e sulla loro classificazione, risulta migliorata e conforme al raggiungimento degli obbiettivi fissati dall'azione.

Pertanto si riporta la tabelle seguente che riassume le analisi e le metodologie effettuate, secondo progetto:

ANALISI	ANALISI EFFETTUATA IN CORSO D'OPERA	N° DI CAMPIONAMENTI	PERIODO
Qualitativa e quantitativa	Chimico-fisica e microbiologica (D.Lgs. n. 260/2012)	12	mensile
Indice di produttività primaria	Rilevamento dati	2	semestrale
Elementi di qualità biologica (D.Lgs. n. 260/2010)	- Diatomee; - Macrofite acquatiche; - Multi Habitat proporzionale (MHS); - Fauna ittica.	2 (e 3)	semestrale/quadrimestrale
Deflusso Minimo vitale	Rilevamento dati	2	Semestrale, raccolta dati settimanale.

3. Descrizione area di studio

Il Lago Salso è un'area bonificata che testimonia le antiche paludi originate da torrenti provenienti dal Monti Dauni. Essa è costituita da vasche finalizzate alla bonifica per colmata, generata dal sopralzo degli argini, opera attuata verso la metà degli anni '60 per scopi essenzialmente irrigui e successivamente venatori. L'area oggi fa parte del Parco Nazionale del Gargano, ricopre una superficie di 541 ettari di area umida recentemente ampliata di circa 300 ettari grazie al progetto LIFE e altri fondi regionali.

L'Oasi Lago Salso fa parte del sistema delle zone umide di Capitanata, le più importanti dell'Italia Meridionale riconosciuta e inserita nella Rete Natura 2000. L'Oasi è infatti una zona umida, di elevato valore naturalistico, formata da un alternarsi di specchi d'acqua e folti canneti, formata da tre vasche arginate (la Valle Alta, la Valle di Mezzo e la Valle Bassa o Lago Salso vero e proprio).

3.1. Idrologia Lago Salso

L'alimentazione idrica del Lago Salso è legata agli apporti stagionali derivanti dal torrente Cervaro, dal quale, mediante un canale di origine artificiale (canale Roncone del Cervaro), avviene l'immissione dell'acqua. L'afflusso è regolato paratoie (chiuse idrauliche) che, in assenza di un modello gestionale dei livelli idrici del lago, vengono manovrate empiricamente. In occasione di piene improvvise e in periodi delicati come la fase riproduttiva dell'avifauna, la mancata conoscenza delle esatte quantità dei flussi idrici non consente un'ottimale gestione idrica della zona umida provocando repentine variazioni dei livelli nell'area palustre.

L'assenza di studi circa le modalità di manovra delle chiuse e l'immissione non programmata dell'acqua hanno portato nel passato a valutazioni erronee circa l'opportunità di azionare le chiuse, causando un repentino innalzamento dei livelli della palude con conseguente sommersione dei nidi di molte specie tra le quali il *Botaurus stellaris* e l'*Aythya nyroca*. Analogamente l'abbassamento repentino delle acque ha favorito la predazione dei nidi con conseguenti danni al successo riproduttivo delle succitate specie. Tale situazione è causa di stress anche per la vegetazione igrofila specialmente quando l'evento relativo all'innalzamento improvviso dei livelli idrici avviene nel periodo vegetativo primaverile.

Nella stagione estiva, inoltre, il Lago Salso è spesso utilizzato dagli agricoltori confinanti per l'irrigazione dei campi. Ciò rappresenta un ulteriore importante fattore di variazione dei livelli idrici e comporta gravi conseguenze e squilibri nel naturale ciclo annuale di molti uccelli nidificanti nell'area.

3.1.1. Funzionamento idrico della palude

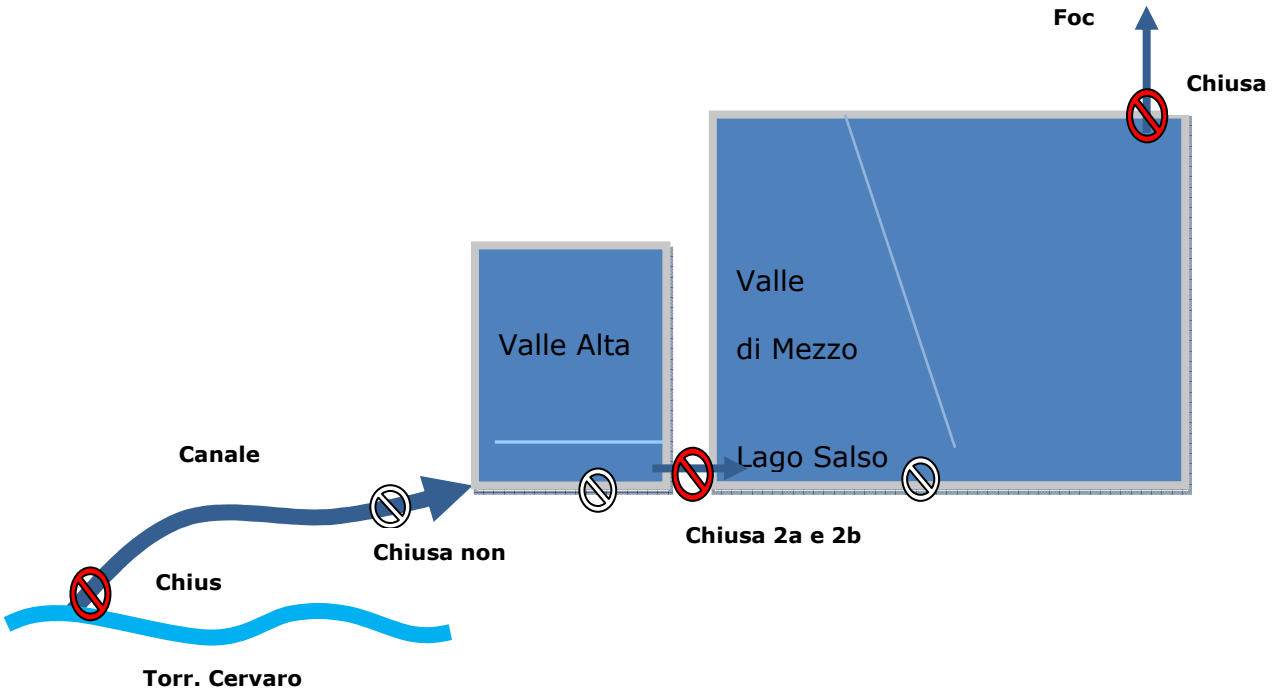
L'area palustre principale si estende per oltre 550 ettari ed è costituita da due vasche di colmata collegate tra loro da una chiusa idraulica. In pratica si tratta di due aree di invaso idrico realizzate, in passato, per la bonifica per colmata dei terreni salsi e bassi del golfo di Manfredonia. Nella palude si alternano in modo irregolare vaste zone di fitto canneto con zone lacustri aperte, più o meno vaste, nel gergo chiamate "chiari".

Dal punto di vista idraulico l'acqua proveniente dal Torrente Cervaro, regolata da un sistema di chiuse di immissione (chiusa 1), attraverso il canale "Roncone" (Fig. 1), si immette nella prima area di invaso denominata "Valle Alta" attraverso una paratoia (o chiusa idraulica), quasi totalmente occupata dal canneto fatta eccezione di soli due chiari importanti e di qualche canalizzazione di flusso preferenziale interna. Da questa, attraverso la chiusa di "Valle di Mezzo" (chiusa 2), l'acqua passa nella seconda area di invaso ben più estesa della prima e caratterizzata mediamente da un fondale più profondo di quasi un metro (tale area comprende appunto la "Valle di Mezzo" e il "Lago Salso", due aree rappresentanti un unico sistema idraulico seppur è presente terrapieno fra le due) . In questa seconda area si evidenzia un maggiore equilibrio tra zone a canneto e chiari aperti più o meno frastagliati e spesso collegati tra loro da canali interni. Attraverso una successiva chiusa idraulica (chiusa 3) l'acqua fuoriesce dalla seconda area di invaso scaricata in un altro canale che ne costituisce la "foce". Altre chiuse "in uscita" non sono attualmente utilizzate per la emissione dell'acqua.

La chiusa 1 è regolata dal Consorzio di Bonifica della Capitanata, mentre le chiuse 2a, 2b e 3 sono gestite dal personale dell'Oasi anche se in passato si sono verificati casi in cui gli stessi agricoltori manovravano arbitrariamente le chiuse.

La presenza di vaste aree occupate dal folto canneto rappresenta spesso un ostacolo fisico molto importante ai flussi idrici, inoltre anche l'ampiezza degli specchi d'acqua e i collegamenti idraulici obbligati tra le diverse "aree" inducono spesso variazioni dei livelli idrici diverse zona per zona e/o loro sfasamenti temporali.

Pertanto è possibile affermare che i livelli idrici delle diverse aree palustri, oltre che dall'entità ed intensità delle piogge, sono influenzati dalla gestione e dalla sezione delle chiuse di passaggio idrico obbligato ed in ultimo, ma non per importanza, dalla folta vegetazione dovuta al canneto che spesso ostacola i flussi con un progressivo interramento del fondale fino a costituire delle vere e proprie barriere al passaggio dell'acqua.



SCHEMA IDROLOGICO
DEL LAGO SALSO

4. Normativa di riferimento

Il suddetto lavoro è stato effettuato seguendo le sottoelencate normative di riferimento, ciò ha permesso di monitorare, caratterizzare e classificare il corpo idrico del Lago Salso secondo metodi e protocolli riconosciuti a livello nazionale e raffrontabili con altre condizioni simili italiane:

- Direttiva 2000/60/CE "Quadro per l'azione comunitaria in materia di acque";
- Decreto legislativo 152/2006 "Norme in materia ambientale";
- Decreto 56/2009 "Regolamento recante "Criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006";
- Decreto 260/2010 "Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali".

5. Materiali e metodi

La metodologia utilizzata è stata quella presentata e descritta dai manuali ISPRA (ex APAT) in particolare:

APAT, 2003. *Metodi Analitici per le acque*. Manuali e Linee Guida, n.29 APAT. Roma.

APAT, 2007. *Metodi Biologici per le acque*. Manuali e Linee Guida, n.20 APAT. Roma.

Sono state definite sei stazioni (Figura 1) dislocate lungo il suo corso e successiva esecuzione di valutazioni analitiche di tipo fisico-chimico, microbiologico e funzionale.

Le stazioni di monitoraggio sono state cosi nominate:

- 1 **Chiusa Valle di Mezzo**: in prossimità della paratoia fra Valle Alta e Valle di Mezzo;
- 2 **Valle Alta**: stazione corrispondente alla vasca denominata Valle Alta;
- 3 **Foce**: nei pressi della paratoia corrispondente all'uscita delle acque verso il torrente Candelaro.
- 4 **Roncone**: ingresso a monte del sistema idrico;
- 5 **Imbarcadero**: punto presente nell'ultima vasca del Lago Salso;
- 6 **Chiaro Cinque**: stazione di prelievo a monte della foce nella vasca del Lago Salso;

L'obiettivo è quello di pervenire ad una valutazione del grado di qualità delle acque suddette, con riferimento sia a criteri di tipo ambientale, sia a criteri di tipo funzionale rifacendosi alla normativa sulle acque vigente (D. Lgs. 152/2006, già prevista nel D. Lgs. n. 152/1999 e Decreto Ministreiale8 novembre 2010, n. 260).

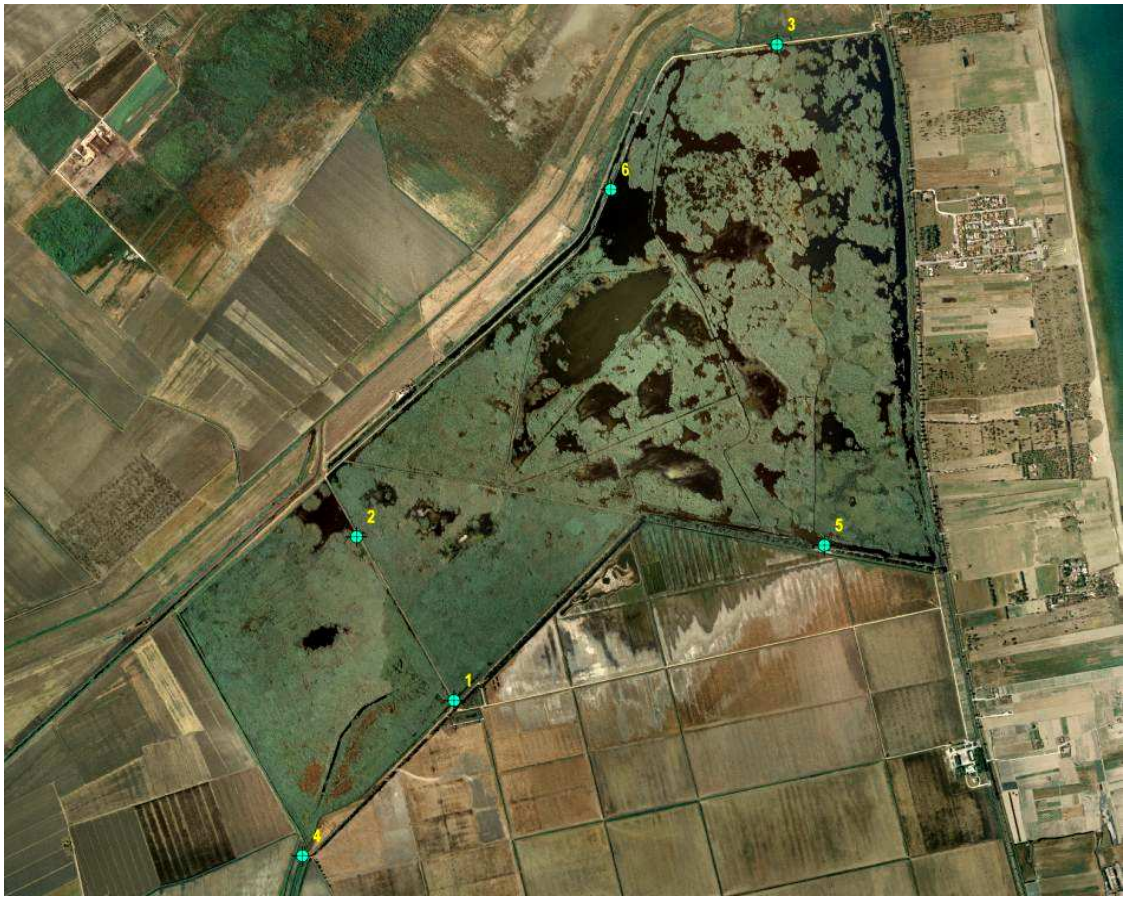


FIGURA 1 STAZIONI DI MONITORAGGIO E CAMPIONAMENTO (QUADRATINI IN CELESTE)

5.1. Analisi chimica e fisica delle acque

Il monitoraggio è stato effettuato da gennaio 2009 a dicembre 2013 per le sei stazioni di prelievo individuate nell'oasi Lago Salso. Le analisi chimiche-fisiche rendono possibile individuare i principali fenomeni di inquinamento, quantificare i carichi inquinanti, accertare le condizioni ecologiche generali del corpo idrico in esame, verificare il rispetto delle condizioni di qualità in funzione dei differenti utilizzi delle acque. Le analisi microbiologiche permettono la caratterizzazione dello stato igienico-sanitario, consentendo allo stesso tempo la rilevazione e la valutazione di eventuali rischi sanitari.

Nel presente monitoraggio, si è proceduto costantemente ad un confronto tra i dati analitici derivanti dall'analisi chimica con i risultati del contemporaneo monitoraggio microbiologico.

I parametri chimico-fisici analizzati sono stati i seguenti:

- *Azoto ammoniacale*
- *Azoto nitroso*
- *Azoto nitrico*
- *Fosforo totale*
- *BOD5*
- *COD*
- *Conducibilità elettrica*
- *Ossigeno disciolto*
- *pH*
- *Calcio*
- *Magnesio*
- *Durezza totale*

La presenza di microrganismi patogeni nelle acque superficiali è conseguenza prevalente dello scarico di reflui civili e industriali non depurati o trattati solo parzialmente e, sia pure in misura minore, di allevamenti zootecnici. Gli indicatori normalmente più utilizzati nei monitoraggi microbiologici delle acque superficiali sono i coliformi fecali, i coliformi totali e gli streptococchi fecali.

Nel presente studio, i parametri microbiologici rilevati sono stati i seguenti:

- *Coliformi totali*

- *Streptococchi fecali*
- *Escherichia coli*

La scelta di questi tre parametri ha trovato giustificazione nella loro comprovata significatività nel dare una misurazione indiretta dell'inquinamento di origine antropica, nonché nel fatto che rappresentano validi riferimenti all'interno di una serie di normative e direttive relative ai limiti di accettabilità per gli scarichi o agli obiettivi di qualità dei corpi idrici recettori.

Nonostante l'indagine microbiologica, come quella chimica, risenta dello specifico momento in cui il campionamento viene realizzato, essa viene considerata imprescindibile nell'ambito di una valutazione globale e significativa della qualità delle acque ed in modo particolare dell'impatto di origine antropica che esse possono subire.

Ai fini della classificazione dello stato ecologico di un corpo idrico si utilizzano i seguenti elementi fisico-chimici (questi ultimi a sostegno dei risultati ottenuti dalla valutazione degli *Elementi di Qualità Biologica*):

- Nutrienti (N-NH4, N-NO3, P-tot);

- Ossigeno disciolto (% di saturazione).

A supporto di questi dati sono stati raccolti altri parametri di supporto come ad esempio la temperatura, la percentuale di ossigeno etc.

5.1.1. Livello di Inquinamento dai macrodescrittori per lo stato ecologico

Tali elementi fisico-chimici sono integrati, ai sensi della norma, in un unico descrittore denominato **LIMeco (Livello di Inquinamento dai Macrodescrittori per lo stato ecologico)** utilizzato per derivare la classe di qualità di un determinato corpo idrico. Il nuovo indice LIMeco, previsto dal D.M. 260/2010, di fatto sostituisce il precedente LIM (Livello di Inquinamento dai Macrodescrittori), questo ultimo contemplato nel D.Lgs.152/1999. Nel nuovo indice non sono più considerati i parametri BOD_5, COD e Escherichia coli.

La procedura per la definizione dell'indice prevede che sia calcolato un punteggio sulla base della concentrazione dei macrodescrittori %OD, N-NH4, N-NO3, P-tot., misurata nel sito di monitoraggio in esame. Il punteggio LIMeco da attribuire al sito (individuato all'interno del corpo idrico) è dato dalla media dei singoli valori LIMeco ottenuti nei campionamenti effettuati nell'arco dell'anno di monitoraggio; nel caso in cui il corpo idrico comprenda più siti di monitoraggio, il valore di LIMeco viene calcolato come media

ponderata dei valori dell'indice ottenuti nei diversi punti, in base alla relativa percentuale di rappresentatività. Il LIMeco relativo a ciascun campionamento viene ottenuto come media tra i punteggi attributi ai singoli macrodescrittori; l'attribuzione del punteggio si basa sul confronto tra la concentrazione osservata ed i valori-soglia indicati dalla normativa (vedi lo schema riportato nella tabella seguente).

Soglie per l'assegnazione dei punteggi ai singoli parametri per il calcolo dell'indice LIMeco.

		Livello 1	Livello 2	Livello 3	Livello 4	Livello 5
	Punteggio *	1	0.5	0.25	0.125	0
Parametro						
100-O2% sat.	Soglie	≤ 10	≤ 20	≤ 40	≤ 80	> 80
N-NH4 (mg/l)		< 0.03	≤ 0.06	≤ 0.12	≤ 0.24	> 0.24
N-NO3 (mg/l)		< 0.6	≤ 1.2	≤ 2.4	≤ 4.8	> 4.8
Fosforo totale (µg/l)		≤ 50	≤ 100	≤ 200	≤ 400	> 400

*Punteggio da attribuire al singolo parametro

Il risultato ottenuto dall'applicazione dell'indice LIMeco permette di classificare il corpo idrico della categoria "corsi d'acqua" rispetto ad una scala con livelli di qualità decrescente da uno a cinque (il primo corrispondente allo stato Elevato, l'ultimo allo stato Cattivo), sulla base di limiti di classe imposti dalla normativa. Nella tabella seguente, ripresa dal D.M. 260/2010, sono indicate le classi e le rispettive soglie.

STATO DI QUALITA'		LIMeco
1	Elevato	≥0.66
2	Buono	≥0.50
3	Sufficiente	≥0.33
4	Scarso	≥0.17
5	Cattivo	<0.17

I campioni di acqua, una volta raccolti secondo la frequenza temporale prevista, sono stati trasferiti in laboratorio per la determinazione dei parametri fisico-chimici e microbiologici.

5.2. Indice di produttività primaria

La fissazione del carbonio inorganico in composti organici attraverso la fotosintesi, per opera di organismi contenenti clorofilla, è detta produzione primaria. E' misurata come peso del carbonio fissato per unità di area e per unità di tempo.

La **produzione primaria lorda** è il carbonio totale fissato mentre la produzione primaria netta è il carbonio che rimane dopo le perdite dovute alla respirazione.

Per produttività si intende invece la produzione potenziale di un ecosistema o di una frazione di esso. Si deve infine considerare la misura della quantità di organismi vegetali presenti per unità di volume d'acqua o superficie (nel caso del fitobenthos) che è nota come standing crop o biomassa.

Per la misura della produzione primaria (la capacità di produzione del Lago Salso) si è utilizzato il "***metodo dell'ossigeno***".

L'attività in campo di tale metodo è stata svolta con cadenza semestrale dal 2009 nelle stagioni primaverile e autunnale. Essa consiste nel prelevare due campioni identici di acqua con il loro popolamento. Dopo la misura dell'ossigeno disciolto (effettuata direttamente con una sonda portatile) essi sono immersi alla profondità di origine (in rispetto della temperatura e della profondità) in recipienti chiusi, uno trasparente ed uno opaco nero (opaco). Dopo un certo periodo (24 ore) l'ossigeno viene di nuovo misurato. Le differenze con la prima misura sono dovute, nella bottiglia opaca (nera) alla sola attività respiratoria e quindi il valore è negativo, nella bottiglia trasparente alla somma di fotosintesi e respirazione per cui sottraendo il valore della respirazione si può avere la misura della produzione reale dell'ambiente considerato.

5.3. Diatomee bentoniche

Questo metodo è stato applicato semestralmente presso la stazione "Roncone" e "Imbarcadero". Per la valutazione dello stato ecologico dell'elemento di qualità biologica (EQB) "Diatomee", è stato applicato applicato l'indice ICMi, come stabilito dal D.M. 260/2010.

L'ICMi (*Intercalibration Common Metric index*), a tutt'oggi ancora in fase di validazione, è dunque lo strumento da utilizzare per la classificazione dello stato di qualità in base alle comunità diatomiche; lo stesso indice, descritto nel Rapporto ISTISAN 09/19, è di tipo multimetrico, composto a sua volta da due indici, l'IPS (Indice di Sensibilità per gli Inquinanti, CEMAGREF, 1982) ed il TI (Indice Trofico, Rotte et al., 1999). Nel calcolo dell'IPS e del TI si tiene conto della sensibilità delle specie all'inquinamento organico e a quello trofico, rispettivamente.

L'ICMi è dato dalla media aritmetica degli RQE (Rapporti di Qualità Ecologica) dei due indici IPS e TI:

$$ICMi = \frac{(RQE_IPS + RQE_TI)}{2}$$

Dall'ICMi si arriva poi alla definizione di classi di qualità con i rispettivi giudizi e colorazioni (vedi tabella seguente).

Limiti di classe per i diversi macrotipi fluviali (Tab. 4.1.1/c D.M. 260/2010). Evidenziati in grigio i limiti di classe per i macrotipi pugliesi.

Macrotipo fluviale	**Limiti di classe**				
	Elevato	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo
A1	≥ 0,87	0,70 – 0,86	0,60 – 0,69	0,30 – 0,59	< 0,30
A2	≥ 0,85	0,64 – 0,84	0,54 – 0,63	0,27 – 0,53	< 0,27
C	≥ 0,84	0,65 – 0,83	0,55 – 0,64	0,26 – 0,54	< 0,26
M1 - M2 - M3 - M4	≥ 0,80	0,61 – 0,79	0,51 – 0,60	0,25 – 0,50	< 0,25
M5	≥ 0,88	0,65 – 0,87	0,55 – 0,64	0,26 – 0,54	< 0,26

Il metodo da applicare per giungere alla classificazione è descritto in dettaglio nel Manuale APAT - Metodi Biologici per le Acque - Parte I, XX/2007.

Per la fase di campionamento ed analisi esso prevede la raccolta standard (su una superficie totale di 1 m^2) di organismi appartenenti alla comunità diatomica bentonica, la preparazione del campione, la pulizia dei frustuli (secondo l'allegato C del Manuale APAT) al fine di realizzare vetrini permanenti utilizzati per il conteggio degli organismi. Sempre per la fase di campionamento si è tenuto conto dei seguenti suggerimenti/accorgimenti:

- evitare zone con elevato grado di ombreggiamento;
- campionare la zona eufotica (superficiale) qualora l'acqua dovesse essere profonda o torbida, prendendo in considerazione le diatomee epifitiche, adese alle macrofite sommerse o alle parti delle macrofite emergenti permanentemente sommerse;
- campionare substrati stabilmente colonizzati e costantemente sommersi;

La tipologia del Lago Salso ha direzionato la scelta del substrato da campionare principalmente verso macrofite emergenti o sommerse, considerando anche i limiti legati alla torbidità dell'acqua in determinate stagioni.

L'identificazione richiesta dal metodo è a livello di specie, e per arrivare al calcolo dell'indice è necessario che in ogni stazione di campionamento siano contati almeno 300-400 individui.

5.4. Macrofite acquatiche

Questo metodo è stato applicato semestralmente presso la stazione "Roncone" e "Imbarcadero". Per l'elemento di qualità biologica (EQB) "Macrofite" il Decreto Ministeriale 260/2010 indica l'utilizzo dell'indice IBMR (*Indice Biologique Macrophyitique en Rivière*) (Afnor, 2003). L'indice menzionato, finalizzato alla valutazione dello stato trofico, si fonda su liste di taxa indicatori, e si ritiene applicabile anche in Italia. L'IBMR comprende una lista di circa 250 taxa indicatori a ciascuno dei quali è associato un indice specifico di sensibilità (Ci) compreso tra gli interi 0-20 e un indicatore (E) che può assumere valore tra 1, 2, 3. In funzione dei valori di copertura raggiunti è previsto associare a ciascun taxon rilevato un coefficiente di copertura/ abbondanza (Ki) che può assumere valore tra 1, 2, 3, 4, 5.

Il valore dell'indice è espresso dalla formula:

$$IBMR = \sum_{i}^{n} [E_i K_i C_i] / \sum_{i}^{n} [E_i K_i]$$

dove :
E_i= coefficiente di stenoecia
Ki= coefficiente di copertura
C_i= coefficiente di sensibilità
n = numero dei *taxa* indicatori

L'indice sintetico IBMR può assumere un valore compreso tra 0 e 20; la metodologia consente di classificare la stazione in termini di livello trofico, secondo cinque livelli di trofia a cui sono associati cinque colori, secondo le disuguaglianze:

valore	livello trofico	
IBMR ≥ 14	trofia MOLTO LIEVE	blu
12 ≤ IBMR ≤ 14	trofia LIEVE	verde
10 ≤ IBMR ≤ 12	trofia MEDIA	giallo
8 ≤ IBMR ≤ 10	trofia ELEVATA	arancio
IBMR ≤ 8	trofia MOLTO ELEVATA	rosso

Attualmente non esistono software dedicati per il calcolo dell'indice IBMR ma è in fase di realizzazione il software denominato MAX, per cui è stato creato un foglio di calcolo ad hoc.

Il protocollo di campionamento delle macrofite acquatiche utilizzato (*XX 2007 - M.A.T.T.M., APAT-ISPRA, Metodo per la valutazione e la classificazione dei corsi d'acqua utilizzando la comunità delle macrofite acquatiche - RT/2009/23/ENEA*) definisce le regole per il rilevamento delle macrofite nelle acque, è basato su riferimenti normativi

internazionali (UNI EN 14184, UNI EN 27828, EN ISO 9391). Il rilievo in campo ha previsto la valutazione della composizione e abbondanza della flora macrofitica. Il campionamento è stato eseguito lungo un tratto variabile da 50 a 100 metri in funzione dell'accessibilità e dei livelli di copertura delle macrofite presenti. Nell'ambito della stazione è stata valutata la copertura complessiva della comunità vegetale presente in acqua, in termini di copertura percentuale della comunità rispetto alla superficie della stazione. Alla fine del rilievo, attraverso la compilazione della scheda di rilevamento, è stato ottenuto un elenco floristico per stazione nel quale, ad ogni taxa rinvenuto è stato associato un valore di copertura percentuale. Nel caso in cui la determinazione della specie vegetale non sia stata effettuata in campo il protocollo prevede la raccolta e la successiva determinazione in laboratorio. Per alcuni gruppi (i.e. Alghe, Briofite) è stata necessaria la determinazione in laboratorio attraverso l'uso dello stereomicroscopio e del microscopio ottico con analizzatore d'immagine (10-100X). In ogni caso, la determinazione tassonomica delle specie è stata realizzata sulla base di testi e chiavi analitiche sull'argomento.

Di seguito si riporta la tabella del rapporto di qualità ecologica RQE

Limiti di classe	RQE_IBMR
>0,9	Elevato
0,90-0,80	Buono
0,80-0,65	Sufficiente
0,65-0,50	Scarso
<0,50	Cattivo

5.5. Multihabitat proporzionale

Questo metodo è stato applicato quadrimestralmente presso la stazione "Roncone" e la stazione "imbarcadero". Per l'elemento di qualità biologica (EQB) "Macroinvertebrati bentonici" per la caratterizzazione del Lago Salso, il Decreto Ministeriale 260/2010 indica l'utilizzo dell'indice STAR_ICMi (Indice multimetrico STAR di Intercalibrazione). L'indice menzionato è composto da sei metriche opportunamente normalizzate e ponderate, che forniscono informazioni in merito ai principali aspetti richiesti dalla normativa vigente (Comunitaria e Nazionale) per lo specifico EQB. Le sei metriche sono riportate nella tabella seguente.

Tipo di informazione	Tipo di metrica	Metrica	Descrizione e taxa considerati	Peso
Tolleranza	Indice	ASPT	Intera comunità (livello di Famiglia)	0.333
Abbondanza/ Habitat	Abbondanza	Log_{10} (Sel_EPTD +1)	Log_{10} (somma delle abbondanze di Heptageniidae, Ephemeridae, Leptophlebiidae, Brachycentridae, Goeridae, Polycentropodidae, Limnephilidae, Odontoceridae, Dolichopodidae, Stratyomidae, Dixidae, Empididae, Athericidae e Nemouridae +1)	0.266
	Abbondanza	1-GOLD	1 - (abbondanza relativa di Gastropoda, Oligochaeta e Diptera)	0.067
Ricchezza /Diversità	Numero taxa	Numero totale di Famiglie	Somma di tutte le famiglie presenti nel sito	0.167
	Numero taxa	Numero di Famiglie di EPT	Somma delle famiglie di Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera	0.083
	Indice Diversità	Indice di diversità di Shannon-Wiener	$D_{S-W} = -\sum_{i=1}^{s}\left(\frac{n_i}{A}\right)\cdot\ln\left(\frac{n_i}{A}\right)$ (sull'intera comunità)	0.083

I dati richiesti per il calcolo dell'Indice STAR_ICMi sono la lista tassonomica dei taxa a livello di Famiglia (per il monitoraggio operativo) oppure di Famiglia, Genere, Unità Operazionali (per il monitoraggio di sorveglianza e d'indagine), oltre all'abbondanza per ciascun taxon espressa come numero di individui /m^2 (per ulteriori informazioni di dettaglio relative allo STAR_ICMi e alle singole metriche utilizzate per il calcolo dell'Indice si rimanda al Notiziario dei Metodi Analitici IRSA-CNR Numero speciale 2008). Il valore finale dell'indice STAR_ICMi è espresso in termini di RQE (Rapporto di Qualità Ecologica), cioè come rapporto tra il valore dell'indice nel sito osservato e quello del sito di riferimento tipo-specifico, e assume valori tra 0 e 1 (non è escluso che ci possano essere valori >1).

Relativamente all'EQB "Macroinvertebrati bentonici", l'attribuzione della classe di qualità dei corpi idrici deriva proprio dal confronto del valore dell'Indice con soglie di riferimento; la disponibilità attuale di un software dedicato (MacrOper) consente di ottenere in automatico la classe di qualità ai fini della valutazione dello Stato Ecologico dei corsi d'acqua superficiali ai sensi del D.M. 260/2010. Ad ogni campione il software attribuisce

una delle 5 classi di qualità, un giudizio e una specifica colorazione, che può essere utilizzata per la rappresentazione cartografica dello stato di qualità delle acque superficiali.

L'attribuzione a una delle cinque classi di qualità per ogni sito in esame è da effettuarsi sulla base del valore medio dell'indice, ottenuto nelle diverse stagioni di campionamento. Nella tabella seguente i limiti di classe previsti dal D.M. 260/2010 per i diversi macrotipi.

TABELLA 1 LIMITI DI CLASSE PER I DIVERSI MACROTIPI (TAB. 4.1.1/B D.M. 260/2010). EVIDENZIATI IN GRIGIO I LIMITI DI CLASSE PER I MACROTIPI PUGLIESI

Macrotipo fluviale	**Limiti di classe**				
	Elevato	Buono	Sufficiente	Scarso	Cattivo
A1	≥ 0,97	0,73 – 0,96	0,49 – 0,72	0,24 – 0,48	< 0,24
A2	≥ 0,95	0,71 – 0,94	0,48 – 0,70	0,24 – 0,47	< 0,24
C	≥ 0,96	0,72 – 0,95	0,48 – 0,71	0,24 – 0,47	< 0,24
M1	≥ 0,97	0,72 – 0,96	0,48 – 0,71	0,24 – 0,47	< 0,24
M2–M3–M4	≥ 0,94	0,70 – 0,93	0,47 – 0,69	0,24 – 0,46	< 0,24
M5	≥ 0,97	0,73 – 0,96	0,49 – 0,72	0,24 – 0,48	< 0,24

Al fine dell'applicazione dell'indice STAR_ICMi è necessario acquisire i dati sulle comunità dei macroinvertebrati bentonici con metodiche appropriate e standardizzate. Il metodo utilizzato nel monitoraggio è stato quello definito *Multihabitat proporzionale* (MHS = *MultiHabitat Sampling*) proposto da IRSA – CNR ("Notiziario dei metodi analitici" n. 1 marzo 2007).

Il metodo è finalizzato alla raccolta di campioni standard di organismi macrobentonici in linea con le richieste della Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE). Tale raccolta deve essere proporzionale ai microhabitat osservati in un sito fluviale, la cui presenza deve essere quindi quantificata prima di procedere al campionamento vero e proprio. Nel caso di tratti non o difficilmente guadabili, o di accesso difficoltoso e non sicuro, il metodo di campionamento degli invertebrati bentonici prevede l'utilizzo di ***substrati artificiali*** ("Notiziario dei metodi analitici" n. 1 marzo 2007, IRSA-CNR).

Anche in questo caso il campionamento è quantitativo perché la superficie di raccolta totale è di circa 0,5 m^2 come da protocollo. Sia il metodo "Multihabitat proporzionale" che quello con "Substrati Artificiali" permettono di ottenere una lista tassonomica dei taxa rinvenuti nel campionamento e le loro densità relative, espresse come N° di individui/m^2 (con numeri interi ≥1). Solo per le Unità Operazionali dei generi di Efemerotteri (*Baetis, Caenis, Rhitrogena*), deve essere riportata la presenza.

5.6. Fauna ittica

Questo metodo è stato applicato semestralmente presso la stazione "Roncone" e "Imbarcadero". Per l'elemento di qualità biologica (EQB) "Fauna Ittica" ai fini della classificazione, il Decreto Ministeriale 260/2010 indica l'utilizzo dell'indice ISECI (Indice di Stato Ecologico delle Comunità Ittiche). L'indice ISECI esprime la valutazione dello stato di una comunità ittica di un corpo idrico basandosi sulla verifica di due criteri principali:

- F1 la naturalità della comunità ittica, intesa come ricchezza di specie indigene rinvenute rispetto a quelle attese dall'inquadramento zoogeografico ed ecologico del sito in esame;
- F2 lo stato biologico della comunità ittica, intesa come evidenza della capacità di riprodursi (stadi di maturità sessuale), buona struttura di popolazione (presenza di adulti e giovanili), e buona consistenza demografica.

L'indice tiene conto anche di ulteriori tre fattori di valutazione aggiuntivi:

- F3 il disturbo (competizione eco-etologica) dovuto alla presenza di specie aliene;
- F4 l'eventuale presenza di ibridi (generi Salmo, Thymallus, Esox, Barbus e Rutilus);
- F5 a presenza nella comunità ittica esaminata di specie endemiche.

Per ciascuno dei suddetti 5 fattori (indicati con f1, f2, f3, f4, f5) , il calcolo si effettua a partire da indicatori di livello inferiore secondo una struttura ad "albero".

Senza entrare nel dettaglio dei singoli calcoli (sviluppati automaticamente nell'ambito del software ISECItracker proposto ed utilizzato per l'elaborazione), al livello finale l'ISECI è ottenuto dalla somma pesata dei 5 valori da f1 a f5, secondo i pesi (f1= 0,3; f2= 0,3; f3= 0,1; f4= 0,2; f5= 0,1) che sono appunto espressione dell'importanza ecologica attribuita a ciascun fattore.

In definitiva, quindi, l'indice risulta espresso da un valore compreso tra 0 e 1 che rappresenta lo stato complessivo di qualità della fauna ittica, con ampiezza delle classi di qualità ecologica assunta omogenea come riportato nella successiva tabella.

ISECI	stato di qualità
1 – 0,8	elevato
0,6 – 0,8	buono
0,4 – 0,6	sufficiente
0,2 – 0,4	scarso
0 – 0,2	cattivo

Come riportato precedentemente, l'indice ISECI viene applicato previo inquadramento ittiogeografico ed ecologico secondo uno standard nazionale.

Al fine di individuare le comunità ittiche attese nei vari distretti fluviali, indispensabili per il calcolo dell'indice ISECI, si considera una suddivisione del territorio nazionale su base zoogeografica che individua 3 macro-regioni principali:

• Regione Padana

• Regione Italico-peninsulare

• Regione delle Isole (Sardegna e Sicilia)

Un'ulteriore suddivisione in termini di ecologica fluviale porta a distinguere, all'interno di ciascun distretto regionale, ulteriori 3 zonazioni ittiche:

• Zona dei Salmonidi

• Zona dei Ciprinidi a deposizione litofila

• Zona dei Ciprinidi a deposizione fitofila

A ciascuna delle 9 zone zoogeografiche-ecologiche così identificate corrispondono quindi altrettante comunità ittiche teoriche attese, come indicato nel DM 260/10, necessarie per il confronto con quanto effettivamente raccolto durante le indagini di campo e quindi per la successiva determinazione dell'indice ISECI.

Principali 9 zone zoogeografiche-ecologiche fluviali presenti in Italia e relative comunità ittiche indigene attese;

Per la regione italico-peninsulare a cui appartiene anche la Puglia, le comunità ittiche di riferimento da considerare nella classificazione sono state quelle relative alle zone zoogeografiche V (Zona dei Ciprinidi a deposizione litofila della Regione italico-peninsulare) e VI (Zona dei Ciprinidi a deposizione fitofila della Regione italico-peninsulare).

5.7. Deflusso Minimo Vitale

I metodi utilizzati per determinare il DMV sono innumerevoli e diversificati. In letteratura tali metodi sono stati concepiti anche per andare incontro ad esigenze specifiche (data la varietà di dimensioni e di tipologie fluviali), per cui non possono avere valenza generale.

Si riporta a titolo di esempio una raccolta dei criteri adottati:

	CRITERIO DI DMV. ADOTTATO
AUSTRIA	• valutazione caso per caso
FRANCIA	• >di 1/10 della portata annuale di 5 anni del corso d'acqua se il corso d'acqua ha portata < di 80 m^3/sec
GERMANIA	• da 1/3 a 1/2 della portata minima continua del corso d'acqua Portata minima continua = portata che nella curva di durata corrisponde al percentile di 365 giorni (si tratta di una portata di magra individuata come Q355) • Portata minima di 7 giorni consecutivi caratterizzata da un Tr di 10 anni • Portata minima di 7 giorni consecutivi caratterizzata da un Tr di 5 anni
GRECIA	• 1/3 della portata media estiva
IRLANDA	• 1/10 della portata media del corso d'acqua • tra 1 e 5% della portata media
ISLANDA	• valutazione caso per caso
LUSSEMBURGO	• valutazione caso per caso
NORVEGIA	• uguale alla portata di magra pari a Q350
PORTOGALLO	• 1/10 della portata media del corso d'acqua
ROMANIA	• valutazione caso per caso
SCOZIA	• 45% della portata media
SPAGNA	• >1/10 della portata media del corso d'acqua • per le acque con presenza di trote si dovrà applicare il massimo valore ottenibile dalle seguenti formule: DMV= 0.35 * Q347 DMV= 0.25 * Q347 + 75 DMV= 0.15 * Q347/(ln Q347)^2

	• nel caso di acque con salmonidi si hanno i precedenti valori aumentati di 4 litro/sec/km2 • nel caso di acque riproduttive si hanno i precedenti valori aumentati di 2 litro/sec/km2
SVEZIA	• valutazione caso per caso
SVIZZERA	• in dipendenza della portata di magra Q347 Q347= 60 litri/sec - DMV = 50 litri/sec - per ogni 10 litri/sec in più scatta una maggiorazione di 8 litri/sec in più al DMV Q347= 160 litri/sec - DMV = 130 litri/sec - per ogni 10 litri/sec in più scatta una maggiorazione di 4.4 litri/sec in più al DMV Q347= 500 litri/sec - DMV = 280 litri/sec - per ogni 100 litri/sec in più scatta una maggiorazione di 31 litri/sec in più al DMV Q347= 2500 litri/sec - DMV = 900 litri/sec - per ogni 21.3 litri/sec in più scatta una maggiorazione di 8 litri/sec in più al DMV Q347= 10000 litri/sec - DMV = 2500 litri/sec - per ogni 100 litri/sec in più scatta una maggiorazione di 150 litri/sec in più al DMV Q347= 60000 litri/sec - DMV = 10000 litri/sec
UK (Baxter)	• DMV = 0.125 / 0.25 Qm (con Qm portata media mensile)
USA)	• Q7.10 = portata minima di sette giorni consecutivi con Tr = 10 anni • 0.10 / 0.40 Qa (con Qa portata media annua)

ITALIA	Valutazione caso per caso

Il DMV è definito come la portata minima istantanea che deve essere presente in alveo immediatamente a valle dei prelievi, al fine di mantenere vitali le condizioni di funzionalità e di qualità degli ecosistemi interessati. Esso può essere distinto in:

- DMV idrologico: una frazione della portata naturale media annua naturale del corpo idrico in una data sezione, calcolata sulla base delle caratteristiche idrologiche peculiari delle diverse aree idrografiche;
- DMV di base: il DMV idrologico corretto in funzione della morfologia dell'alveo (M) e dei fenomeni di scambio idrico tra corso d'acqua e falda (A);
- DMV ambientale: il valore di DMV di base comprensivo degli eventuali fattori correttivi riguardanti la naturalità (N), la qualità dell'acqua (Q), la fruizione (F) e le esigenze di modulazione della portata residua a valle dei prelievi (T);

Per salvaguardia delle caratteristiche fisiche del corso d'acqua si intende il mantenimento delle sue tendenze evolutive naturali (morfologiche ed idrologiche), anche in presenza delle variazioni artificialmente indotte nel tirante idrico, nella portata e nel trasporto solido.

Per salvaguardia delle caratteristiche chimico-fisiche delle acque deve intendersi il mantenimento, nel tempo, dello stato di qualità delle acque, in linea con il perseguimento degli obiettivi di qualità previsti dagli artt. 4, 5 e 6 del D.Lgs. 152/06 e s.m.i., e della naturale capacità di autodepurazione del corso d'acqua.

Per salvaguardia delle biocenosi tipiche delle condizioni naturali è da intendersi il mantenimento, nel tempo, delle comunità (La comunita' e' l'insieme di piu' popolazioni, dove per popolazione e' da intendersi l'insieme di individui appartenenti alla stessa Specie) caratteristiche dell'area di riferimento, prendendo in considerazione anche i diversi stadi vitali di ciascuna specie.

In Italia i criteri generali di stima del DMV seguono sostanzialmente due procedure di calcolo differenti:

1) Tipo teorico o tradizionale, che si basa sull'elaborazione di parametri idrologici, strutturali e morfologici del bacino (Metodi speditivi regionalizzati).

2) Tipo sperimentale, che si basa sulla ricerca delle condizioni ambientali idonee a garantire lo sviluppo delle biocenosi acquatiche, valutando le relazioni esistenti tra variabili

strutturali del corso d'acqua e le esigenze ecologiche di una specie vivente in rapporto alle portate medie e minime dei corsi d'acqua (Metodi sperimentali).

La scelta dell'uno o dell'altro metodo è legata essenzialmente alla scala di applicazione e ai dati disponibili.

Nel caso concreto del corpo idrico Lago Salso il calcolo del suo deflusso minimo vitale è molto complesso in quanto trattasi di una palude dotata di paratoie, il cui apporto idrico avviene attraverso un canale (Canale Roncone) anch'esso dotato di paratoia. Inoltre il canale Roncone è una derivazione artificiale del Torrente Cervaro, torrente che in estatate (giugno-dicembre/gennaio) è in secca. Da sottolineare quindi che non trattandosi di un asta fluviale i parametri da tenere in considerazione sono molteplici.

Calcolare il DMV inoltre comporta la conoscenza di serie storiche di dati (decennali) che allo stato attuale in Puglia non sono disponibili o comunque non sono disponibili su corpi idrici minori come il Canale Roncone.

Gli autori data la difficoltà nel calcolare un deflusso minimo vitale del Lago Salso stanno sperimentando diverse tecniche e metodologie utilizzate in Italia.

Ad ogni modo durante tutto il corso del progetto sistematicamente sono stati raccolti dati soprattutto per la misura della portata usando strumenti come il mulinello idrometrico (Figura 2) che hanno permesso il calcolo della portata del Torrente Cervaro e del Canale Roncone.

Quindi sono calcolati e misurati i seguenti parametri Portata Liquida (m^3/s), Ampiezza dell'alveo di piena (m), Ampiezza media dell'alveo di magra (m), Quota batimetrica (m), Struttura del substrato dell'alveo, Pendenza del tratto (%), Morfologia alveo, Indice di sinuosità, Indice di anastomizzazione, e Indice di intrecciamento.

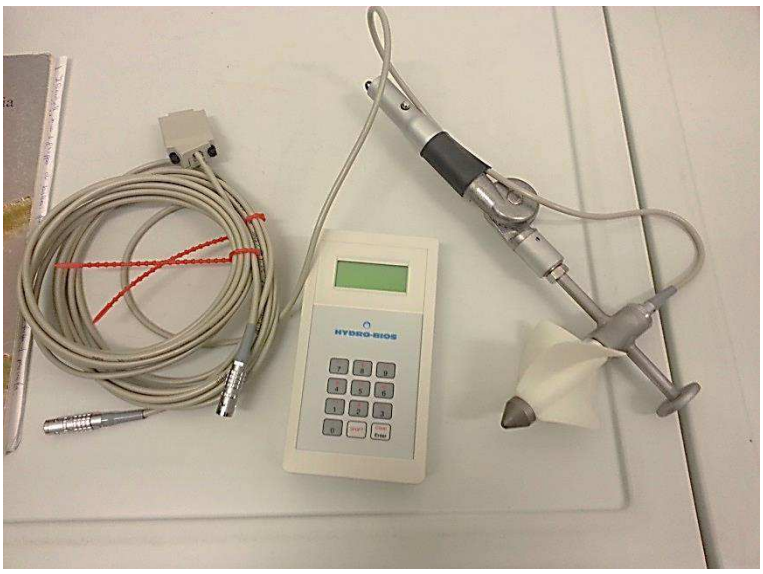


FIGURA 2 MULINELLO IDROMETRICO UTILIZZATO PER IL CALCOLO DELLA VELOCITÀ DELLA CORRENTE

6. Bibliografia consultata

AA.VV., 2001. Boschetti, Spazi naturali e Fauna selvatica in Pianura. Il Divulgatore, Anno XXIV, 11, Provincia di Bologna.

AGNELLI L., 1879 La Daunia antica e la Capitanata moderna i boschi, Napoli.

ANPA, 2000. I.F.F. Indice di Funzionalità Fluviale. 223 pp.

BARRAI I., 1984. Metodi di regressione e classificazione in biometria. Edagricole, Bologna.

BIANCO P. - MEDAGLI P. - D'EMERICO S., Primo elenco di entità floristiche in pericolo di estinzione in Puglia. 86° Congresso della Società Botanica Italiana, Viterbo - Nuovo Giornale Botanico Italiano, 125 (3): 437, 1991.

BIANCO P., Elementi florisici di interesse fitogeografico ed endemici della Puglia. - Atti XVI Congresso Nazionale Italiano di Entomologia. - (Allegato), Bari-Martina Franca (TA), 23-28 settembre, 1991.

Bianco P., Scaramuzzi F., Medagli P., D'emerico S.. 1991. Aspetti della flora e della vegetazione spontanea della Puglia centro-meridionale. Atti del XVI Congresso nazionale italiano di Entomologia. Bari - Martina Franca (TA) 23/28 settembre 1991.

Bisogni G.L., Malcevschi S., 1996. Ecosistemi filtro: l'esperienza della Valle Trebbia. In Atti del Convegno: Fitodepurazione, metodologie ed applicazioni. Finale Emilia, 21 gennaio 1994: 125-133.

BISSANTI A. A., 1968. La temperatura dell'aria in Puglia. Ist. Geogr., Fac. Econ. e Comm., Bari.

BISSANTI A. A., 1968. Le piogge in Puglia. Ann. Fac. Econ. e Comm. Vol. XXIII, Bari.

Blasi C. e Paolella A.. 1992. Progettazione ambientale. Ed. La Nuova Italia Scientifica. Roma.

BULGARINI F., et al., 1998 – Libro rosso degli animali d'Italia, Vertebrati, WWF Italia, Roma;

BUX M., RIZZI V., COCUMAZZI B. E PAVONE A., 2000 - An analysis of Apulian micromammal population by studying owls' pellets. Hystrix, 11 (2): 55-59;

BUX M., SCALERA LIACI L., SCILLITANI G. E SORINO R., 2003 – I Mammiferi terrestri della Puglia: Status e Conservazione, Atti del Convegno nazionale sulla biodiversità;

CALVARIO E., GUSTIN M., SARROCCO S., GALLO-ORSI U., BULGARINI F. FRATICELLI F. 1999. Nuova Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia. Rivista Italiana Ornitologia. 69 (1): 3-43.

CAPPELLETTI E PIGNATTI, Trattato di Botanica, UTET 1976

CONTI F. - MANZI A. - PEDROTTI F., Libro Rosso delle Piante d'Italia. Associazione Italiana per il World Wildlife Fund in collaborazione con la Società Botanica Italiana, 1992.

CONTI F., MANZI A., PEDROTTI F., 1997 – Liste rosse regionali delle piante d'Italia. WWF, Società Botanica Italiana, Università di Camerino.

CONTOLI, PALLADINO SEBASTI; Carta dei biotopi d'Italia, IST.POLIG.DELLO STATO,1971

Cooper P., 1996.Reed beds & constructed Wetlands for wastewater treatment. S.T.W.WRC Ed.

D'AMICO F. S. - SIGNORILE G., Osservazioni sulle comunità vegetali igrofile nei laghi in agro di Conversano (Ba). Convegno Territorio e Società nelle Aree Meridionali – Università degli Studi di Bari, 24-25 ottobre: 59, 1996.

DE ZIO S., FERRI V., FRISENDA S., SCILLITANI G., GIOIOSA M., RIZZI V. & SIGISMONDI A., 1995. Il progetto bioitaly e la fauna pugliese: osservazioni e proposte. Convegno UZI, Reggio Calabria.

Egaddi F., 1991. Ruolo della fitodepurazione nell'abbattimento dei nutrienti. Biologia Ambientale, n° 6: 5-14.

EMBERGER L., 1930. Sur une formule applicatible en geographie botanique. C. R. Acad. Sc. 191: 389, Paris

EMBERGER L., 1955. Une classification biogeographique des climats. Rec. trav. lab. bot. geol. zool. Fac. Sc. Montpellier, serie bot. 7: 3-43.

EPA, 1993. Subsurface flow constructed wetlands for wastewater tratment. EPA 832-R-93-001, U.S. EPA Office of Water (WH547).

Fenaroli L., 1966. Il Gargano, suoi aspetti vegetazionali e floristici. Ann. Acc. It. Sc. Forest., 15:107-135.

FENAROLI L., 1966. Il Gargano, suoi aspetti vegetazionali e floristici. Ann. Acc. It. Sc. Forest., 15:107-135.

FORMAN R.T.T. E GODRON M.. 1986. Landscape ecology. John Wiley & Sons. NY.

FORMAN R.T.T..1995. Land Mosaic. The ecology of landscape and regions. Cambridge University Press.

FORTE L. E VITA F.. 1998. Diagrammi bioclimatici di Montero de Burgos e Gonzales Rebollar: applicazioni al territorio pugliese. Annali della Facoltà di Agraria.

FORTE L., 2002. Worksheet per il calcolo degli indici bioclimatici secondo Montero de Burgos e Gonzales Rebollar. Dpt. Scienze delle Produzioni Vegetali, Museo Orto Botanico, Università di Bari.

FRANCINI-CORTI E., 1966. Aspetti della vegetazione pugliese e contingente paleoegeico meridionale della Puglia. Ann. Acc. It. Sc. Forest., 15:137-194.

GIACOMINI V. E FENAROLI L.. 1958. La Flora. Conosci l'Italia. Vol. II. Touring Club Italiano. Milano.

GUSTIN M., ZANICHELLI F. & COSTA M., 1997. Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Emilia-Romagna: un approccio metodologico alle specie con priorità di conservazione. Rivista Italiana Ornitologia 67 (1): 33-53.

Hanski I.. 1994. Patch occupancy dynamics in fragmented landscapes. TREE Vol. 9 n° 4: 131 – 135.

Hansky I., Moilanen A., Gyllenberg M.. 1996. Minimum viable metapopulation size. The American Naturalist. 147: 527-541. .

I.U.C.N., 1994. IUCN Red List Categories. Gland, I.U.C.N. Species survival Commission.

IUCN, 1996 - 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. (Baillie & Groombridge, 1996).

Kalkhoven J.T.R.. 1993. In: Bunce R.G.H., Ryzkowsky L., Paoletti M.G. «Landscape ecology and agroecosystems». Lewis Publishers.

Kareiva P. & Wennergren U.. 1995. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. Nature. Vol. 373: 299 – 302.

KAYE H. - KOOPOWITZ H., Piante in estinzione. (Edizione italiana a cura di Francesco Corbetta), Edagricole, 1985.

LEVITT J., 1980 - RESPONSES OF PLANTS TO ENVIRNONMENTAL STRESSES. ACCADEMIC PRESS, NEW YORK, 95-124.

LEVITT J., 1980 - Responses of plants to envirnonmental stresses. Accademic Press, New York, 95-124.

LORENZONI G.G., CURTI L., 1971. La duna di Lesina: importanza naturalistica, paesaggistica, idrogeologica. In: Scalera Liaci L. (Ed.), 1971. Atti del I Simposio Nazionale sulla Conservazione della Natura. Ist. Zool. Univ. di Bari., pp. 199-213, Cacucci editore, Bari.

M.Borin, Marchetti C., 1997. Sistemi di depurazione delle acque basati sull'uso di vegetazione macrofita. II. Esempi applicativi e gestione della vegetazione. ARS n. 56: 7-12. CEMAGREF. WWW.cemagref.fr

MACCHIA F., 1976. Principali aspetti del clima e della vegetazione della Puglia. In: Scalera Liaci L. (Ed.), 1976. Atti del VI Simposio Nazionale sulla Conservazione della Natura. Ist. Zool. Univ. di Bari., pp. 159-177, Cacucci editore, Bari.

MACCHIA F., 1986 – Relazioni fra clima e ciclo ontogenetico. Atti I colloqui su "Approcci metodologici per la definizione dell'ambiente fisico e biologico del Mediterraneo" - Lecce - pag. 61-75.

MACCHIA F., 1987 - Dew as a possible key factor in the distribution of Pinus halepensis Mill. in Apulia (Southern Italy). G.B.I., 121: 200-202.

MACCHIA F., 1993 - Caratteri adattativi di mediterraneità alla base di definizione e caratterizzazione del paesaggio vegetale mediterraneo. Atti III Convegno "Paesaggi e Giardini del Mediterraneo", vol.1: 181-186.

MACCHIA F.. 1993. Lineamenti del clima e della vegetazione della Puglia settentrionale. Atti del convegno "La Flora e la vegetazione spontanea della Puglia nella Scienza, nell'arte e nella storia". Bari, 22-23 maggio 1993.

MARCUZZI G., 1971. Il problema dei "siti naturali" in Puglia. In: Scalera Liaci L. (Ed.), 1971. Atti del I Simposio Nazionale sulla Conservazione della Natura. Ist. Zool. Univ. di Bari., pp. 113-131, Cacucci editore, Bari.

MASON C.F. & MACDONALD S.M., 2000. Influence of landscape and land-use on the distribution of breeding birds in farmland in eastern England. Journal zool. London. 251: 339-348.

MC DONNEL M.J. AND PICKETT S.T.A.. 1993. Humans as component of ecosystem: a synthesis. In Humans as component of ecosystem di Mc Donnel M.J. and Pickett S.T.A.. Springer-Verlag. New York, Heidelberg, Berlin.

MILSON T.P., LANGTON S.D., PARKIN W.D., PEEL S., BISHOP J.D., HART J.D. & MOORE N., 2000. Habitat models of birds species'distribution: an aid to theagement of coastal grazing marshes. Journal of Applied Ecology, 37, 706-728.

MONTERO DE BURGOS J.L., GONZALES REBOLLAR J.L., 1974. Diagramas bioclimaticos. Icona, Madrid.

MOONEY H.A., 1982 - Habitat, plant form and plant water relation in Mediterranean climate regions. Ecologia Mediterranea, 8: 287-296.

Moroni F., Pergetti M., Ghetti P.F., 1996. La fitodepurazione con il sistema a flusso subsuperficiale: principi di funzionamento e aspetti progettuali di un impianto per il trattamento di reflui civili. In Atti del Convegno: Fitodepurazione, metodologie ed applicazioni. Finale Emilia, 21 gennaio 1994: 137-146. 10

NAHAL I., 1981. The Mediterrean climate from a biological viewpoint. In: di Castri F., Goodall D.W., Spechi R. (eds.) Ecosystem of the world 11: Mediterranean-type shrublands. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam-Oxford-New York.

NAPPI A., 2001 – I Micromammiferi d'Italia, ed. Simone;

NAVEH Z.. 1982. Landscape ecology as an emerging branch of human ecosystem science. Advances in Ecological Research, 12:189-237.

Naveh Z.. 1982. Landscape ecology as an emerging branch of human ecosystem science. Advances in Ecological Research, 12:189-237.

Naveh Z. 1982.b Mediterranean landscape evolution and degradation as multivariate biofunctions: theoretical and practical implications. Landscape planning, 9: 125 – 146.

Naveh Z., Whittaker R.H., 1980. Structural and floristic diversity of shrublands and woodlands in northern Israel and other Mediterranean areas. Vegetatio 41: 171 – 190.

NAVEH ZEV. 1982. Mediterranean landscape evolution and degradation as multivariate biofunctions: theoretical and practical implications. Landscape planning, 9 (1982).

NOSS R.F.. 1983. Regional landscape approach to mantain diversity. BioScience vol. 33 n°11:700-706.

NOSS R.F.. 1996. Ecosystem as conservation targets. TREE. Vol.11, n°8: 351.

Odum E.P.. 1988. Basi di Ecologia. Ed. Piccin. Padova.

PAIERO P., CURTI L., LORENZONI G.G., MARCHIORI S., 1972. Carta della vegetazione del bacino di Lesina (Foggia). In: Scalera Liaci L. (Ed.), 1972. Atti del II Simposio Nazionale sulla Conservazione della Natura. Ist. Zool. Univ. di Bari., pp. 263-276, Cacucci editore, Bari.

PAOLETTI M.G. & FAVRETTO M.R., 1992. Consigli utili per la conservazione della biodiversità negli agroecosistemi. In: Paoletti M.G. e Favretto M.R. (Eds), Biodiversità negli agroecosistemi, 157. Osservatorio Agroambientale, Cesena.

PAOLETTI M.G.. 1999. Struttura del paesaggio, diversità e processi di domesticazione. International workshop: «Prespectives for the enhancement of connectivity in Mediterranean landscapes». IAM.B Valenzano (BA) - Italy. 4 june 1999.

PAPANASTASIS V.P.. 1997. Livestock grazing in Mediterranean ecosystems: an historical and policy perspective. Proceedings of the international Workshop held in Thessaloniki (Greece): "Ecological basis of livestock grazing in mediterranean ecosystems". October 23-25, 1997.

PARKER R. E., 1984. Introduzione alla statistica per la biologia. Edagricole, Bologna.

PASA A., 1953 - Alcuni caratteri della mammalofauna pugliese. Mem. Biogeogr. Adriatica, 2: 1-23;

PICKETT S.T.A. e White P.S.. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic press. Orlando

PIGNATTI S., 1982. Flora d'Italia. 1-3, Edagricole, Bologna.

PIGNATTI S., 1995. Ecologia vegetale. UTET, Torino.

PIGNATTI S., Ecologia del paesaggio, UTET, Torino.

PIGNATTI S., Piani vegetazionali in Italia, GIO.BOT.ITA. 113:411-420

Pimental D., Stachow U., Takas D.A., Brubaker H.W., Dumas A.R., Meany J.J., O'Neil J.A.S., Onsi D.E., Corzilius D.B.. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry system. BioScience Vol. 42 n°5: 354 – 362.

PINNA, Climatologia, UTET

PIROLA A..1970. Elementi di Fitosociologia. Ed. Clueb. Bologna.

PIRONE G., 1995. Alberi arbusti e liane d'Abruzzo. COGECSTRE, Penne.

POTTER C., 1997. Europe's changing farmed landscape. In: Pain J.D., Pienkowski M.W. (Eds), Farming and Birds in Europe; the Common Agricoltural Policy and its Implication for Birds Conservation, 25-42. Academic Press, Londra.

POZIO E., FRISENDA S.. 1977. Gli anfibi e i rettili della regione Puglia. Atti del VII Simposio Nazionale sulla Conservazione della Natura. Bari, 20-23 aprile 1977. Ed. Cacucci. Bari.

PRATESI F. & TASSI F., 1979. Guida alla natura della Puglia, Basilicata e Calabria. A.Mondadori Ed., Milano.

PROVINI, GALASSI, MARCHETTI, Ecologia applicata, Città Studi Ed..

RAE J., 1994. Agriculture and the environment in the OECD. In: Williamson C. (Ed)- Agriculture, the Environment and Trade, 82-114. International Policy Council on Agriculture Trade. Washington.

RAUNKIAER C., 1934. The Life Forms of Plants and Statistical Plant Geography. Oxford.

REED S.C., Middlebrooks E.J., Crites R.W., 1998. Natural system for waste management and treatment. Mc Graw-Hill Book Company, 6: 164-202.

RIVAS MARTINEZ S., SÁNCHEZ-MATA D., COSTA M., 1999. North American Boreal and Western Temperate Forest Vegetation (syntaxonomical synopsis of the potential natural plant communities of North America) Itinera Geobotanica, 12: 3-311.

RIVAS-MARTÍNEZ S., 1977. Sur la syntaxonomie des pelouses therophytiques de l'Europe occidentale. Colloques phytosociologiques VI: 55-71.

RIZZOTTO M., 1995. Le categorie IUCN per la compilazione delle "Liste Rosse" e l'attività della S.B.I. per la conservazione della flora. Inform. Bot. Ital., 27: 315-338.

ROBSON N., 1997. The evolution of the Common Agricoltural Policy and the incorporation of environmental considerations. In: Pain J.D., Pienkowski M.W. (Eds)- Farming and Birds in Europe; the Common Agricoltural Policy and its Implication for Birds Conservation, 43-78. Academic Press, London.

ROSSI P..1988. Puglia: regione naturale e spazio organizzato. Ed. Adriatica. Bari.

ROYER J. M., 1991. Synthèse eurosibérienne, phytosociologique et phytogéographique de la classe des Festuco-Brometea. Dissertationes Botanicae, 178: 1-296.

RUSSO R..1996. Storia della Puglia. Editrice Rotas. Barletta.

RUSSO S., 1990, Grano, pascolo e bosco in Capitanata tra sette e ottocento", Edipuglia.

SAVAGE J.M.. 1995. Systematics and the biodiversity crises. BioScience vol.45 n°10: 673-679.

SCHÖNFELDER I. & P., 1986. La Flora mediterranea. Istituto Geografico De Agostini, Novara.

Shafer C.L.. 1995. Values and shortcomings of small reserves. BioScience vol. 45 n°2: 80 – 88.

Shaffer M.L..1981. Minimum population sizes for species conservation. BioScience vol. 31. N°2: 131-134.

SIGISMONDI A. & TEDESCO N., 1990. Natura in Puglia. Mario Adda Ed., Bari.

SIGISMONDI A. & TEDESCO N., 1994. Il Parco Nazionale del Gargano. Mario Adda Ed., Bari.

SLOCOMBE D.S.. 1993. Implementing ecosystem-based management. BioScience vol. 43 n°. 9: 612 – 621.

SPAGNESI M. E TOSO S., 1999 - Iconografia dei Mammiferi d'Italia. INFS, Ozzano Emilia. 201 pp.;

SPSS INC., 1992. SPSS/PC+ Advanced Statistics Manual. SPSS Inc, Chicago.

STRASBURGER, 1995, Trattato di botanica, antonio Delfino Ed.

SUSMEL L., 1988. Principi di Ecologia: fattori ecologici, ecosistemica, applicazioni. CLUEP, Padova.

Suter W..1998. Involving conservation biology in biodiversity strategy and action planning. Biological Conservation Vol. 83 n° 3: 235 – 237.

TASSI F., 1971. Proposta per un parco regionale del Gargano. In: Scalera Liaci L. (Ed.), 1971. Atti del I Simposio Nazionale sulla Conservazione della Natura. Ist. Zool. Univ. di Bari., pp. 231-254, Cacucci editore, Bari.

Thompson J.N.. 1996. Evolutionary ecology and the conservation of biodiversity. TREE vol. 11 n°7: 300 – 303.

Tilman D., May R.M., Lehman C.L., Nowak M.A.. 1994. Habitat destruction and the extinction debt. Nature Vol. 371: 65 - 66

TOMMASELLI, Introduzione allo studio della fitosociologia, INDUSTR.POLIGR.LOMB. 1956

TROLL C., 1971. Landescape ecology (geo-ecology) and bio-ceonology- a terminology study. Geoforum 8, 43-46.

TURNER M.G.. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. Annu. Rev. Ecol. Syst. 20: 171 – 197.

VIOLA F., DUCOLI V., 1982. Metodi per l'applicazione degli indici bioclimatici. Economia Montana, 5: 12-20.

Vismara R., 1998. Depurazione biologica - Teoria e processi. Hoepli Ed.: 778 pp.

VISMARA R., Egaddi F., Garuti G., Pergetti M., Pagliughi A., 2001. Linee guida per il dimensionamento degli impianti di fitodepurazione a macrofite radicate emergenti: gli esempi internazionali ed una proposta italiana. Biologi Italiani, 4: 40-51.

WALTER H., 1983 - The significance of Sclerofilly in Competition. Vegetation of the Earth and Ecological Systems of the Geo-biosphere. Springer-Verlag Berlin Heidelberg New York Tokyo.

WHITTAKER R.H., 1972. Evolution and measurement of species diversity. Taxon 21:213-215.

WHITTAKER R.J..1998. Island Biogeography: ecology, evolution and conservation. Oxford University Press.

WILCOVE D.S. 1995. The ecosystem management bandwagon. TREE. Vol. 10 n°8: 345

WILSON E.O.. 1989. La diversità biologica in pericolo. In "Le Scienze: quaderni" N° 68. Ottobre 1992: 58-64.